



**UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOQUÍMICA:
PETRÓLEO E MEIO AMBIENTE – POSPETRO**

CLAUDINÉIA DE SOUZA SOUZA

**FOTODEGRADAÇÃO DE MICROPLÁSTICOS EM
SEDIMENTOS DE MANGUEZAL E DE PRAIA NA BAÍA DE
TODOS OS SANTOS, BAHIA – BRASIL**

Salvador
2025

CLAUDINEIA DE SOUZA SOUZA

**FOTODEGRADAÇÃO DE MICROPLÁSTICOS EM
SEDIMENTOS DE MANGUEZAL E DE PRAIA NA BAÍA DE
TODOS OS SANTOS, BAHIA – BRASIL**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Geoquímica: Petróleo e Meio Ambiente – Pospetro, Instituto de Geociências, Universidade Federal da Bahia, como requisito para a obtenção do título de Doutor(a) em Geoquímica do Petróleo e Ambiental

Orientador: Prof. Dr. Joil José Celino
Coorientador: Prof. Dr. Márcio de Jesus Silva

Salvador
2025

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Universitária de Ciências e Tecnologias Prof. Omar Catunda, SIBI - UFBA.

S729 Souza, Claudinéia de Souza

Fotodegradação de microplásticos em sedimentos de manguezal e de praia na Baía de Todos os Santos, Bahia -Brasil / Claudinéia de Souza Souza. – Salvador, 2025.

182 f.

Orientador: Prof. Dr. Joil José Celino.

Coorientador: Prof. Dr. Márcio de Jesus Silva.

Tese (Doutorado) – Universidade Federal da Bahia.
Instituto de Geociências, 2025.

1. Sedimentos – Baía de Todos os Santos (BA). 2. Microplástico. 3. Fotodegradação. 4. Risco Ambiental. I. Celino, Joil José. II. Silva, Márcio de Jesus. III. Universidade Federal da Bahia. IV. Título.

CDU:550.4:504(813.8)

CLAUDINEIA DE SOUZA SOUZA

FOTODEGRADAÇÃO DE MICROPLÁSTICOS EM SEDIMENTOS DE MANGUEZAL E DE PRAIA NA BAÍA DE TODOS OS SANTOS, BAHIA – BRASIL

Tese apresentada como requisito parcial para obtenção do grau de Doutor(a) em Geoquímica do Petróleo e Ambiental, Instituto de Geociências da Universidade Federal da Bahia.

Salvador, 20 de maio de 2025

Banca examinadora

Documento assinado digitalmente
 JOIL JOSE CELINO
Data: 21/08/2025 18:13:56-0300
Verifique em <https://validar.itd.gov.br>

Joil José Celino-Orientador
Doutorado em Geologia Regional pela Universidade de Brasília
Universidade Federal da Bahia

Documento assinado digitalmente
 MARCELO COSTA MUNIZ
Data: 08/08/2025 12:38:22-0300
Verifique em <https://validar.itd.gov.br>

Marcelo Costa Muniz
Doutorado em Biologia Marinha pela Universidade Federal Fluminense
Universidade Federal da Bahia

Documento assinado digitalmente
 LUIZ CARLOS LOBATO DOS SANTOS
Data: 06/08/2025 13:53:54-0300
Verifique em <https://validar.itd.gov.br>

Luiz Carlos Lobato dos Santos
Doutorado em Engenharia Química pela The University of Manchester
Universidade Federal da Bahia

Documento assinado digitalmente
 LIANA ALVARES RODRIGUES
Data: 11/08/2025 13:29:02-0300
Verifique em <https://validar.itd.gov.br>

Liana Alvares Rodrigues
Doutorado em Engenharia Mecânica e Aeronáutica pelo Instituto Tecnológico de Aeronáutica
Universidade de São Paulo

Documento assinado digitalmente
 ALESSANDRA CRISTINA SILVA VALENTIM
Data: 14/08/2025 11:13:21-0300
Verifique em <https://validar.itd.gov.br>

Alessandra Cristina Silva Valentim
Doutorado em Engenharia Química pela Universidade Federal do Rio de Janeiro
Universidade Federal do Recôncavo da Bahia

AGRADECIMENTOS

Agradeço a todos que, de alguma forma, contribuíram para a realização deste trabalho: professores, coordenadores, colaboradores, colegas, técnicos, alunos de iniciação científica e amigos.

Expresso minha profunda gratidão ao meu orientador, Prof. Dr. Joil José Celino (UFBA), pelo vasto conhecimento, pela presteza e pelo apoio constante durante todas as etapas desta pesquisa. Estendo também meus sinceros agradecimentos ao meu coorientador, Prof. Dr. Márcio de Jesus Silva, pelos ensinamentos e pelas valiosas contribuições nos estudos relacionados à fotocatálise de microplásticos, fundamentais para o desenvolvimento deste trabalho.

Agradeço aos membros da banca pelas sugestões e contribuições que enriqueceram este estudo.

Ao LaPO – Laboratório de Propriedades Ópticas, do Instituto de Física, na pessoa do Prof. Dr. Iuri Pepe.

Ao LAMUME – Laboratório de Microscopia Eletrônica, do Instituto de Física, na pessoa do coordenador Prof. Dr. Marcus Vinicius Santos da Silva, e à equipe técnica, representada por Elias Silva dos Santos, pelo apoio prestado.

Ao corpo técnico do LEPETRO, pelo auxílio e suporte na execução do projeto, especialmente na pessoa da Profa. Dra. Sarah Adriana Rocha Soares.

À Profa. Dra. Liana Alvares Rodrigues (UFBA), pela oportunidade concedida durante o estágio doutoral em Fotocatálise, voltado à degradação de contaminantes emergentes, realizado na USP.

Minha gratidão especial à minha família, que esteve ao meu lado em todas as etapas desta jornada, ajudando-me a superar os desafios do início ao fim. Em especial, à minha avó Janice (in memoriam), minha maior incentivadora, responsável por me fortalecer a cada momento e por me lembrar da importância de nunca desistir.

À Universidade Federal da Bahia (UFBA), pelo suporte técnico e científico.

Este trabalho contou com o apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES), Código de Financiamento 001, e da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado da Bahia (FAPESB), cujo financiamento e bolsa de estudos foram essenciais para a concretização desta pesquisa.

APRESENTAÇÃO

A crescente preocupação com a poluição por microplásticos (MPs) em ecossistemas costeiros e estuarinos tem motivado avanços significativos na área das geociências ambientais, especialmente no que tange à compreensão das dinâmicas de transporte, acúmulo e degradação desses contaminantes. Inserida nesse contexto emergente e interdisciplinar, a presente tese intitulada “Fotodegradação de Microplásticos em Sedimentos de Manguezal e de Praia na Baía de Todos os Santos, Bahia – Brasil” foi desenvolvida por Claudinéia de Souza Souza, como requisito parcial para obtenção do título de Doutora em Geoquímica do Petróleo e Ambiental, no âmbito do Programa de Pós-Graduação em Geoquímica: Petróleo e Meio Ambiente –Pospetro, do Instituto de Geociências da Universidade Federal da Bahia. O trabalho foi conduzido sob orientação do Prof. Dr. Joil José Celino e coorientação do Prof. Dr. Márcio de Jesus Silva.

A proposta científica desta pesquisa está ancorada na necessidade de investigar os impactos ambientais e os mecanismos de degradação de MPs em sedimentos costeiros, com foco específico nos contrastes entre praias e manguezais da Baía de Todos os Santos (BTS), um dos maiores e mais antropicamente pressionados estuários do Brasil. Essa investigação se estrutura em três capítulos principais, organizados de forma complementar e progressiva, a fim de oferecer uma abordagem integrada e aprofundada do tema.

O primeiro capítulo aborda a distribuição espacial e as possíveis fontes dos MPs nos sedimentos de manguezais e praias da BTS. Mediante uma caracterização detalhada da abundância, morfologia, cor e composição elementar dos MPs, essa seção destaca o papel diferencial de cada ecossistema na retenção e fragmentação desses poluentes, revelando os efeitos de variáveis ambientais como granulometria, matéria orgânica e hidrodinâmica.

No segundo capítulo, a tese avança para uma análise estatística multivariada das interações físico-químicas entre os MPs e a matriz sedimentar, considerando variáveis como pH, carbono orgânico total (COT) e nitrogênio total (NT). Essa seção busca estabelecer relações causais entre os parâmetros geoquímicos e o comportamento dos MPs, contribuindo para a compreensão de sua persistência, adsorção de contaminantes e potenciais impactos ecotoxicológicos.

Por fim, o terceiro capítulo constitui o núcleo inovador desta pesquisa: a avaliação experimental da eficiência de processos de fotodegradação (fotólise e fotocatálise heterogênea com TiO₂) aplicados a microesferas plásticas cosméticas, com base em análises gravimétricas,

espectroscópicas (FTIR) e morfológicas (MEV/EDS). Os resultados obtidos evidenciam não apenas a viabilidade técnico-científica dessas abordagens, mas também suas limitações e implicações práticas para estratégias de remediação ambiental.

Ao reunir caracterizações empíricas de campo, análises geoquímicas e ensaios laboratoriais de degradação, esta tese se propõe a contribuir de forma substantiva para o avanço da geoquímica ambiental no contexto da poluição plástica, fornecendo subsídios relevantes para a formulação de políticas públicas, o aprimoramento de tecnologias de remediação e a conservação de ecossistemas costeiros sensíveis. Ao apresentar dados inéditos sobre a BTS e propor soluções baseadas em ciência aplicada, espera-se que este trabalho seja uma referência para estudos futuros, tanto no Brasil quanto em outras regiões tropicais.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	8
2	DISTRIBUIÇÃO E FONTES DE MICROPLÁSTICOS EM SEDIMENTOS DE MANGUEZAIS E PRAIAS DA BAÍA DE TODOS OS SANTOS, BAHIA, BRASIL	10
2.1	RESUMO	10
2.2	ABSTRACT	10
2.3	INTRODUÇÃO	11
2.4	ÁREA DE ESTUDO.....	12
2.5	MATERIAIS E MÉTODOS	14
2.5.1	Amostragem de sedimentos	14
2.5.2	Caracterização de resíduos plásticos visíveis	15
2.5.3	Preparação e extração de MPs	16
2.5.4	Inspeção visual e classificação morfológica dos MPs	17
2.5.5	Análise MEV/EDS para caracterização elementar de MPs.....	18
2.5.6	Controle e garantia da qualidade.....	19
2.6	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	20
2.6.1	Resíduos <i>plásticos</i> observados em campo (macroplásticos).....	20
2.6.2	Abundância e características de microplásticos em sedimentos de manguezais e praias	23
2.6.3	Tipos morfológicos e cores	28
2.6.4	Implicações ambientais e ecotoxicológicas dos microplásticos em manguezais e praias	39
2.7	CONCLUSÕES.....	40
2.8	LIMITAÇÕES E POTENCIAIS VIESES DO ESTUDO.....	41
3	INTERAÇÕES FÍSICO-QUÍMICAS E IMPACTOS ECOLÓGICOS DE MICROPLÁSTICOS NA BTS: UMA ABORDAGEM ESTATÍSTICA	43
3.1	RESUMO	43
3.2	ABSTRACT	43

3.3	INTRODUÇÃO	44
3.4	MATERIAIS E MÉTODOS.....	45
3.4.1	Coleta e preparação das amostras de sedimentos.....	45
3.4.2	Caracterização dos sedimentos de manguezal e praia	45
3.4.3	Extração e quantificação de MPs.....	47
3.4.4	Análise estatística.....	47
3.4.5	Controle e garantia da qualidade.....	48
3.5	RESUTADOS E DISCUSSÃO	49
3.5.1	Parâmetros físico-químicos dos sedimentos	49
3.5.2	Influência ambiental e análise estatística	53
3.6	CONCLUSÕES.....	59
4	AVALIAÇÃO DE DESEMPENHO DOS PROCESSOS DE FOTODEGRADAÇÃO DE MICROESFERAS PLÁSTICAS EM SEDIMENTOS DE MANGUEZAIS E DE PRAIA	60
4.1	RESUMO.....	60
4.2	ABSTRACT	60
4.3	INTRODUÇÃO	61
4.4	MICROESFERAS COSMÉTICAS: IMPACTOS AMBIENTAIS E NECESSIDADE DE REMEDIAÇÃO	62
4.5	STATUS ATUAL DA PESQUISA SOBRE A FOTODEGRADAÇÃO DE MICROPLÁSTICOS (PVC, PE, PP E PS).....	63
4.6	MATERIAIS E MÉTODOS	65
4.6.1	Área de estudo	65
4.6.2	Coleta e preparo das amostras de sedimentos.....	65
4.6.3	Caracterização dos sedimentos.....	66
4.6.4	Extração e preparação dos MPs	66
4.6.5	Configuração dos experimentos de fotodegradação: fotólise e fotocatálise	67
4.6.6	Abordagem experimental.....	70

4.6.7	Análises estatísticas.....	72
4.7	RESULTADOS E DISCUSSÃO	73
4.7.1	. Caracterização dos microplásticos extraídos do esfoliante.....	73
4.7.2	Efeito do tratamento fotocatalítico nos microplásticos	80
4.8	CONCLUSÃO	107
4.9	LIMITAÇÕES E PERSPECTIVAS FUTURAS	108
5	CONSIDERAÇÕES GERAIS	110
6	PERSPECTIVAS FUTURAS: APLICAÇÕES BIOTECNOLÓGICAS NA REMEDIAÇÃO DE MICROPLÁSTICOS EM SEDIMENTOS COSTEIROS.....	111
7	PROPOSTAS DE GESTÃO AMBIENTAL E MONITORAMENTO	113
	REFERÊNCIAS	115
	APÊNDICES.....	131

1 INTRODUÇÃO

A poluição por microplásticos (MPs), definidos como partículas plásticas com menos de 5 mm, representa uma ameaça emergente à integridade dos ecossistemas aquáticos e costeiros (Li *et al.*, 2023; Yang *et al.*, 2023; Parvez *et al.*, 2024). Esses contaminantes são classificados como primários, quando produzidos intencionalmente em tamanho microscópico (por exemplo, microesferas utilizadas em cosméticos e produtos de higiene), e secundários, quando resultam da fragmentação progressiva de plásticos maiores por meio de processos físicos, químicos e biológicos (NOAA, 2015; Chae; An, 2018; Chen; Chen, 2020; Alimi *et al.*, 2022; Seeruttum *et al.*, 2023).

A ampla dispersão dos MPs e sua capacidade de adsorver metais pesados, hidrocarbonetos e outros compostos tóxicos tornam sua presença especialmente preocupante em ambientes costeiros, onde os fluxos hidrodinâmicos, a composição sedimentar e a intensidade da atividade antrópica influenciam sua retenção, fragmentação e acúmulo (Naik *et al.*, 2019; Chen *et al.*, 2020; Shen *et al.*, 2022). Manguezais, por sua natureza deposicional e elevada carga orgânica, funcionam como filtros ecológicos capazes de reter partículas finas e compostos associados, incluindo MPs (Rahim *et al.*, 2023; Tan *et al.*, 2022; So *et al.*, 2023). Por outro lado, praias arenosas, mais expostas a ondas, ventos e ao turismo, apresentam padrões distintos de deposição e exposição à radiação, favorecendo processos avançados de fragmentação superficial (Costa *et al.*, 2023; Flores-Ocampo; Armstrong-Altrin, 2023).

Diante da onipresença dos MPs em matrizes sedimentares, cresce o interesse por abordagens tecnológicas de remediação. Entre essas, a fotocatálise heterogênea utilizando catalisadores como o dióxido de titânio (TiO_2) tem sido amplamente investigada (Ariza-Tarazona *et al.*, 2023; Chokejaroenrat *et al.*, 2024; Qi *et al.*, 2023; Horikoshi *et al.*, 1999; Wu *et al.*, 2025). Esse processo baseia-se na geração de espécies reativas de oxigênio (EROs) sob radiação UV, promovendo a degradação oxidativa das cadeias poliméricas dos MPs (Xie *et al.*, 2023; Lee *et al.*, 2021). Diversos estudos recentes relatam o uso bem-sucedido de TiO_2 em matrizes para aumentar sua eficiência em ambientes naturais (Wu *et al.*, 2025; Gembo *et al.*, 2025), mas sua aplicação em sedimentos reais ricos em matéria orgânica, como os de manguezais, ainda é limitada e requer estudos adicionais.

A Baía de Todos os Santos (BTS), localizada na costa leste do Brasil, representa um ambiente costeiro tropical de grande relevância ecológica e econômica. A região abriga extensos

manguezais, praias urbanizadas e zonas portuárias, sendo submetida a múltiplas pressões antrópicas, o que a torna um modelo adequado para avaliar a contaminação por MPs e testar metodologias de remediação em condições ambientais reais.

Neste contexto, o presente estudo teve como objetivo central avaliar a distribuição, a composição e os mecanismos de fotodegradação de MPs em sedimentos de manguezal e de praia da Baía de Todos os Santos, com ênfase na aplicação da fotocatálise heterogênea com TiO₂ como estratégia de remediação ambiental. A pesquisa foi estruturada em três etapas principais: (i) caracterização morfológica, espectroscópica e elementar dos MPs extraídos dos sedimentos; (ii) análise da influência de variáveis sedimentares, como granulometria e conteúdo orgânico, sobre a abundância e retenção dos MPs; e (iii) avaliação experimental da fotodegradação de MPs primários, extraídos de um esfoliante comercial, em interação com matrizes sedimentares naturais sob exposição à radiação. Os resultados obtidos contribuem para aprofundar a compreensão da dinâmica dos MPs em ecossistemas tropicais e fornecem subsídios técnicos para o desenvolvimento de soluções sustentáveis voltadas à gestão costeira e à mitigação da poluição plástica.

2 DISTRIBUIÇÃO E FONTES DE MICROPLÁSTICOS EM SEDIMENTOS DE MANGUEZAIS E PRAIAS DA BAÍA DE TODOS OS SANTOS, BAHIA, BRASIL

2.1 RESUMO

Este estudo apresenta uma investigação detalhada sobre a presença, as características e os impactos dos microplásticos (MPs) em dois ambientes costeiros distintos, manguezais e praias, na Baía de Todos os Santos, Bahia, Brasil. Os principais achados destacam diferenças significativas nos padrões de degradação, composição elementar e implicações ambientais dos MPs nesses ecossistemas. Nos sedimentos de manguezal, os MPs apresentaram características de degradação avançada, como microfissuras, encrustações e matéria orgânica aderida. Sua composição elementar revelou concentrações mais elevadas de ferro (Fe), zinco (Zn), alumínio (Al) e enxofre (S), indicativas das condições anóxicas e do ambiente rico em matéria orgânica típicos dos manguezais. Esses MPs atuam como sumidouros de poluentes, acumulando metais pesados e contaminantes orgânicos, representando riscos ecológicos de longo prazo. Por outro lado, os MPs dos sedimentos de praia apresentaram superfícies mais lisas e maior prevalência de silício (Si), refletindo a composição mineralógica dos ambientes arenosos e a natureza dinâmica da ação das ondas. Os perfis elementares dos MPs de praia indicaram menor retenção de metais pesados e uma fragmentação e dispersão mais rápidas em comparação aos manguezais. O estudo ressalta a interconexão das vias de poluição e o papel dos MPs como vetores dinâmicos de substâncias perigosas. Recomenda-se a adoção de estratégias de gestão específicas para mitigar a poluição por MPs, integrando expansão geográfica, análises específicas de polímeros e avaliações de impacto biológico. Este trabalho avança na compreensão do comportamento dos MPs em ecossistemas costeiros, fornecendo dados essenciais para orientar ações de controle da poluição e conservação ambiental.

Palavras-chave: Metais pesados, Padrões de degradação, Interação com sedimentos, Vetores de contaminação, Risco ambiental.

2.2 ABSTRACT

This study provides a detailed investigation into the presence, characteristics, and impacts of microplastics (MPs) in two distinct coastal environments—mangroves and beaches—in Baía de Todos os Santos, Bahia, Brazil. Key findings highlight significant differences in the degradation patterns, elemental composition, and environmental implications of MPs in these ecosystems. In mangrove sediments, MPs displayed advanced degradation features such as microcracks, encrustations, and adhered organic matter. Their elemental composition revealed higher concentrations of iron (Fe), zinc (Zn), aluminum (Al), and sulfur (S), indicative of the anoxic conditions and organic-rich environment typical of mangroves. These MPs act as pollutant sinks, accumulating heavy metals and organic contaminants, posing long-term ecological risks. Conversely, MP from beach sediments exhibited smoother surfaces and a higher prevalence of silicon (Si), reflecting the mineralogical composition of sandy environments and the dynamic nature of wave action. The elemental profiles of beach MPs indicated lower retention of heavy metals and faster fragmentation and dispersion compared to mangroves. The study underscores the

interconnectedness of pollution pathways and the role of MPs as dynamic vectors for hazardous substances. It recommends targeted management strategies to mitigate MPs pollution, integrating geographical expansion, polymer-specific analysis, and biological impact assessments. This work advances the understanding of MPs behavior in coastal ecosystems, providing essential data to guide pollution control and conservation efforts.

Keywords: Heavy metals; Degradation patterns; Sediment interaction; Contaminant vectors; Environmental risk.

2.3 INTRODUÇÃO

A poluição por microplásticos (MPs), definidos como partículas plásticas com menos de 5 mm de diâmetro, tem se consolidado como uma das principais preocupações ambientais da atualidade, devido à sua ampla distribuição e ao potencial de provocar impactos ecológicos adversos (Zhou *et al.*, 2022; Thompson *et al.*, 2024; Parvez *et al.*, 2024). Esses contaminantes emergentes resultam da degradação de macroplásticos por processos físico-químicos e biológicos, além de fontes primárias, como microesferas presentes em cosméticos e fibras sintéticas liberadas durante a lavagem de tecidos (NOAA, 2015; Alimi *et al.*, 2022; Seeruttum *et al.*, 2023).

Em ecossistemas costeiros, os MPs são introduzidos por diferentes vias, incluindo escoamento superficial, disposição inadequada de resíduos e atividades náuticas, acumulando-se em zonas de deposição sob influência de marés, correntes e ventos (Jiang *et al.*, 2022; Li *et al.*, 2022; Li *et al.*, 2023). Esses ambientes de transição, como praias e manguezais, desempenham papel crucial como receptores e filtros naturais dessa poluição difusa (Wilson *et al.*, 2021; Kor *et al.*, 2023; Yang *et al.*, 2023).

As praias, por sua natureza exposta e dinâmica, atuam como interfaces diretas entre os ambientes terrestre e marinho, sendo particularmente vulneráveis ao acúmulo e à dispersão de MPs. A presença constante de resíduos plásticos nesses locais compromete a biodiversidade costeira, interfere nas cadeias alimentares e afeta diretamente atividades socioeconômicas, como o turismo e a pesca (Mohan *et al.*, 2022; Costa *et al.*, 2023; Flores-Ocampo; Armstrong-Altrin, 2023).

Por outro lado, os manguezais se destacam por sua complexidade ecológica e elevada produtividade. Seus sistemas radiculares densos e os sedimentos anóxicos atuam como armadilhas naturais para partículas em suspensão, tornando-os particularmente eficientes na retenção de MPs (Rahim *et al.*, 2023; Tan *et al.*, 2022; So *et al.*, 2023). Além disso, esses ecossistemas fornecem serviços essenciais, como proteção costeira, sequestro de carbono e suporte a comunidades

pesqueiras, o que potencializa os impactos negativos da contaminação plástica sobre a fauna, flora e populações humanas que deles dependem (Li *et al.*, 2020; Jiang *et al.*, 2022; Malafeev *et al.*, 2023; Tsochatzis *et al.*, 2024).

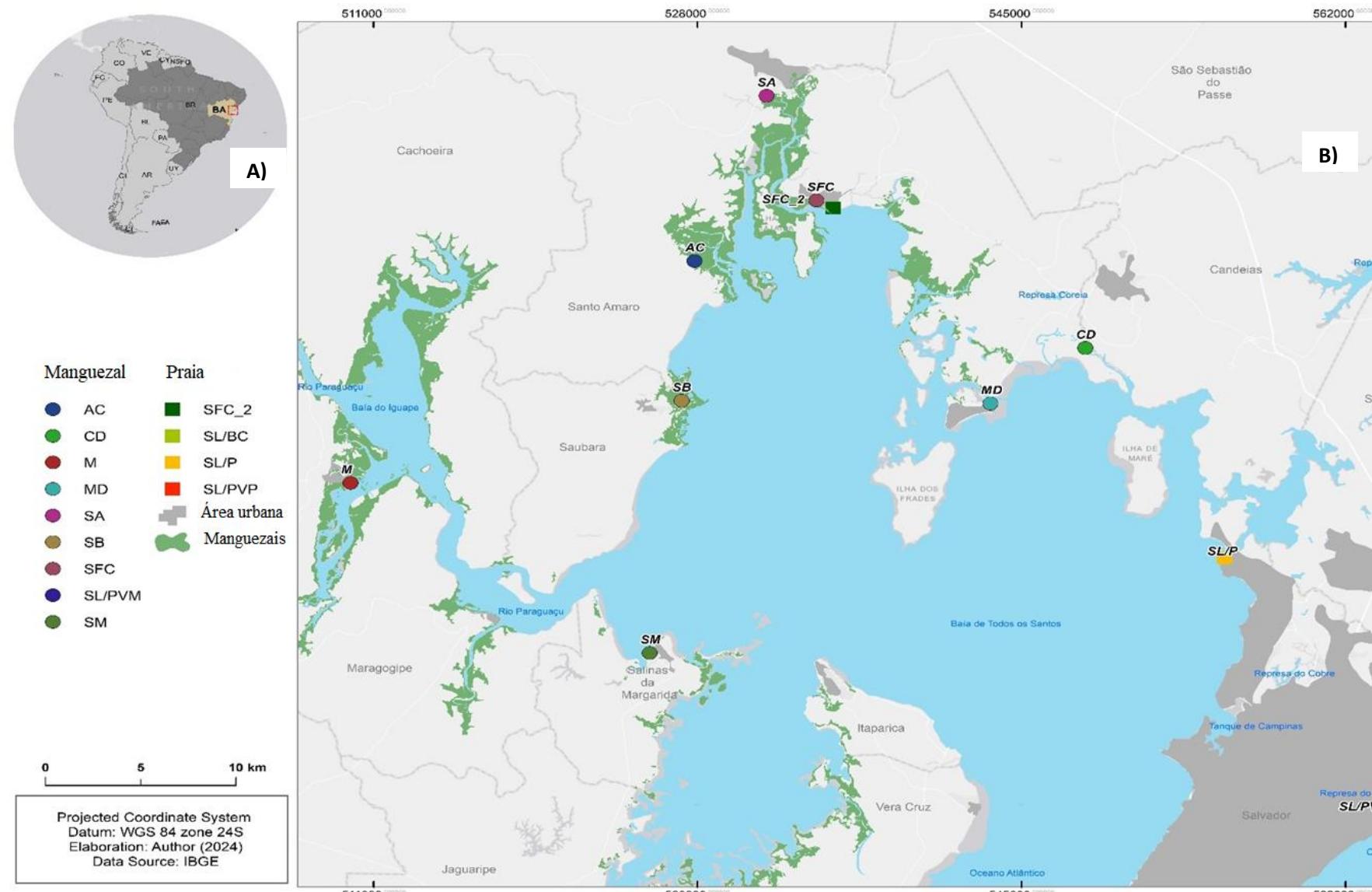
Na Baía de Todos os Santos (BTS), localizada no estado da Bahia, Brasil, a presença de uma extensa zona estuarina composta por praias arenosas e densos manguezais cria um cenário propício para o acúmulo e a retenção de MPs. Características hidrodinâmicas da baía, aliadas a pressões antrópicas crescentes, favorecem a distribuição desigual desses contaminantes nos sedimentos costeiros (Fernandino *et al.*, 2015; Paes *et al.*, 2022; Trindade *et al.*, 2023).

Diante desse contexto, este estudo investigou a distribuição, morfologia, degradação e composição elementar dos MPs em sedimentos de manguezais e praias da BTS, destacando o papel contrastante desses ecossistemas na dinâmica da poluição por plásticos e identificando suas possíveis fontes, com o objetivo de compreender os fatores ambientais e antrópicos que influenciam essa contaminação. Os resultados obtidos permitem inferir padrões de retenção e dispersão dos MPs, contribuindo para o desenvolvimento de estratégias eficazes de monitoramento e mitigação nos ambientes costeiros.

2.4 ÁREA DE ESTUDO

A BTS (Fig. 2.1), localizada em Salvador, Bahia, Brasil, entre as coordenadas 12°50' S e 38°38' W, destaca-se como uma das maiores e mais importantes baías navegáveis do país, abrangendo uma área de 1.233 km². Este sistema estuarino, moldado por atividade tectônica ao longo das falhas geológicas de Salvador e Maragogipe, é alimentado pelos rios Paraguaçu, Jaguaripe e Subaé, além da contribuição de 91 microbacias hidrográficas que geram escoamento difuso durante o período chuvoso (ANA, 2021; Trindade *et al.*, 2023). Esses aportes de água doce, combinados com a morfologia singular da baía, resultam em condições hidrodinâmicas diversas que influenciam significativamente o transporte e a deposição de MPs no sistema.

Figura 2.1 - Mapas de situação e localização (A) da Baía de Todos os Santos (BTS). (B) Mapa dos pontos de amostragem e principais feições de interesse no entorno da BTS: MD= Madre de Deus; CD= Candeias; SA=Santo Amaro; SFC=São Francisco do Conde; SL/PVM= Salvador/ Passa Vaca (manguezal); SL/PVP= Salvador/ Passa Vaca (praia); SL/P=Salvador/ Paripe; SL/BC= Salvador/Boca do Rio; M=Maragogipe; SM=Salinas das Margaridas; AC=Acupe; SB=Saubara



A hidrologia da BTS é caracterizada por interações complexas entre o fluxo de água doce e os movimentos das marés. As variações na altura da maré a partir da entrada da baía, somadas às diferenças espaciais nos padrões de precipitação e aos contrastes climáticos entre Salvador e Cachoeira, criam zonas de circulação distintas. O clima é tropical úmido, com precipitação média anual de 2.086 mm, evaporação de 1.002 mm e temperatura média anual de 25,3 °C, com máximas (~30 °C) entre janeiro e março e mínimas (21–22 °C) de julho a setembro (Paes *et al.*, 2022). Essas dinâmicas climáticas e hidrológicas determinam a distribuição dos MPs, que tendem a se acumular em regiões específicas onde o escoamento de água doce encontra a força das marés.

A sazonalidade das chuvas acompanha os picos de umidade relativa registrados em maio (83%), destacando o papel das variáveis climáticas na configuração dos padrões de distribuição dos MPs. A taxa de evaporação, estimada em 1.002 mm por ano, reforça ainda mais a interação entre precipitação e perda de água nos processos ecológicos da baía.

2.5 MATERIAIS E MÉTODOS

2.5.1 Amostragem de sedimentos

As amostras de sedimentos foram coletadas entre julho de 2019 e fevereiro de 2020 em dez pontos estrategicamente distribuídos ao redor da BTS e ao longo do litoral de Salvador (Fig. 2.1). Esses pontos representaram diferentes influências antrópicas, incluindo áreas urbanizadas como Patamares e Boca do Rio, além de zonas industriais e rurais, como Madre de Deus e Maragogipe. Essa diversidade geográfica possibilitou uma comparação abrangente da contaminação por MPs em distintos ambientes costeiros.

As coletas seguiram a técnica de amostragem em massa, na qual o sedimento é recolhido integralmente no campo e posteriormente processado no laboratório, passando por triagem, preparação e análise (Hidalgo-Ruz *et al.*, 2012). Essa abordagem é amplamente utilizada em estudos ambientais por assegurar maior controle e padronização em condições laboratoriais.

Embora o delineamento inicial previsse amostragens sazonais para captar possíveis variações temporais na abundância e composição dos MPs, as restrições impostas pela pandemia da COVID-19 inviabilizaram a continuidade das atividades de campo a partir de março de 2020. Assim, os dados apresentados correspondem exclusivamente ao período pré-

pandêmico, limitando a análise temporal, mas oferecendo um panorama representativo da distribuição espacial dos MPs na BTS.

Para garantir precisão e reproduzibilidade, os pontos de amostragem foram georreferenciados com GPS portátil (Garmin, GPSMAP 65). Amostras da camada superficial (0–2 cm) foram coletadas em quadrantes de 30 × 30 cm utilizando espátulas de aço inoxidável previamente esterilizadas. Em cada local, zonas internas e marginais de manguezais e áreas da linha de maré alta em praias arenosas, foram selecionados aleatoriamente três pontos, cujas amostras individuais foram homogeneizadas para compor uma amostra composta. Cada amostra (500–600 g) foi coletada em duplicata, acondicionada em frascos de vidro esterilizados e transportada sob refrigeração ($\pm 4^{\circ}\text{C}$) em caixas térmicas. No laboratório, as amostras foram mantidas congeladas ($\pm 0^{\circ}\text{C}$) até o processamento analítico.

2.5.2 Caracterização de resíduos plásticos visíveis

Para complementar a análise de MPs e ampliar a compreensão da poluição plástica na BTS, foi adotada uma metodologia sistemática de contagem de resíduos plásticos visíveis em campo. Dada a diversidade hidrodinâmica e sedimentar da região, influenciada por variações de maré e fluxos de água doce, a identificação de plásticos maiores, potenciais precursores de MPs, foi considerada essencial.

O procedimento envolveu a documentação fotográfica detalhada dos pontos de coleta, utilizando imagens de alta resolução para a identificação e categorização dos objetos plásticos por tipo e cor. A contagem foi realizada manualmente por equipe treinada, com auxílio de uma grade sobreposta para evitar duplicações e garantir a precisão dos registros.

Os dados obtidos permitiram calcular as proporções de diferentes categorias de plásticos nos manguezais e praias, revelando padrões espaciais de poluição relacionados às dinâmicas ambientais locais. A análise estatística comparativa destacou a influência dos regimes hidrodinâmicos e da composição sedimentar no acúmulo de plásticos.

Medidas rigorosas de controle de qualidade, como revisões cruzadas e sessões de calibração da equipe, asseguraram a confiabilidade dos resultados. Essa abordagem forneceu uma base robusta para associar a presença de macroplásticos aos processos de fragmentação que geram MPs, aprofundando a compreensão dos mecanismos de contaminação em ecossistemas estuarinos complexos.

2.5.3 Preparação e extração de MPs

2.3.3.1 Preparação das Amostras

As amostras de sedimentos foram liofilizadas por cinco dias em um liofilizador de bancada (modelo L108, AISI304), para remoção de toda a umidade. Esta etapa foi crucial para a preservação das propriedades físicas e químicas das amostras, permitindo pesagens precisas e a normalização durante a análise. Após a liofilização, os sedimentos foram submetidos ao processo de extração dos MPs.

2.3.3.2. Extração de MPs

A extração de MPs dos sedimentos é uma etapa crítica nos estudos ambientais, fornecendo a base para quantificar e caracterizar a poluição por MPs. Este estudo empregou uma combinação de peneiramento, digestão química oxidativa, separação por densidade, adaptada de Lo et al (2020), e técnicas de identificação visual para garantir a identificação precisa de MPs nos diversos ambientes sedimentares da BTS. Esses métodos foram cuidadosamente selecionados e adaptados aos sedimentos ricos em matéria orgânica dos manguezais e aos sedimentos grosseiros das praias, garantindo confiabilidade e comparabilidade entre as amostras.

2.3.3.2.1 Peneiramento

O peneiramento é uma etapa inicial e essencial na extração de MPs, pois separa as partículas de sedimento por tamanho e concentra os MPs em frações gerenciáveis. O processo de peneiração foi realizado utilizando peneiras de aço inoxidável com aberturas de 5 mm (ASTM 4 - MESH/TYLER 4), removendo efetivamente detritos grosseiros, como galhos, conchas e fragmentos de folhas.

O material que passou pela peneira foi homogeneizado com uma espátula de aço inoxidável para garantir a uniformidade. Ao isolar frações de tamanho específico, o peneiramento simplificou as etapas analíticas subsequentes, reduzindo a complexidade na identificação e quantificação dos MPs.

2.3.3.2.2 Digestão Oxidativa Química

A digestão oxidativa com peróxido de hidrogênio (H_2O_2) foi escolhida devido à sua eficácia em degradar material orgânico sem danificar as partículas de MPs. Em comparação

com ácidos fortes como HNO_3 ou HClO_4 , o H_2O_2 apresenta menor potencial de risco, mantendo a eficiência.

Neste estudo, 30 g de sedimento homogeneizado foram tratadas sequencialmente com 10 mL de H_2O_2 a 30% (Perhydrol, Pa guarantee, Merck) em bêqueres de 100 mL. Para os sedimentos de manguezal, que contêm maior teor orgânico, esse processo foi repetido por múltiplos ciclos, estendendo-se até três dias, até que toda a matéria orgânica visível fosse removida. Esta etapa garantiu que as partículas de MPs não fossem obscurecidas pelos resíduos orgânicos, melhorando a precisão das análises subsequentes.

2.3.3.2.3 Separação por Diferença de Densidade

A separação por densidade foi realizada para isolar os MPs das matrizes sedimentares, com base no princípio de que os MPs, por apresentarem densidades menores que o meio de separação, flutuam, enquanto as partículas de sedimento mais pesadas afundam. O cloreto de zinco (ZnCl_2), com densidade de 1,8 g/cm³, foi utilizado como meio de separação devido à sua alta eficiência na recuperação de MPs como PET, PVC e PMMA, sem interagir quimicamente com a maioria dos polímeros.

Após a digestão química, 50 mL de solução de ZnCl_2 foram adicionados às amostras de sedimento. Em seguida, as amostras permaneceram em repouso por 18 horas para assegurar a separação adequada dos materiais. O sobrenadante, contendo os microplásticos (MPs), foi cuidadosamente decantado e filtrado em membranas de microfibra de vidro (Whatman 1825-047 GF/F, 0,7 µm, 4,7 cm), previamente calcinadas em mufla a 450 °C para eliminação de possíveis contaminantes. Os filtros contendo as amostras foram então secos em estufa a 50 °C por 30 minutos, visando à remoção da umidade residual.

Para promover a sustentabilidade e reduzir os custos, a solução de ZnCl_2 foi filtrada, recuperada e reutilizada nas amostras subsequentes, demonstrando uma abordagem ambientalmente responsável nos procedimentos laboratoriais.

2.5.4 Inspeção visual e classificação morfológica dos MPs

A inspeção visual é essencial para a identificação e classificação de MPs em sedimentos, permitindo a diferenciação eficaz entre partículas plásticas e materiais naturais. Baseada em características morfológicas como forma, cor e tamanho, essa abordagem aprimora a precisão analítica, facilita o rastreamento de fontes de contaminação e gera registros fotográficos que apoiam estudos comparativos e análises temporais. Além disso, a triagem visual otimiza recursos, agilizando o processo de quantificação e caracterização dos MPs.

Para realizar as inspeções visuais, as partículas retidas em membranas de filtro após as etapas de preparação prévias foram analisadas por meio de microscopia estereoscópica binocular (Opton, zoom 1X ~ 4X, ampliação 10X ~ 160X). A inspeção foi iniciada sistematicamente a partir do canto superior esquerdo do filtro, com varredura horizontal até a borda direita, retornando à esquerda em cada linha, garantindo uma cobertura completa. As partículas foram contadas e descritas com base em sua forma, cor e tamanho, conforme metodologias estabelecidas, como as descritas por Peng *et al.* (2017). Os MPs foram identificados pela incapacidade de serem rasgados com pinça, ausência de estruturas orgânicas (por exemplo, nós) e coloração distinta. Partículas variando entre 1 a 5 mm foram observadas a olho nu, embora detalhes mais finos exigissem ampliação.

Após serem identificadas no estereomicroscópio, as partículas foram examinadas mais detalhadamente em um microscópio óptico (modelo Zeiss Axio Imager A2m, faixa espectral de 400–700 nm, com câmera acoplada), com aumento de 10X. Isso possibilitou a confirmação de detalhes morfológicos, garantindo uma classificação precisa. Os MPs foram então categorizados em três formas principais, fibras, fragmentos e filmes e agrupados em seis categorias de cor: azul, preto, amarelo, incolor, branco e vermelho. Notavelmente, partículas menores que 1 µm, definidas como nanoplásticos, não foram observadas.

2.5.5 Análise MEV/EDS para caracterização elementar de MPs

Para complementar a inspeção visual, a microscopia eletrônica de varredura (MEV) foi empregada para caracterização morfológica de alta resolução dos MPs, revelando detalhes como rugosidades, fissuras e padrões de degradação. Associada à espectroscopia de dispersão de energia (EDS), a técnica permitiu ainda a identificação da composição elementar dos MPs, contribuindo para determinar o tipo de polímero e detectar contaminantes ou incrustações superficiais, ampliando a compreensão de suas origens e interações ambientais.

Partículas de MPs identificadas durante a microscopia óptica foram cuidadosamente transferidas das membranas de filtro para suportes metálicos de amostra. Dada a natureza não condutiva dos MPs, elas foram revestidas com uma fina camada de platina ou ouro usando um *sputter coater* para melhorar a condutividade. As amostras revestidas foram analisadas usando um microscópio eletrônico de varredura de emissão de campo (JEO, modelo JSM-6610LV), operando com resoluções de até 3 nm a 30 kV e equipado com detectores de EDS. Este sistema possibilitou imagens detalhadas da superfície com ampliações variando de 25x a 300.000x e mapeamento elementar para análise composicional.

2.5.6 Controle e garantia da qualidade

Garantir a confiabilidade e a precisão dos resultados em estudos sobre contaminação por MPs em ambientes costeiros requer procedimentos rigorosos de controle (QC) e garantia (QA) da qualidade. Isso é especialmente crítico em estudos ambientais que envolvem a análise de MPs em sedimentos de manguezais e praias, nos quais a contaminação pode facilmente comprometer os resultados. A metodologia implementada neste estudo foi projetada para minimizar a contaminação em todas as etapas, desde a coleta até a análise das amostras, garantindo a integridade dos dados.

2.3.6.1 Prevenção de Contaminação Durante a Coleta e o Manuseio das Amostras

Para evitar a contaminação por fontes plásticas, o uso de produtos plásticos foi estritamente proibido durante a coleta e a análise das amostras. Somente recipientes de metal e vidro foram utilizados para manuseio e armazenamento dos sedimentos. Esses recipientes foram lavados cuidadosamente com água destilada três vezes antes e após cada uso, garantindo que nenhum contaminante permanecesse de manipulações anteriores. Após a limpeza, os recipientes foram secos e cobertos com papel alumínio para protegê-los da contaminação externa. Além disso, todo o pessoal de laboratório foi instruído a utilizar jalecos de algodão e luvas de nitrila para evitar a contaminação proveniente de roupas ou da pele. Essas precauções são essenciais para manter a integridade das amostras e impedir a introdução de partículas plásticas externas.

2.3.6.2 Filtração de Reagentes para Garantir a Pureza

Na etapa de separação, a solução de ZnCl₂, utilizada para a separação por densidade dos MPs nos sedimentos, foi cuidadosamente filtrada em membrana de 8 µm antes de ser aplicada às amostras. Essa etapa garantiu que a solução de ZnCl₂ estivesse livre de eventuais MPs previamente presentes, evitando contaminações durante o processo de extração.

2.3.6.3 Controle do Ambiente Laboratorial

A contaminação por partículas plásticas presentes no ar foi controlada por meio de protocolos rigorosos durante os procedimentos em laboratório. As portas e janelas do laboratório permaneceram fechadas durante o processamento das amostras, a fim de evitar a entrada de poeira ou partículas externas. Essa medida foi essencial para minimizar o risco de contaminação por partículas presentes no ar ambiente, que poderiam introduzir MPs adicionais nas amostras. O ambiente laboratorial controlado assegurou que os MPs detectados nas

amostras pudesse ser atribuídos de forma confiável ao material coletado, e não a fontes externas.

2.3.6.4 Uso de Amostras Brancas para Detecção de Contaminação

Com o objetivo de assegurar a confiabilidade dos resultados e controlar possíveis contaminações ao longo do processamento das amostras, foram incluídas três amostras brancas (*blanks*) no experimento. Essas amostras foram compostas exclusivamente pelos reagentes utilizados nas etapas de extração e purificação, não contendo qualquer sedimento ou material ambiental. No entanto, para garantir que eventuais contaminantes provenientes de materiais de laboratório, do ambiente ou do próprio manuseio fossem detectados, essas amostras brancas foram submetidas exatamente aos mesmos procedimentos aplicados às amostras ambientais. Isso incluiu todas as etapas de preparação, como filtração, separação por densidade, digestão química e inspeção visual/microscópica.

Ao replicar rigorosamente cada etapa do protocolo analítico nas amostras brancas, foi possível monitorar a presença de contaminantes externos introduzidos durante o processo laboratorial. A ausência de microplásticos detectáveis nessas amostras brancas indicou que o ambiente de trabalho, os materiais utilizados e os reagentes estavam devidamente controlados, e que as medidas preventivas adotadas (uso de materiais livres de plástico, proteção das amostras contra exposição ao ar, entre outras) foram eficazes na prevenção de contaminação cruzada. Assim, os resultados obtidos nas amostras reais podem ser considerados livres de interferências laboratoriais significativas, conferindo robustez e credibilidade aos dados apresentados.

2.6 RESUTADOS E DISCUSSÃO

2.6.1 Resíduos plásticos observados em campo (macroplásticos)

As observações de campo revelaram ampla diversidade de resíduos plásticos, cores e estágios de degradação em manguezais e praias da BTS, evidenciando a complexidade da poluição plástica nos ambientes costeiros, resultante da interação de fatores antropogênicos e ambientais.

Os resíduos identificados consistiam principalmente em plásticos de uso único, como sacolas (verdes, incolores, brancas e azuis), garrafas PET (incolores ou levemente pigmentadas) e tampas (azuis, amarelas e vermelhas). Também foram encontrados fragmentos de redes de

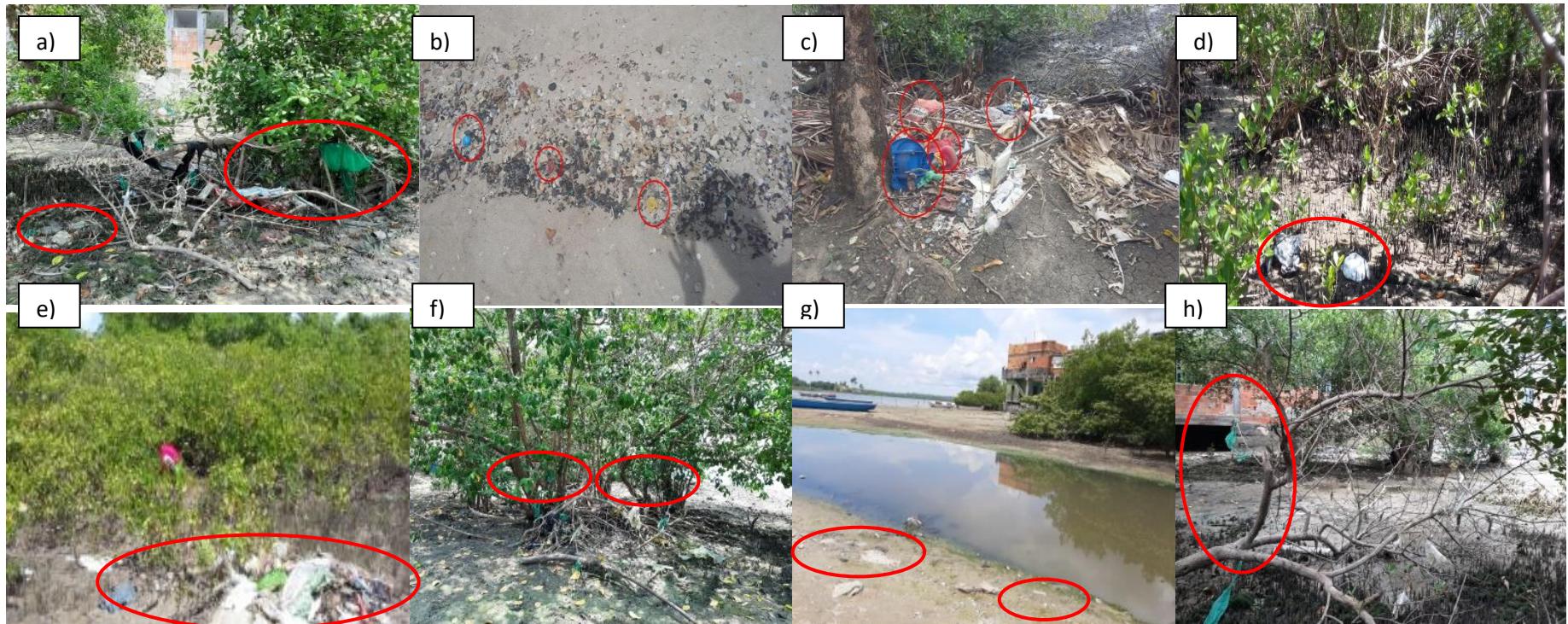
pesca, lacres de embalagens e itens maiores, como brinquedos plásticos (Fig. 2.2 e Fig. 2.S1). Esses resultados estão em consonância com estudos globais que apontam o polietileno (PE), o polipropileno (PP) e o polietileno tereftalato (PET) como os polímeros mais comuns em ambientes costeiros, em função de seu amplo uso em embalagens, apetrechos de pesca e utensílios domésticos (Deng *et al.*, 2020; Li *et al.*, 2019; Li *et al.*, 2022).

Nos sedimentos de manguezal em São Francisco do Conde (Fig. 2.2a-b) foram registradas evidências de lançamento direto de esgoto e acúmulo de resíduos sólidos, cenário semelhante ao de outras regiões de manguezal impactadas pela urbanização e infraestrutura deficiente, como na Baía de Guanabara, Brasil (Sathish *et al.*, 2019). Em Santo Amaro (Fig. 2.2c), a elevada concentração de brinquedos e plásticos coloridos reflete o impacto de atividades domésticas e recreativas, corroborando estudos que relacionam parte significativa da entrada de plásticos ao manejo inadequado dos resíduos urbanos (Li *et al.*, 2018).

A diversidade de cores e estágios de degradação dos resíduos evidenciam tanto a multiplicidade das fontes quanto o tempo de exposição ambiental. Itens de cores vibrantes (azul, verde, amarelo e vermelho), como tampas e brinquedos, estiveram associados a resíduos domésticos e embalagens. Já os itens brancos e transparentes, como sacolas e garrafas PET, frequentemente apresentaram sinais de desgaste, incluindo descoloração e rachaduras, indicativos de prolongada exposição à radiação solar e à atividade microbiana (Li *et al.*, 2020).

A presença de detritos em diferentes estágios de degradação sugere que esses materiais estão em contínuo processo de fragmentação em MPs, o que dificulta os esforços de remediação. Essa observação converge com estudos que apontam a degradação gradual dos macroplásticos em partículas menores sob ação das condições ambientais (Sathish *et al.*, 2019).

Figura 2.2- Fotografias (resolução de 2400x1080 pixels) evidenciando a poluição por plásticos nas proximidades dos pontos de amostragem de sedimentos em ambientes de manguezais e praias. Os círculos vermelhos destacam os resíduos plásticos identificados nos locais: (a) São Francisco do Conde - manguezal: sacolas plásticas (verdes e incolores) e redes de pesca; (b) São Francisco do Conde - praia: tampas de garrafas PET (azul e amarela) e lacres de embalagens; (c) Santo Amaro - manguezal: brinquedos de plástico (azul, vermelho e amarelo); (d) Madre de Deus - manguezal: sacolas plásticas (brancas e incolores); (e) Madre de Deus - manguezal: plásticos variados (amarelos, incolores, brancos, azuis e verdes); (f) Madre de Deus - manguezal/praias: resíduos plásticos diversos (brancos, incolores, amarelos, verdes e azuis); (g) Madre de Deus - manguezal/praias: vista geral da área impactada; (h) Madre de Deus - manguezal: sacolas plásticas (verdes) e garrafas PET (incolores)



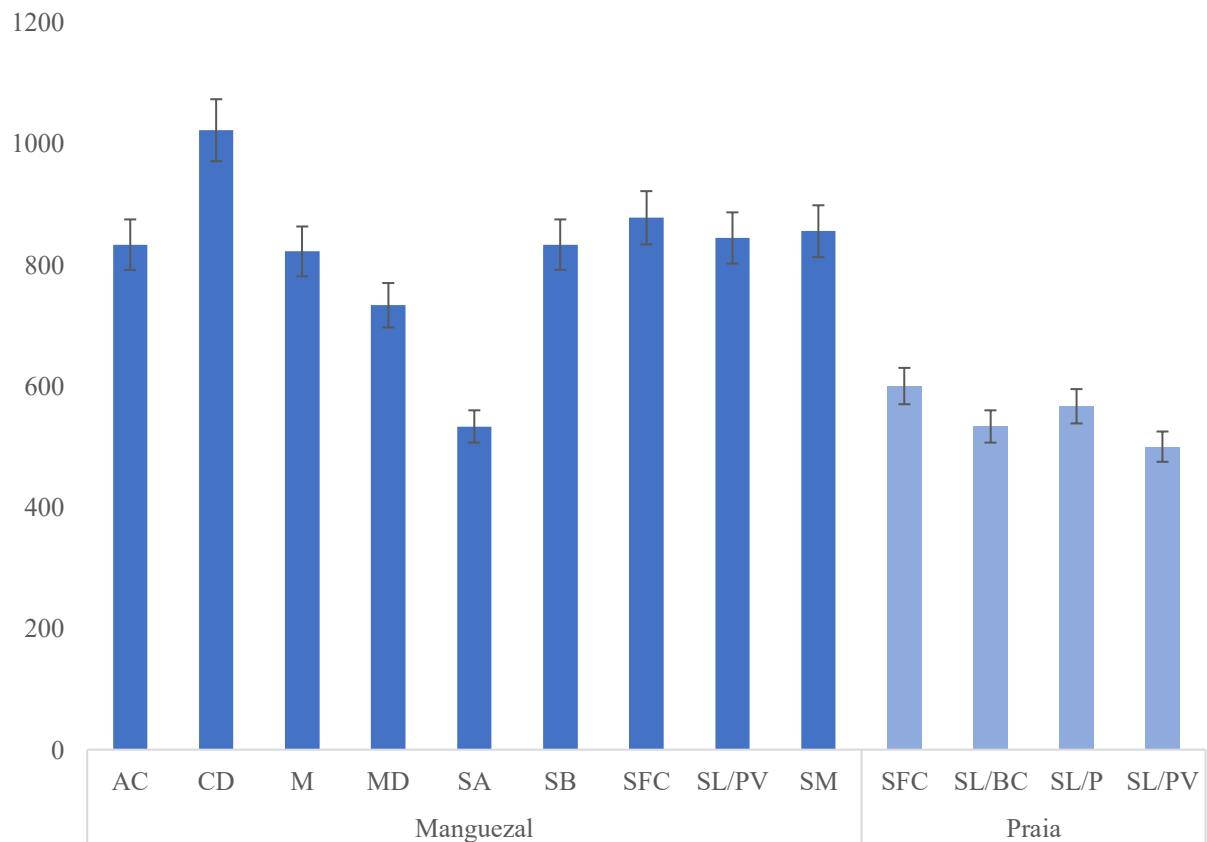
Fonte: A autora (2025).

2.6.2 Abundância e características de microplásticos em sedimentos de manguezais e praias

2.4.2.1 Abundância de Microplásticos

A análise da abundância de MPs em amostras de sedimentos dos manguezais e praias da BTS revelou uma variabilidade espacial significativa, influenciada por fatores ambientais e antrópicos. Nos ambientes amostrados, as concentrações de MPs nos sedimentos de manguezais variaram de 533 a 1022 itens/kg (média: $817,3 \pm 211,5$ itens/kg), enquanto nas praias as concentrações foram notavelmente menores, variando de 500 a 663 itens/kg (média: $550,0 \pm 54,1$ itens/kg) (Fig. 2.3).

Figura 2.3 - Abundância de MPs (itens/Kg) nos sedimentos de praia e manguezal das áreas de estudo



Fonte: A autora (2025).

Legenda - AC=Acupe; CD=Candeias; M=Maragogipe; MD= Madre de Deus; SB=Saubara; SA=Santo Amaro; SFC=São Francisco do Conde; SL/PV= Salvador/ Passa Vaca; SM=Salinas das Margaridas; SL/BC= Salvador/Boca do Rio; SL/P=Salvador/ Paripe

2.4.2.1.1 Sedimentos de manguezal

Os sedimentos de manguezal demonstraram maior capacidade de retenção de MPs em comparação aos sedimentos de praias, apresentando expressiva variabilidade entre os diferentes pontos amostrados. A maior abundância de MPs foi observada em Candeias (1.022 ± 234 itens/kg), seguida por São Francisco do Conde (878 ± 278 itens/kg), Salinas das Margaridas (856 ± 184 itens/kg) e Salvador/Passa Vaca (844 ± 102 itens/kg) (Fig. 2.3). Essas áreas são marcadas por intensa urbanização ou atividade industrial, o que contribui para um maior aporte de resíduos plásticos, agravado pela baixa cobertura de saneamento básico.

Por outro lado, os menores teores de MPs nos manguezais foram registrados em Santo Amaro (533 ± 120 itens/kg) e Madre de Deus (733 ± 133 itens/kg), possivelmente refletindo variações no uso e ocupação do solo, no regime hidrodinâmico local e nas práticas de gestão ambiental adotadas.

A predominância de MPs nos manguezais está associada às características ambientais desses ecossistemas, como a elevada fração de sedimentos finos (silte e argila), que favorecem a retenção de partículas pequenas. Além disso, a configuração semiaberta da BTS limita a renovação da água, criando condições de baixa energia que promovem o acúmulo de matéria orgânica e de MPs nesses ambientes.

A abundância de MPs em sedimentos de manguezal apresenta grande variação em escala global (Quadro 2.1), influenciada por fatores como fontes locais de poluição, dinâmica hidrodinâmica e uso do solo. Os manguezais da BTS analisados neste estudo apresentaram uma média de 817 ± 211 itens/kg, valor inferior ao reportado anteriormente para a mesma região (10.137 itens/kg; Paes *et al.*, 2022), mas ainda elevado em comparação com outras áreas do mundo. Por exemplo, os manguezais de Isipingo, na África do Sul, apresentaram concentrações significativamente mais baixas (267 ± 186 itens/kg; Govender *et al.*, 2020).

Por outro lado, concentrações mais altas foram reportadas em áreas da China, como nos manguezais de Dongzhaigang (431 ± 170 itens/kg) e Futian (2.249 ± 747 itens/kg; Li *et al.*, 2020). Essas variações refletem a influência de fatores como proximidade com centros urbanos, intensidade da atividade industrial e eficiência nos sistemas de gerenciamento de resíduos. Os valores excepcionalmente altos observados na BTS por Paes *et al.* (2022) indicam que fontes pontuais, como esgoto doméstico não tratado e descargas industriais, podem estar contribuindo de forma significativa para a contaminação por MPs na região.

Quadro 2.1- Abundância de MPs para sedimentos de manguezal pelo mundo

Ambiente	País	Região	Quantidade média	Unidade média	Referência
Manguezal	África do Sul	Isipingo	267±186	itens/Kg	Govender et al 2020
		Santa Lúcia	37±68,8	itens/Kg	
	China	Dongzhaigang	431±170	itens/Kg	Li <i>et al.</i> , 2020
		Futian	2249±747	itens/Kg	
		Zhanjiang	736±269	itens/Kg	
		Fangchenggang	227±173	itens/Kg	
		Yunxiao	424±127	itens/Kg	
		Dong fang	649±443	itens/Kg	
	China	Golfo de Beibu	1444±28	itens/Kg	Li <i>et al.</i> , 2021
	China	Jinjiang Estuarine Mangrove Reserve	1926±350,8	itens/Kg	Deng <i>et al.</i> , 2020
	China	Guangxi	875,3	itens/Kg	Zhou <i>et al.</i> , 2020
		Fujian	198,4	itens/Kg	
		Hainan	146	itens/Kg	
		Zhejiang	116,7	itens/Kg	
		Guangdong	98,7	itens/Kg	
		Yingluo	33,9	itens/Kg	
Brasil	Baía de Todos os Santos	10137	itens/Kg	Paes <i>et al.</i> , 2022	
Brasil	Baía de Todos os Santos	817	itens/Kg	Este trabalho	
Brasil	Amazônia	100 to 1200	itens/Kg	Mendes et al, 2024	
China	Guangdong (Estuário do Rio das Pérolas)	851±177	itens/Kg	Zuo <i>et al.</i> , 2020	

2.4.2.1.2 Sedimentos de Praia

As praias da BTS apresentaram concentrações de MPs significativamente mais baixas do que os manguezais, com valores variando entre 500 e 663 itens/kg. A maior abundância foi registrada em São Francisco do Conde (663 ± 0 itens/kg), seguida por Salvador/Boca do Rio (500 ± 47 itens/kg) e Salvador/Paripe (567 ± 141 itens/kg) (Fig. 2.3).

A predominância de sedimentos arenosos nesses ambientes, associada a uma maior energia hidrodinâmica, limita a retenção de MPs, em contraste com os sedimentos finos e de baixa energia típicos dos manguezais (Zhou *et al.*, 2020; Li *et al.*, 2018). Ainda assim, a elevada concentração em São Francisco do Conde sugere fontes pontuais relevantes de poluição, possivelmente ligadas a atividades antrópicas como pesca, turismo e descarte inadequado de resíduos sólidos.

A abundância média de MPs nos sedimentos das praias da BTS foi de 548 ± 54 itens/kg, valor inferior ao reportado anteriormente para a mesma região, 10.416 itens/kg no inverno e 6.673 itens/kg no verão (Fernandino *et al.*, 2015). Tais discrepâncias podem refletir variações sazonais na atividade humana, nas condições hidrodinâmicas e no aporte de resíduos urbanos.

Em escala global, praias apresentam ampla variação na contaminação por MPs. Valores elevados foram relatados em Mumbai, Índia (4.900–14.500 itens/kg; Gurjar *et al.*, 2022), e em Hugh Town, Reino Unido (357,1–7.393 itens/kg; Nel *et al.*, 2020), enquanto níveis significativamente mais baixos foram observados no Catar ($62 \pm 141,18$ itens/kg; Veerasingam *et al.*, 2021) e no México (121 itens/kg; Sánchez-Hernández *et al.*, 2021) (Quadro 2.2). Essas variações refletem diferenças no grau de urbanização, nas práticas de gestão de resíduos e nas condições oceanográficas locais.

Quadro 2.2- Abundância de MPs para sedimentos de praia pelo mundo

Ambiente	País	Região	Quantidade média	Unidade média	Referência
Praia	Brasil	Baía de Todos os Santos	10.416 (inverno) 6.673(verão)	itens	Fernandino <i>et al.</i> , 2015
	Brasil	Baía de Todos os Santos	548	itens/Kg	Este trabalho
	Brasil	Baía de Guanabara	12 a 1300(verão) e 3 a 743(inverno)	itens/m ²	Carvalho <i>et al.</i> , 2016
	Índia	Kerala	7 e 130	itens/m ²	Robin <i>et al.</i> , 2020
	Reino Unido	Hugh Town	357,1 a 7393	itens/Kg	Nel <i>et al.</i> , 2020
		Great Bay	934,9 a 4019	itens/Kg	
	Brasil	Fernando de Noronha	$318,5 \pm 360,9$	itens/Kg	Carvalho <i>et al.</i> , 2021
	Oriente médio	Ilha Ras Rakan do Catar	$62 \pm 141,18$	itens/Kg	Veerasingam <i>et al.</i> , 2021
	Índia	Kanyakumari	43	itens/50 g	Sundar <i>et al.</i> , 2021
	Alemanha	Lago Tollense	1.410 ± 822	itens/Kg	Hengstmann <i>et al.</i> , 2021
	Brasil	Amazônia	$492,5 \pm 556,4$	itens/m ²	Martinelli Filho <i>et al.</i> , 2019
	Índia	Mumbai	4900–14500	itens/Kg	Gurjar et al 2022
	México	estuário de Tecolutla	121	itens/Kg	Sánchez-Hernández <i>et al.</i> , 2021

As concentrações de MPs observadas na BTS são comparáveis a outros *hotspots* de poluição costeira, como a Baía de Qinzhou, na China (Li *et al.*, 2018), e estuários no sudeste asiático (Mesquita *et al.*, 2022). Embora os níveis nas praias sejam relativamente menores, permanecem preocupantes, pois esses ambientes atuam como zonas de transição e podem facilitar o transporte de MPs para ecossistemas adjacentes e mar aberto.

2.4.2.2. Fatores ambientais e antrópicos na distribuição de MPs

A distribuição dos MPs nos sedimentos da BTS reflete a influência combinada de fatores ambientais, hidrodinâmicos e antrópico-socioeconômicos. Os manguezais apresentaram, de forma consistente, concentrações mais elevadas de MPs em comparação às praias, configurando-se como sumidouros sedimentares naturais desses contaminantes. Esse padrão está diretamente relacionado às características físico-químicas dos sedimentos, à dinâmica hidrológica local e à proximidade com fontes de poluição. Sedimentos ricos em argila, como os dos manguezais, apresentam maior área superficial específica e capacidade de troca iônica, favorecendo a retenção de MPs (Zhou *et al.*, 2020), enquanto os sedimentos arenosos das praias, por serem menos coesos, facilitam a ressuspensão e dispersão dessas partículas pelas marés e ondas (Cordova *et al.*, 2021; Singh *et al.*, 2021).

Do ponto de vista hidrodinâmico, a calmaria característica dos ambientes estuarinos e manguezais contribui para a deposição e o acúmulo de MPs, em contraste com as praias expostas, onde a maior energia hidrodinâmica mantém os contaminantes em suspensão (Zhou *et al.*, 2020; Li *et al.*, 2020). Além disso, a configuração semi-fechada da BTS limita a renovação das águas, promovendo a sedimentação de partículas orgânicas e plásticas, o que intensifica a vulnerabilidade ambiental da região (Devi *et al.*, 2022). Situação semelhante foi observada em outros estuários, como na Baía de Qinzhou, China, onde a hidrodinâmica local influenciou significativamente o acúmulo de MPs (Zhang *et al.*, 2021).

A distribuição espacial dos MPs também está fortemente associada a fatores antrópicos e socioeconômicos. Embora variáveis como Produto Interno Bruto (PIB) e densidade populacional sejam frequentemente citadas como preditoras da poluição por plásticos (Li *et al.*, 2020; Garcés-Ordóñez *et al.*, 2019), os resultados deste estudo indicam que fatores como o lançamento inadequado de resíduos sólidos, o despejo de efluentes sem tratamento, a urbanização desordenada, e a intensificação de atividades como pesca, aquicultura e turismo exercem maior influência sobre os níveis de contaminação (Paes *et al.*, 2022; Jang *et al.*, 2020). Municípios como Candeias, São Francisco do Conde e Salinas das Margaridas destacaram-se por concentrações elevadas de MPs, associadas à intensa atividade industrial e à deficiência na gestão de resíduos. O caso de Salinas das Margaridas é particularmente crítico, apresentando apenas 12,1% de cobertura de esgoto (IBGE, 2022), o que exemplifica o papel determinante da precariedade da infraestrutura sanitária na intensificação da contaminação ambiental.

Por fim, as condições anóxicas e a biogeoquímica complexa dos manguezais potencializam os processos de retenção e acúmulo de MPs, além de favorecerem a interação com outros poluentes, ampliando os riscos ecotoxicológicos. Em contraste, as praias, apesar de

apresentarem menor retenção devido à natureza de seus sedimentos, estão sujeitas à entrada constante de MPs pela ação das correntes e atividades humanas. A compreensão integrada desses fatores é fundamental para subsidiar políticas públicas eficazes, voltadas à mitigação da poluição por plásticos, e para promover estratégias de monitoramento ambiental contínuo, especialmente em regiões costeiras com elevada densidade populacional e pressão antrópica.

2.6.3 Tipos morfológicos e cores

2.4.3.1 Distribuição de Cor e Forma dos MPs

A análise morfológica dos MPs nos sedimentos da BTS evidencia variações marcantes na distribuição de cores e formas entre os ecossistemas de manguezal e praia, refletindo diferentes processos de degradação, condições ambientais e fontes de entrada.

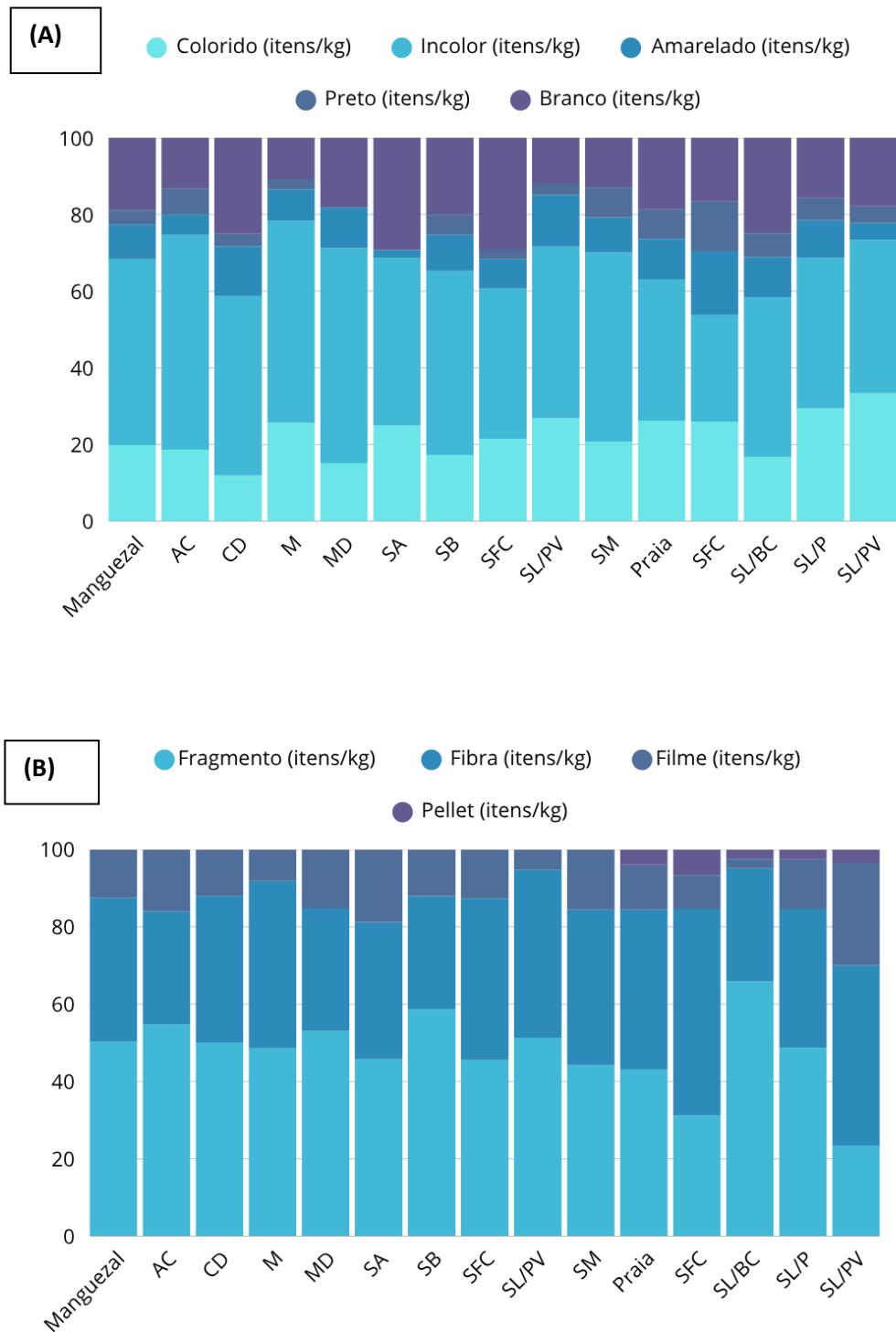
2.4.3.1.1 Distribuição de Cores

Nos manguezais, os MPs incolores representaram 49,57%, seguidos pelos coloridos (19,74%), brancos (17,69%), amarelados (8,41%) e pretos (3,30%). Nas praias, a distribuição foi semelhante, com predominância dos incolores (42,66%), seguidos pelos coloridos (26,92%), brancos (17,53%), amarelados (7,20%) e pretos (5,47%) (Fig.2.4A e Fig.2.S2). A predominância de MPs incolores e brancos em ambos os ambientes aponta para o avanço do intemperismo sobre os materiais plásticos, provocado por radiação UV, abrasão mecânica e reações fotoquímicas, processos intensificados nas condições tropicais da BTS (Wu *et al.*, 2020; Maghsodian *et al.*, 2021; Zhang *et al.*, 2021; Wang *et al.*, 2022).

Embora os padrões gerais de cor indiquem fontes comuns, como resíduos urbanos e industriais, a maior proporção de MPs coloridos e pretos nas praias sugere contribuição adicional de atividades locais, como pesca, turismo e tráfego marítimo. A persistência das cores em certos MPs, especialmente os coloridos, está associada à presença de corantes mais resistentes, como os encontrados em fibras têxteis e equipamentos náuticos (Zhao *et al.*, 2022; Wang *et al.*, 2017; Talukdar *et al.*, 2023).

A diversidade cromática observada também pode ser influenciada pelo transporte de MPs entre ambientes, especialmente via marés, que redistribuem partículas entre praias e manguezais, resultando em perfis de contaminação complexos e dinâmicos.

Figura 2.4- Cores (A) e formas(B) dos MP nos sedimentos de praia e manguezal da BTS



Fonte: Da autora(2025)

Legenda: MD= Madre de Deus; CD= Candeias; SA=Santo Amaro; SFC=São Francisco do Conde; SL/PS= Salvador/ Passa Vaca; SL/P=Salvador/ Paripe; SL/BC= Salvador/Boca do Rio; M=Maragogipe; SM=Salinas das Margaridas; AC=Acupe; SB=Saubara.

2.4.3.1.2 Distribuição de Formas

Quatro categorias principais de MPs foram identificadas: fragmentos, fibras, filmes e pellets, com variações distintas entre os ambientes (Fig. 2.4B). Nos manguezais, fragmentos predominaram (50,79%), seguidos por fibras (36,71%) e filmes (12,49%). Pellets não foram detectados. Nas praias, fragmentos também lideraram (57,52%), seguidos por fibras (30,01%), filmes (7,16%) e a presença pontual de pellets em duas amostras.

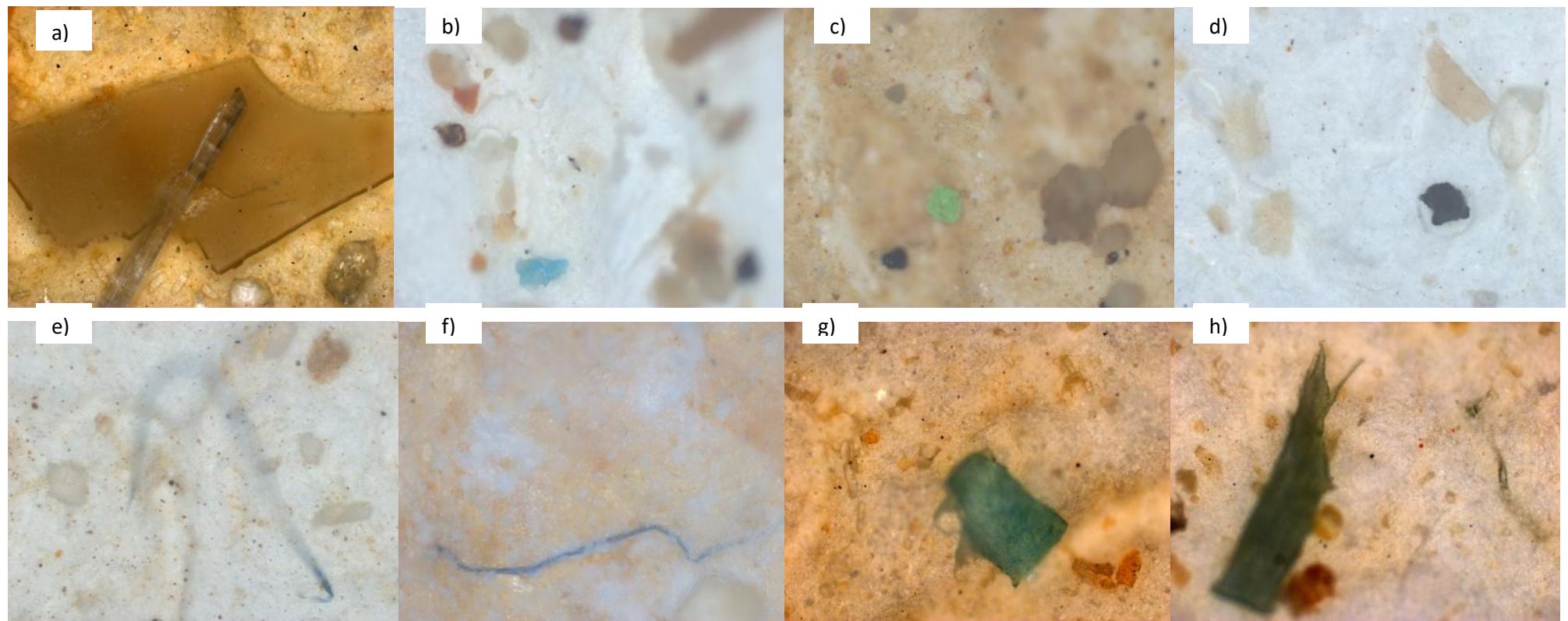
A ampla dominância de fragmentos reflete a degradação contínua de resíduos plásticos maiores, como sacolas, embalagens e recipientes, sob ação de fatores ambientais como luz solar intensa e alta temperatura (Deng *et al.*, 2021; Pan *et al.*, 2023; Castillo *et al.*, 2024). Esses fragmentos, de formas irregulares e superfície rugosa, evidenciam processos avançados de envelhecimento, incluindo microfissuras e coloração esmaecida (Fig. 2.5a–d). Suas origens são variadas, incluindo embalagens alimentares, equipamentos de pesca e produtos industriais.

As fibras (Fig. 2.5e–f), em especial nos manguezais, apresentaram maior retenção devido à sua morfologia alongada e capacidade de emaranhamento nas raízes da vegetação. Estas são comumente derivadas de tecidos sintéticos, redes de pesca e cordas, sendo especialmente persistentes por sua resistência à degradação e potencial de interação com organismos aquáticos (Li *et al.*, 2020; Hajiouni *et al.*, 2022; Rebelen *et al.*, 2021).

Os filmes plásticos (Fig. 2.5g–h), derivados de embalagens e sacolas, foram mais presentes nos manguezais, onde a menor ação das ondas favorece sua retenção. Nas praias, a ação hidrodinâmica acelera sua fragmentação, reduzindo a detecção de filmes inteiros. Filmes transparentes, pretos ou amarelados indicam diferentes estágios de degradação, sendo estruturas frágeis que contribuem para a geração de MPs secundários facilmente transportáveis.

Por fim, a presença exclusiva de pellets nas praias sugere fontes industriais locais, como fábricas de transformação plástica e atividades ligadas à exploração de petróleo (Naji *et al.*, 2019). Esses materiais, por serem matéria-prima plástica primária, indicam descarte direto ou perda accidental durante transporte e manuseio.

Figura 2.5- Diferentes tipos de MPs identificados nas membranas do filtro das amostras de sedimentos de praia e manguezal analisados por Microscópio ótico (aumento 10X).
(a)fragmento transparente; (b) fragmento azul, fragmento transparente; (c) fragmento verde; (d) filme transparente, fragmento azul; (e) fragmento transparente, fibra preta; (f) fragmento transparente, fibra preta; (g) filme verde; (h) filme verde



Fonte: A autora (2025). LEPETRO-IGEO/UFBA .

2.4.3.2 Padrões de Acúmulo e Distribuição de Plásticos e Microplásticos

A distribuição espacial de resíduos plásticos e MPs nos ambientes costeiros da BTS evidencia a estreita relação entre fatores ambientais, hidrodinâmicos e antrópicos. Manguezais apresentaram maior acúmulo de resíduos plásticos emaranhados e concentrações elevadas de MPs em comparação às praias, o que está de acordo com a função desses ecossistemas como armadilhas naturais para contaminantes flutuantes e sedimentares. A estrutura radicular densa, os sedimentos ricos em argila e a hidrodinâmica de baixa energia favorecem a deposição e retenção de plásticos e MPs, dificultando sua dispersão e intensificando a vulnerabilidade desses ambientes (Zhou *et al.*, 2020; Li *et al.*, 2020).

Esses padrões também foram observados em manguezais de outras regiões, como na Índia, China e África do Sul, onde a morfologia do habitat e pressões urbanas contribuem para o acúmulo de plásticos fragmentados e emaranhados (Li *et al.*, 2018; Li *et al.*, 2020). No caso da BTS, a presença de itens plásticos com cores vivas e em diferentes estágios de degradação, desde objetos inteiros até fragmentos fortemente deteriorados, sugere um aporte contínuo e recente de resíduos, intensificado por atividades humanas nas proximidades e pela gestão inadequada de resíduos sólidos (Fig. 2.2d-h).

Por outro lado, as praias da BTS, como as de São Francisco do Conde, exibiram menor acúmulo de macroplásticos e concentrações relativamente inferiores de MPs, associadas a seus sedimentos arenosos e à maior energia hidrodinâmica, que promovem a ressuspensão e dispersão das partículas (Cordova *et al.*, 2021; Singh *et al.*, 2021). Essas áreas funcionam como zonas de trânsito para detritos flutuantes, recebendo resíduos como tampas de garrafa e lacres de embalagens transportados pelas marés (Fig. 2.2a-b).

Além das características físico-químicas dos sedimentos e da hidrodinâmica local, fatores antrópico-socioeconômicos desempenham papel crucial na distribuição dos contaminantes. Embora variáveis como PIB e densidade populacional sejam indicativas de pressão ambiental (Garcés-Ordóñez *et al.*, 2019), neste estudo observou-se que o lançamento inadequado de resíduos sólidos, a deficiência no tratamento de esgoto, a urbanização desordenada e atividades como pesca, aquicultura e turismo são mais diretamente correlacionadas com a carga de MPs nos sedimentos. Municípios como Candeias, São Francisco do Conde e Salinas das Margaridas apresentaram as maiores concentrações, reflexo direto da intensa atividade industrial e da precariedade na gestão de resíduos, como exemplificado pela baixa cobertura de esgotamento sanitário em Salinas das Margaridas (12,1%) (IBGE, 2022).

Ainda, as condições anóxicas dos manguezais, aliadas à sua biogeoquímica complexa, potencializam a retenção de MPs e sua interação com contaminantes químicos, ampliando os riscos ecotoxicológicos. Embora as praias apresentem menor retenção, a entrada contínua de MPs por correntes oceânicas e atividades antrópicas locais mantém sua exposição constante a esses poluentes. Assim, o padrão observado na BTS demonstra que o acúmulo de macroplásticos atua como precursor direto da formação e intensificação da presença de MPs, especialmente nos manguezais, configurando um ciclo persistente de degradação ambiental. A integração de estratégias preventivas, como melhoria na coleta de resíduos, incentivo à reciclagem e mutirões de limpeza, torna-se essencial para mitigar a entrada de macroplásticos e interromper esse ciclo de poluição.

2.4.3.3 Texturas Superficiais e Integridade Física dos MPs

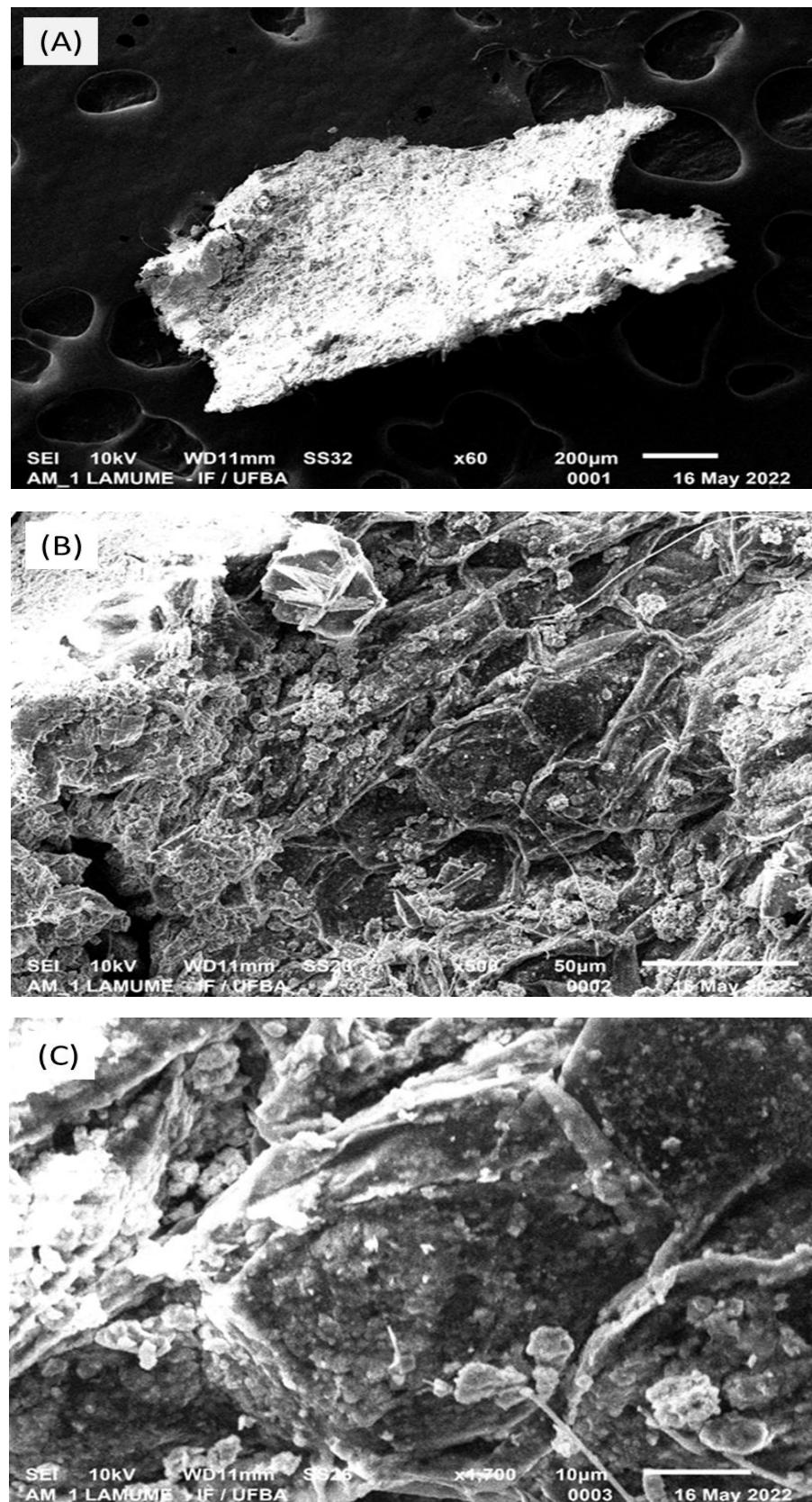
As análises morfológicas realizadas por MEV forneceram informações detalhadas sobre os processos de degradação e a integridade física dos MPs isolados dos sedimentos de manguezais e praias da BTS, destacando suas interações com o ambiente e evidenciando as diferentes dinâmicas físico-químicas desses ecossistemas (Fig. 2.6; Fig.2.7; Fig.2.S3 e Fig.2.S4).

2.4.3.3.1 MPs de Manguezal: Superfícies Rugosas, Fraturadas e Bioincrustadas

A superfície dos MPs provenientes dos sedimentos de manguezal, como observado em amostras de Madre de Deus (Fig. 2.6A–B e Fig.2.S3), Saubara (Fig.2.S4A e 2.S4B) e São Francisco do Conde (Fig. 2.7A–B e Fig.2.S5A e 2.S5B), apresenta textura áspera e irregular, com reentrâncias e bordas fraturadas. Essas características indicam exposição prolongada a processos de degradação físico-química, como fotodegradação induzida por radiação UV, abrasão mecânica em baixa energia hidrodinâmica e interações com matéria orgânica e sais presentes na água estuarina (Li *et al.*, 2020).

A ampliação de 1700× (Fig. 2.6C) revela a presença de microfissuras e partículas aderidas, que sugerem degradação avançada, fragmentação secundária em escala potencialmente nanométrica e aumento da área superficial. Esse aumento potencializa a capacidade de adsorção de poluentes, como metais pesados e compostos orgânicos persistentes, elevando os riscos ecológicos associados à ingestão desses MPs por organismos bentônicos.

Figure 2.6- Características morfológicas de MPs encontrados nos sedimentos de manguezal de estudo: Madre de Deus: a) Fragmento de MPs (aumento x60); b) Fragmento de MP identificado no item a) com aumento x500; c) Fragmento de MP identificado no item a) com aumento x1700



Fonte: A autora (2025). LAMUME-IF/UFBA

2.4.3.3.2 MPs de praia: Heterogeneidade Textural e Exposição Dinâmica

Nos sedimentos da praia de São Francisco do Conde, os MPs apresentam superfície com graus variados de rugosidade, alternando entre áreas lisas e regiões marcadamente rugosas (ampliação de 30x; Fig. 2.7). Essa heterogeneidade reflete a natureza dinâmica do ambiente praial, onde forças hidrodinâmicas intensas, como ação de ondas e movimentação de marés, promovem abrasão mecânica constante e reconfiguração das partículas plásticas. Observações semelhantes foram relatadas por Wang *et al.* (2017), destacando a influência das forças físicas e ambientais na fragmentação contínua dos MPs.

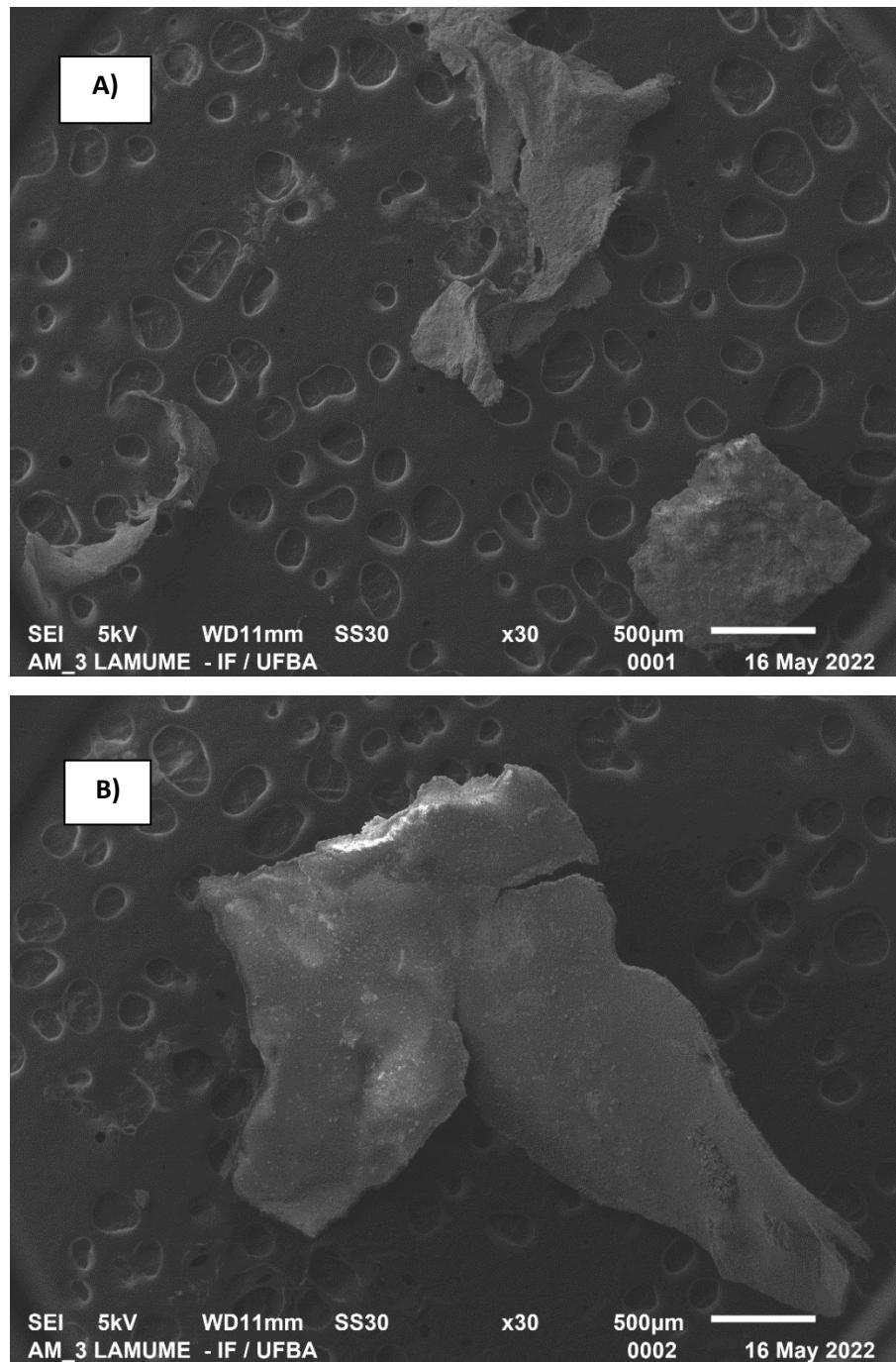
Crateras, sulcos e imperfeições observados na superfície indicam degradação por abrasão e intemperismo físico-químico. O tamanho dos fragmentos varia entre 1 e 1,5 mm, compatível com a faixa de MPs, e estruturas aderidas visíveis podem representar partículas sedimentares ou detritos orgânicos (Li *et al.*, 2020). A variabilidade nas características morfológicas reflete a maior energia e mobilidade desse ambiente, que favorece tanto a fragmentação contínua quanto a dispersão dos MPs, aumentando seu potencial de transporte e contaminação em larga escala.

2.4.3.3.3 Intensidade de Degradação e Morfologia Superficial

Nos sedimentos de manguezal, os MPs exibem sinais claros de degradação avançada, como microfissuras, fraturas, reentrâncias e partículas aderidas à superfície. Esses padrões são indicativos de intemperismo físico, químico e biológico prolongado, intensificado por fatores como a elevada carga de matéria orgânica, condições anóxicas e a interação com microrganismos e íons dissolvidos (Li *et al.*, 2021; Mendes et al. 2023). A presença de incrustações, compostas por minerais, biofilmes e partículas orgânicas, reforça o papel dos manguezais como zonas de retenção de MPs, onde essas partículas permanecem por longos períodos, aumentando a probabilidade de interação com contaminantes (Deng *et al.*, 2022).

Em contraste, os MPs em sedimentos praiais apresentam morfologia superficial mais heterogênea, com alternância entre regiões lisas e rugosas, além de marcas de abrasão e crateras. Essas feições resultam da ação constante de processos hidrodinâmicos, como a movimentação das ondas e o revolvimento dos sedimentos, que promovem a fragmentação mecânica e a redistribuição espacial dos MPs (Mateos-Cárdenas *et al.*, 2020; Sorasan et al 2022). Nestes ambientes, a degradação tende a ser predominantemente física, com partículas menores e mais móveis, mas com menor acúmulo de biofilmes ou contaminantes adsorvidos.

Figure 2.7- Características morfológicas de MPs encontrados nos sedimentos de praia de estudo: São Francisco do Conde: a) e b) Fragmento de MPs (aumento x30)



Fonte: A autora (2025). LAMUME-IF/UFBA.

2.4.3.4 Composição Elementar dos MPs em Manguezais e Praias da BTS

A análise da composição elementar dos MPs extraídos de sedimentos de manguezais e praias da BTS, na Bahia, revela diferenças marcantes associadas às particularidades ambientais desses ecossistemas. Os espectros obtidos por EDS (Fig.2.8 e Fig.S6) identificaram a presença de elementos como carbono (C), oxigênio (O), ferro (Fe), cobre (Cu), zinco (Zn), potássio (K), cloro (Cl), magnésio (Mg), cálcio (Ca), alumínio (Al), sódio (Na), titânio (Ti), estanho (Sn), silício (Si) e enxofre (S). Essas variações fornecem pistas valiosas sobre os processos de adsorção, degradação e as potenciais fontes de poluição associadas aos MPs em diferentes contextos ambientais.

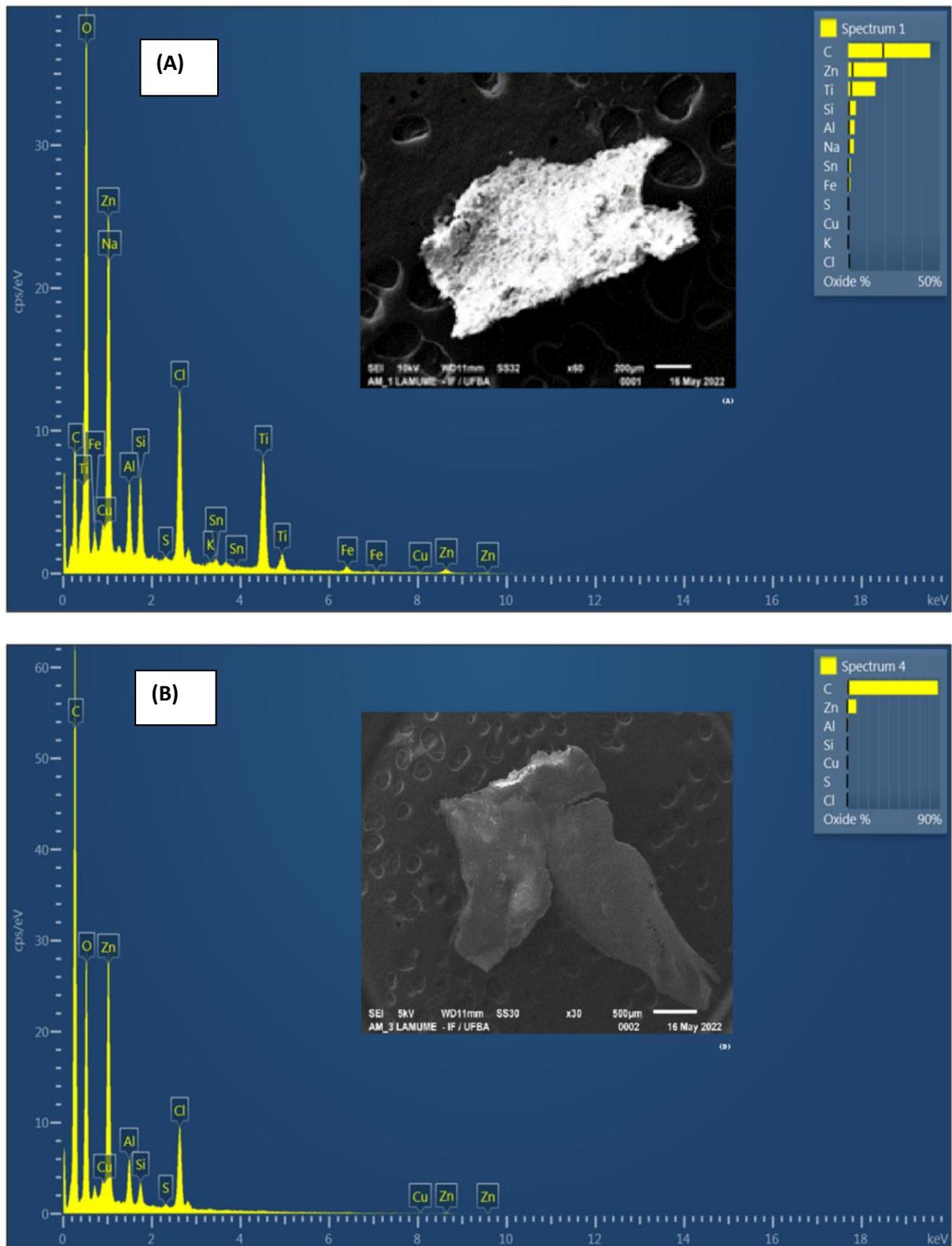
2.4.3.4.1 MPs em Sedimentos de Manguezal (Fig. 2.8A e Fig.S6)

Nos manguezais, os MPs apresentam maior concentração de elementos como Fe, Zn, Al e S, o que reflete as condições ambientais típicas desses ambientes, baixa energia hidrodinâmica, elevado teor de matéria orgânica e presença de zonas anóxicas (pobres em oxigênio) (Li *et al.*, 2020).

Os altos teores de Fe e S sugerem a formação de compostos como sulfetos de ferro, característicos de processos redutores em ambientes anóxicos. Esses resultados indicam que os MPs atuam como importantes superfícies adsorventes, funcionando como sumidouros de metais ao longo do tempo. A presença de Cl e K reforça a influência da salinidade estuarina, representando a mistura de águas doce e salgada típica dos manguezais.

Além disso, a presença de Al e Si aponta para a adsorção de partículas minerais nos MPs, oriundas tanto da matriz sedimentar quanto de fontes industriais (Zhou *et al.*, 2018). Metais como Cu e Sn, frequentemente associados à atividade industrial, ao tráfego de embarcações e a derramamentos de óleo (Liu *et al.*, 2019a; 2019b), reforçam a hipótese de que os MPs de manguezal estão expostos a múltiplas fontes antrópicas, funcionando como vetores de poluentes persistentes com potencial de bioacumulação na fauna local.

Figura 2.8- (A) Espectro gerado por EDS da superfície de microplástico (MPs) encontrado em sedimentos de manguezal de Madre de Deus, referente ao fragmento identificado na Fig. 7; e (B) Espectro gerado por EDS da superfície de microplástico (MPs) encontrado em sedimento de praia de São Francisco do Conde, referente aos fragmentos identificados na Fig. 7



Fonte: A autora (2025). LAMUME-IF/UFBA.

2.4.3.4.2 MPs em Sedimentos de Praia (Fig. 2.8B)

Por outro lado, os MPs encontrados em sedimentos de praia revelam composição distinta, compatível com as características físicas e dinâmicas desse ambiente. O maior teor de silício (Si) nos espectros EDS está relacionado à natureza arenosa da praia, rica em quartzo, cuja abrasão facilita a deposição de partículas minerais sobre os MPs (Li *et al.*, 2020).

Elementos como Fe e S aparecem em menores concentrações nos MPs de praia, o que pode ser explicado pela baixa retenção de metais em sedimentos arenosos e pela ausência de condições anóxicas. A intensa ação das ondas contribui para o intemperismo físico dos MPs e para a dispersão dos contaminantes, limitando a formação de associações estáveis entre partículas metálicas e a superfície plástica.

Apesar disso, a detecção de Zn e Cu em ambos os ambientes indica uma contaminação difusa por metais pesados ao longo da zona costeira. No entanto, a menor capacidade de retenção das praias e a fragmentação mecânica contínua reduzem o tempo de residência e, consequentemente, o papel dos MPs como acumuladores prolongados de poluentes, diferentemente do observado nos manguezais.

2.6.4 Implicações ambientais e ecotoxicológicas dos microplásticos em manguezais e praias

As diferenças morfológicas, compostionais e de degradação dos MPs entre manguezais e praias têm implicações relevantes para a dinâmica da poluição plástica em zonas costeiras.

Nos manguezais, a elevada reatividade superficial dos MPs, associada ao maior tempo de residência imposto pela baixa energia hidrodinâmica, favorece a adsorção de poluentes orgânicos persistentes (POPs), metais pesados e microrganismos patogênicos (Vilar *et al.*, 2023; Brennecke *et al.*, 2016). Essa capacidade transforma os MPs em vetores eficientes de contaminantes, aumentando os riscos de bioacumulação e biomagnificação nas cadeias tróficas bentônicas e afetando espécies que utilizam esses ecossistemas como berçários ou áreas de alimentação (Rodrigues *et al.*, 2019). A fragmentação progressiva, impulsionada por atividade microbiana e processos de intemperismo químico, intensifica esse potencial ao ampliar a área superficial disponível para adsorção (Pourebrahimi *et al.*, 2023).

Em contraste, os MPs em praias, embora menos alterados quimicamente, apresentam maior mobilidade devido à alta energia hidrodinâmica, o que facilita sua dispersão para zonas ecologicamente sensíveis, como recifes de corais, estuários e áreas de maré (Cole *et al.*, 2011; Martins & Sobral, 2011). Essa mobilidade dificulta ações de contenção e remediação e contribui

para o intercâmbio contínuo de contaminantes entre compartimentos aquáticos, atmosféricos e sedimentares, ampliando o alcance da poluição.

A análise da composição elementar reforça esses contrastes. Nos sedimentos de manguezal, a presença de elementos como Fe, S, Zn e Cl, identificados por EDS, está relacionada às condições redutoras e à alta capacidade de retenção de matéria orgânica (Deng *et al.*, 2020; Holmes *et al.*, 2014). A interação com essas matrizes transforma os MPs em plataformas de acúmulo e liberação lenta de poluentes para a biota e para o ambiente. Já nos sedimentos de praia, a predominância de Si reflete a influência direta da matriz arenosa mineralógica. Embora esses MPs apresentem menor capacidade adsorptiva, sua maior mobilidade favorece fragmentação contínua e redistribuição de contaminantes (Wang *et al.*, 2020; Andrade, 2011).

Esses resultados demonstram que os MPs não são partículas inertes, mas vetores ativos de poluição. O intemperismo físico-químico, ao aumentar a área superficial e modificar suas propriedades, potencializa a adsorção de contaminantes e amplia seu papel como agentes móveis de impacto ecológico. Assim, tanto o grau de degradação quanto a composição química dos MPs variam conforme o ambiente sedimentar, com consequências diretas para a dinâmica da poluição e para os riscos ecotoxicológicos em ecossistemas costeiros.

2.7 CONCLUSÕES

Os resultados demonstraram que os manguezais atuam como importantes sumidouros de MPs, concentrando maiores quantidades de partículas, associadas a sedimentos finos, altos teores de matéria orgânica e condições anóxicas. Nesses ambientes, os MPs apresentaram sinais avançados de degradação físico-química e biológica, com superfícies rugosas, microfissuras, incrustações e presença de partículas aderidas, além de elevada adsorção de metais como Fe, Zn, Al. Essas características conferem aos MPs elevada reatividade e capacidade de atuar como vetores de contaminantes orgânicos e inorgânicos, aumentando os riscos ecotoxicológicos, especialmente para organismos bentônicos.

Em contrapartida, as praias apresentaram menor abundância e maior mobilidade dos MPs, refletindo a influência de forças hidrodinâmicas mais intensas e sedimentos arenosos. Os MPs nesse ambiente apresentaram degradação predominantemente física, com superfícies mais heterogêneas e fragmentação mais acelerada. A presença de elementos como Si indica maior influência da matriz sedimentar mineralógica. Ainda que menos contaminados, os MPs de praia

têm potencial de dispersão elevado, podendo transportar poluentes para outros ecossistemas costeiros e marinhos.

Do ponto de vista morfológico, os fragmentos foram a forma predominante nos dois ambientes, seguidos por fibras e filmes. A presença de pellets apenas nas praias sugere fontes industriais localizadas. As cores mais frequentes foram incolores e brancas, indicando degradação avançada, embora partículas coloridas ainda estejam presentes, sugerindo aportes recentes de resíduos plásticos.

De forma geral, os resultados evidenciam que os MPs não são partículas inertes, mas agentes ativos na redistribuição de contaminantes, influenciados por fatores ambientais, sedimentares e antrópicos. A diferenciação entre os ecossistemas estudados ressalta a necessidade de estratégias de gestão específicas para cada tipo de ambiente, considerando não apenas o controle da entrada de resíduos, mas também o monitoramento contínuo dos processos de degradação e dos impactos ecológicos associados.

Tais evidências reforçam a urgência da implementação de políticas públicas eficazes, programas de educação ambiental, melhoria da gestão de resíduos sólidos e ações integradas de mitigação voltadas à conservação de áreas costeiras sensíveis como os manguezais e as praias da BTS.

2.8 LIMITAÇÕES E POTENCIAIS VIESES DO ESTUDO

Embora o levantamento espacial realizado em manguezais e praias da BTS apresente robustez metodológica, é necessário considerar algumas limitações que podem ter influenciado os resultados obtidos:

1. Viés Sazonal: A amostragem, realizada entre julho de 2019 e fevereiro de 2020, não abrangeu todo o ciclo anual de variações climáticas. Em particular, não contemplou integralmente o período de chuvas intensas (abril a junho), quando o aporte de resíduos via escoamento superficial tende a ser significativamente maior. Dessa forma, as concentrações médias obtidas podem subestimar episódios sazonais de maior contaminação por MPs (Hidalgo-Ruz *et al.*, 2012).

2. Limitações da Detecção e Identificação Visual: A análise visual por estereomicroscopia, apesar de amplamente utilizada em estudos similares, possui limitações quanto à identificação precisa de partículas menores que 300 µm, além de potencialmente confundir fragmentos plásticos com materiais orgânicos, especialmente plásticos de baixa

densidade, como o PTFE (politetrafluoroetileno) (Song *et al.*, 2015). Tais fatores podem introduzir vieses tanto na contagem quanto na caracterização morfológica dos MPs, destacando a importância de complementar essa abordagem com técnicas espectroscópicas automatizadas para maior precisão analítica.

3. Representatividade Espacial dos Pontos de Coleta: Embora os dez pontos selecionados tenham abrangido áreas distintas da BTS, eles podem não refletir plenamente áreas com elevada pressão antrópica, como regiões próximas a desembocaduras de esgoto clandestino, ou locais mais protegidos e preservados. Essa limitação restringe a extração dos resultados obtidos para toda a extensão da baía, indicando a necessidade de futuras amostragens mais amplas e direcionadas para locais estratégicos, a fim de proporcionar uma compreensão mais abrangente da distribuição e dinâmica dos MPs no ambiente estudado (Cózar *et al.*, 2014).

Esses fatores devem ser levados em consideração ao interpretar os dados obtidos e ao planejar futuras estratégias de pesquisa e monitoramento da poluição por MPs na região.

3 INTERAÇÕES FÍSICO-QUÍMICAS E IMPACTOS ECOLÓGICOS DE MICROPLÁSTICOS NA BTS: UMA ABORDAGEM ESTATÍSTICA

3.1 RESUMO

Este estudo investigou a abundância de microplásticos (MPs) e suas correlações com parâmetros físico-químicos dos sedimentos em ambientes de manguezais e praias da Baía de Todos os Santos (BTS), Bahia, Brasil. Foram avaliados o pH, o teor de carbono orgânico total (COT), a granulometria (areia e lama) e a concentração de MPs (itens/kg). Os resultados revelaram que os sedimentos de manguezal apresentaram maiores teores de lama e COT, além de pH mais ácido, em contraste com os sedimentos das praias, predominantemente arenosos e com pH neutro a alcalino. A abundância de MPs foi geralmente maior nos manguezais, especialmente em áreas próximas a centros urbanos e industriais, como São Francisco do Conde e Candeias. A análise de correlação de Spearman indicou associação positiva entre a abundância de MPs e os teores de COT ($\rho = 0,60$) e lama ($\rho = 0,32$), e correlação negativa com pH ($\rho = -0,41$) e areia ($\rho = -0,31$). Os testes de Kruskal-Wallis mostraram diferenças significativas entre os pontos amostrados para os parâmetros sedimentares ($p < 0,005$), com destaque para a fração fina e o conteúdo orgânico como fatores críticos na retenção de MPs. Esses resultados evidenciam o papel ecológico dos manguezais como zonas de acúmulo de MPs e ressaltam a importância do monitoramento direcionado e de estratégias de manejo baseadas em características sedimentares para mitigar os impactos desse tipo de poluição em ecossistemas costeiros.

Palavras-chave: Microplásticos; Composição dos sedimentos; Manguezais; Praias; Poluição costeira; Matéria orgânica; Monitoramento ambiental.

3.2 ABSTRACT

This study investigated the abundance of microplastics (MPs) and their correlations with the physicochemical parameters of sediments in mangrove and beach environments of the Todos os Santos Bay (BTS), Bahia, Brazil. The analyzed variables included pH, total organic carbon (TOC), granulometry (sand and mud content), and MP concentration (items/kg). Mangrove sediments showed higher TOC and mud content and slightly acidic pH, in contrast to the predominantly sandy and neutral to alkaline sediments found in beaches. MP abundance was generally higher in mangroves, particularly in areas near urban and industrial zones such as São Francisco do Conde and Candeias. Spearman's correlation analysis indicated a positive association between MP abundance and TOC ($\rho = 0.60$) and mud ($\rho = 0.32$), and negative correlations with pH ($\rho = -0.41$) and sand content ($\rho = -0.31$). Kruskal-Wallis tests revealed significant differences among sampling sites for sediment parameters ($p < 0.005$), highlighting the critical role of fine fraction and organic matter in MP retention. These findings reinforce the ecological role of mangroves as retention zones for MPs and emphasize the need for targeted monitoring and sediment-based management strategies to mitigate the impacts of microplastic pollution in coastal ecosystems.

Keywords: Microplastics; Sediment composition; Mangroves; Beaches; Coastal pollution; Organic matter; Environmental monitoring.

3.3 INTRODUÇÃO

A poluição por microplásticos (MPs) em ambientes marinhos e costeiros tornou-se uma preocupação crescente nas últimas décadas, devido à sua persistência, ubiquidade e potencial de causar impactos ecotoxicológicos a organismos e ecossistemas (Ebrahimi *et al.*, 2022; Campanale *et al.*, 2020; Spreafico *et al.*, 2023).

Entre os ecossistemas costeiros mais vulneráveis destacam-se os manguezais e as praias, que funcionam como filtros naturais e zonas de acúmulo de contaminantes em razão de suas características hidrodinâmicas e sedimentares. Esses ambientes atuam tanto como sumidouro quanto como fonte de MPs para áreas adjacentes (Wilson *et al.*, 2021; Yang *et al.*, 2023). A dinâmica dos MPs nesses sistemas é fortemente condicionada por propriedades físico-químicas dos sedimentos, como granulometria, teor de carbono orgânico total (COT) e pH, que modulam processos de transporte, retenção, degradação e biodisponibilidade (Liu *et al.*, 2019; Zhang *et al.*, 2019).

A granulometria influencia diretamente a capacidade de retenção e adsorção: sedimentos finos, como silte e argila, tendem a acumular mais MPs devido à maior área superficial e menor permeabilidade (Zhang *et al.*, 2020). O COT pode afetar as interações entre MPs e matéria orgânica, modificando seu comportamento na interface sedimento-água e sua degradação por processos abióticos e bióticos. Já o pH interfere na solubilidade de compostos orgânicos e inorgânicos e nas propriedades das superfícies poliméricas, alterando as interações com o sedimento e organismos bentônicos (Chae; Na, 2018).

Dada a complexidade dessas interações, o uso de ferramentas estatísticas multivariadas é essencial para compreender padrões de associação e identificar os principais fatores de influência (Rillig; Lehmann, 2020). Análises como ANOVA, correlações de Pearson ou Spearman e análise de componentes principais (PCA) permitem avaliar a significância de variações espaciais e ambientais, bem como explorar relações entre características sedimentares e a abundância, morfologia ou composição química dos MPs.

Nesse contexto, o presente estudo busca avaliar como a granulometria, o COT e o pH influenciam a retenção e distribuição de MPs em sedimentos de manguezais e praias da Baía de Todos os Santos (BTS), Bahia, Brasil. Além disso, emprega análises estatísticas para identificar correlações entre essas variáveis e estimar riscos ambientais associados à presença de MPs nesses ecossistemas.

A compreensão dessas relações é fundamental para subsidiar estratégias eficazes de monitoramento e mitigação da poluição por MPs, contribuindo para a conservação dos ambientes costeiros e para a proteção da biodiversidade local.

3.4 MATERIAIS E MÉTODOS

3.4.1 Coleta e preparação das amostras de sedimentos

A coleta e preparação das amostras de sedimentos de manguezais e praias da BTS seguiram uma metodologia previamente estabelecida e especificamente adaptada às características ambientais e hidrodinâmicas complexas da região, conforme descrito nos tópicos 2.3.1 e 2.3.3.1 da tese. Dada a proximidade da BTS com áreas urbanas, industriais e rurais, a estratégia de amostragem foi cuidadosamente delineada para abranger diferentes influências antrópicas e capturar, de forma representativa, a prevalência e a distribuição de MPs em distintos ecossistemas costeiros. Essa abordagem fundamentou-se nas melhores práticas identificadas durante a revisão bibliográfica preliminar, assegurando o rigor metodológico necessário e a coerência com os objetivos centrais do estudo.

3.4.2 Caracterização dos sedimentos de manguezal e praia

A caracterização dos sedimentos de manguezais e praias é uma etapa crucial para entender as interações entre MPs e partículas sedimentares. Fatores como o conteúdo orgânico, pH e granulometria influenciam significativamente a retenção, o transporte e os impactos ecológicos dos MPs, oferecendo insights sobre sua distribuição espacial e possíveis pontos críticos de contaminação.

As amostras de sedimentos coletadas da BTS foram analisadas quanto ao COT total, NT, pH e distribuição do tamanho das partículas. Essas análises, realizadas no Laboratório de Estudos de Petróleo, Energia e Meio Ambiente (LEPETRO – (<http://www.lepetro.ufba.br/>)) da Universidade Federal da Bahia, foram projetadas para fornecer dados abrangentes que apoiassem os objetivos do estudo sobre a contaminação por MPs e seus efeitos ecológicos na região da BTS.

3.2.2.1 Análise Granulométrica

As amostras de sedimentos foram inicialmente peneiradas por uma peneira de aço inoxidável de 2 mm (ASTM 10 – MESH/TYLER 9) para remoção de detritos maiores. Da fração peneirada, 1,5 g de sedimento foram pesados e passados por uma peneira de aço inoxidável de 500 µm (ASTM 35 – MESH/TYLER 32). O material retido foi coletado em tubos de digestão e as massas foram medidas usando uma balança de precisão (Shimadzu, Modelo Auy-220; precisão: 0,1 mg).

Interferências de matéria orgânica foram removidas tratando as amostras com H₂O₂ a 30% até a cessação das reações. O material restante foi processado em um bloco de micro digestão (TECNAL, Modelo 040/25) a temperaturas controladas até restar um filme fino. Foi adicionada uma solução de hexametafosfato de sódio 0,1 mol/L para dispersar as partículas sedimentares. A distribuição do tamanho das partículas foi então analisada usando um analisador de tamanho de partículas a laser (Cilas, Modelo 1064), fornecendo dados detalhados sobre a granulometria dos sedimentos e permitindo a avaliação de como a composição dos sedimentos afeta a retenção de MPs.

3.2.2.2 Determinação de COT e NT

Aproximadamente 1 g de sedimento macerado, peneirado por uma peneira de aço inoxidável (ASTM 80 – MESH/TYLER 80), foi colocado em cadiinhos pré-pesados. Para remover interferências de carbonato e bicarbonato, as amostras foram tratadas com HCl 1M até alcançar um pH estável de 0–3. Após o tratamento ácido, as amostras foram lavadas com água destilada a 80°C por quatro dias para remoção de íons de cloreto residual, confirmados por testes com nitrato de prata. As amostras preparadas foram então secas a 80°C em estufa, equilibradas em dessecador e pesadas até atingir massa constante. O COT e NT foram quantificados usando um analisador elementar (LECO, Modelo CHN628), que forneceu medições precisas do conteúdo de carbono e nitrogênio. Esses parâmetros foram essenciais para compreender o papel da matéria orgânica na acumulação e no movimento de MPs nos ambientes sedimentares da BTS.

3.2.2.3 Determinação de pH

O pH dos sedimentos foi determinado utilizando um método de suspensão padronizado. Dez gramas de sedimento foram misturados com 30 mL de água deionizada em um bêquer de 50 mL, agitados cuidadosamente e deixados em repouso por 60 minutos. O pH

foi medido usando um medidor de pH calibrado (Hanna, Modelo HI 3221), capaz de medições de alta precisão em uma gama de condições ambientais.

3.4.3 Extração e quantificação de MPs

A compreensão da dinâmica dos MPs nos sedimentos costeiros BTS foi fundamentada na aplicação de métodos consolidados para extração, identificação e caracterização morfológica e elementar desses contaminantes, conforme detalhado anteriormente (ver seção 2.3.3, 2.3.4 e 2.3.5). A escolha de técnicas como peneiramento, digestão oxidativa com H_2O_2 , separação por densidade com solução saturada de $ZnCl_2$, inspeção visual e análises por MEV/EDS permitiu garantir a acurácia na identificação dos MPs presentes em matrizes sedimentares distintas, como manguezais e praias. Esses procedimentos metodológicos foram conduzidos conforme práticas consolidadas na literatura científica, como as descritas por Peng *et al.* (2017), assegurando a confiabilidade dos dados e subsidiando as análises estatísticas empregadas nesta etapa do estudo.

3.4.4 Análise estatística

A análise estatística dos dados foi um componente crítico deste estudo, permitindo uma compreensão abrangente da distribuição, fontes e impactos ecológicos dos MPs nos sedimentos de manguezal e praia da BTS, Bahia, Brasil. Um banco de dadosmeticulosamente construído (DB) serviu como base para organizar e armazenar os dados analíticos, proporcionando uma estrutura robusta para integrar informações sobre as concentrações de MPs e parâmetros ambientais, como COT, pH e tamanho de partículas.

Tais análises estatísticas visam avaliar a influência da granulometria, do teor de COT e do pH na distribuição e retenção de MPs, permitindo não apenas compreender a relação entre as características sedimentares e a presença de contaminantes, mas também identificar potenciais riscos ambientais associados a essa interação.

3.2.4.1 Análises Descritivas e de Correlação

As análises descritivas iniciais caracterizaram as concentrações de MPs e forneceram informações sobre a variabilidade nas amostras de sedimento. Essas análises incluíram estatísticas sumárias e visualizações gráficas para descrever a tendência central, dispersão e distribuição das concentrações de MPs. As análises de correlação foram realizadas para

investigar as relações entre as concentrações de MPs e os parâmetros ambientais (COT, pH e tamanho das partículas), oferecendo uma compreensão mais profunda dos fatores ambientais que influenciam a distribuição dos MPs.

3.2.4.2 Testes de Normalidade e Métodos Não Paramétricos

O teste de Shapiro-Wilk foi aplicado para avaliar a normalidade dos dados, um pré-requisito para determinar os testes estatísticos apropriados. Dada a distribuição não normal dos dados ($p < 0,05$), foram utilizados métodos não paramétricos. O teste de Kruskal-Wallis, uma alternativa não paramétrica à ANOVA, foi usado para avaliar as diferenças nas concentrações de MPs entre as áreas de coleta. Para identificar variações específicas entre as áreas, foram realizados testes de comparação múltipla post hoc após o teste de Kruskal-Wallis.

3.2.4.3 Análise Fatorial Exploratória

Para descobrir padrões que explicam a variabilidade dos parâmetros ambientais associados às concentrações de MPs, foi aplicada a análise fatorial exploratória (AFE) com rotação Varimax. O teste de esfericidade de Bartlett confirmou a adequação dos dados para análise fatorial, garantindo que as variáveis estivessem suficientemente correlacionadas para a extração significativa de fatores. A matriz de componentes rotacionados revelou estruturas fatoriais distintas, permitindo a associação de COT, pH e tamanho de partículas com fatores significativos. Essa técnica avançada melhorou a interpretabilidade dos dados, destacando os principais fatores da variabilidade dos MPs nos sedimentos.

3.2.4.4 Reprodutibilidade e Transparência

Todas as análises estatísticas foram realizadas utilizando o software estatístico R (versão 3.6.0), em conjunto com a interface Rstudio (versão 1.1.463), conforme descrito pelo R Development Core Team (2019). Essa abordagem garantiu a reproduzibilidade e a transparência das análises, com os scripts e os resultadosmeticulosamente documentados para permitir a verificação e facilitar pesquisas futuras.

3.4.5 Controle e garantia da qualidade

A acurácia e a confiabilidade dos dados gerados neste estudo foram garantidos por um rigoroso protocolo de controle e garantia da qualidade adotado desde a coleta até as análises laboratoriais, conforme descrito na seção metodológica (ver seção 2.3.6). Medidas preventivas contra a contaminação cruzada, como o uso exclusivo de materiais não plásticos, o controle ambiental rigoroso no laboratório, a filtração de reagentes e a inclusão de amostras brancas,

asseguraram a minimização de interferências externas e a integridade dos resultados. Tais práticas seguem recomendações metodológicas amplamente reconhecidas na literatura para estudos de microplásticos em ambientes costeiros (Peng *et al.*, 2017), sendo fundamentais para garantir a representatividade das amostras e a fidedignidade das inferências obtidas quanto à distribuição e às possíveis fontes de MPs nos sedimentos da BTS.

3.5 RESUTADOS E DISCUSSÃO

3.5.1 Parâmetros físico-químicos dos sedimentos

3.3.1.1 *Granulometria*

Uma análise comparativa da granulometria dos sedimentos revelou diferenças substanciais entre os ambientes de manguezal e praia, impulsionadas por variações na energia hidrodinâmica. Nos manguezais de Candeias (50,03% de silte/argila), Santo Amaro (66,85%), Saubara (77,10%) e Acupe (61,61%), observou-se predominância de partículas finas (lama), típicas de ambientes de baixa energia. Nesses locais, as forças hidrodinâmicas reduzidas favorecem a deposição e o acúmulo de sedimentos finos.

Em contraste, os manguezais de Madre de Deus (91,94% de areia), São Francisco do Conde (75,30%), Salinas das Margaridas (93,44%) e Maragogipe (90,71%) foram dominados por sedimentos arenosos, refletindo maior exposição a dinâmicas intensas, como correntes de maré e ação de ondas (Tab.3.1). Além disso, interferências antrópicas, como dragagem de canais, construção de infraestruturas costeiras e desmatamento de vegetação de mangue, podem ter acentuado a presença de areia, ao alterar a dinâmica sedimentar natural e reduzir a retenção de partículas finas (Jupin *et al.*, 2023).

Os ambientes de praia, representados por Salvador/Paripe, Salvador/Patamares e Salinas das Margaridas, apresentaram sedimentos predominantemente arenosos, com frações de areia variando entre 85% e 97% (Tab. 3.1). Esse padrão é característico de zonas de alta energia, onde a ação contínua de ondas e marés promove intensa seleção hidrodinâmica, removendo partículas finas e favorecendo o acúmulo de grãos mais grosseiros (Davidson-Arnott, 2019).

Já os manguezais funcionam como ambientes de baixa energia e atuam como armadilhas naturais para sedimentos finos, como siltes e argilas. A vegetação densa, combinada à reduzida movimentação das águas, favorece a decantação de partículas em suspensão (Alongi,

2008; Szafranski *et al.*, 2023). Essas diferenças granulométricas refletem processos sedimentares distintos que moldam a estrutura e o funcionamento dos ecossistemas costeiros, influenciando não apenas a deposição de partículas, mas também a retenção de contaminantes, como microplásticos e metais pesados (Ivar do Sul; Costa, 2014; Deng *et al.*, 2020; Lima *et al.*, 2023).

Tabela 3.1- Parâmetros físico-químicos dos sedimentos de praia e manguezal: granulometria, COT, NT e pH

Ambiente/Area	MPs(itens/Kg)	pH	COT (%)	NT (%)	Areia (%)	Lama (%)
Manguezal	817	5,35	2,38	0,30	63,56%	36,44%
AC	833	4,16	6,44	0,59	38,39%	61,61%
CD	1022	3,88	3,82	0,27	49,97%	50,03%
M	822	4,27	1,15	0,24	90,71%	9,29%
MD	733	6,79	1,46	0,28	91,94%	8,06%
SA	533	5,54	0,64	0,14	33,16%	66,85%
SB	833	5,46	0,42	0,10	22,91%	77,10%
SFC	878	6,62	0,39	0,13	75,30%	24,70%
SL/PV	844	6,14	1,97	0,30	76,24%	23,76%
SM	856	5,26	5,14	0,46	93,44%	6,57%
Praia	550	6,53	0,03	<0,10	92,29%	7,71%
SFC	600	7,16	<0,04	<0,10	92,22%	7,79%
SL/BC	533	5,76	0,10	<0,10	94,20%	5,81%
SL/P	567	6,64	<0,04	<0,10	97,27%	2,74%
SL/PV	600	6,54	<0,04	<0,10	85,48%	14,52%

Legenda: MD= Madre de Deus; CD= Candeias; SA=Santo Amaro; SFC=São Francisco do Conde; SL/PV= Salvador/ Passa Vaca; SL/P=Salvador/ Paripe; SL/BC= Salvador/Boca do Rio; M=Maragogipe; SM=Salinas das Margaridas; AC=Acupe; SB=Saubara.

3.3.1.2 Carbono Orgânico Total (COT)

O teor de COT apresentou diferenças marcantes entre os ambientes de manguezal e praia (Tab. 3.1). Os sedimentos de manguezal exibiram níveis significativamente mais elevados de COT, variando de 0,39% em São Francisco do Conde a 6,44% em Acupe, refletindo a elevada produtividade primária, o acúmulo de serapilheira e a intensa atividade microbiana que caracterizam esses ecossistemas como importantes sumidouros de carbono (Alongi, 2008; Ouyang *et al.*, 2024; Szafranski *et al.*, 2023). A deposição nos manguezais é favorecida pela sedimentação de partículas finas trazidas pelas marés e pela baixa hidrodinâmica, que retém matéria orgânica (Kristensen *et al.*, 2008).

Em contraste, os sedimentos das praias apresentaram teores de COT abaixo do limite de detecção (<0,04%), com exceção da praia da Boca do Rio (Salvador), que registrou 0,10%. Esse resultado reflete a alta energia desses ambientes, onde a ação constante de ondas e marés remove rapidamente partículas finas e matéria orgânica (Masselink; Hughes, 2020; Liu *et al.*, 2025). A ausência de vegetação ripária ou fluvial nas praias intensifica essa limitação, restringindo o aporte de matéria orgânica (Ivar do Sul; Costa, 2014; Lima *et al.*, 2023).

A variabilidade do COT entre os manguezais analisados reforça a influência de fatores locais, como a densidade da vegetação e a intensidade da ação hidrodinâmica, na capacidade de acúmulo de carbono (Duarte *et al.*, 2013; Choudhary *et al.*, 2024; Justine *et al.*, 2025). Em Acupe, a combinação de baixa energia e vegetação densa resultou no maior teor de COT (6,44%), enquanto Saubara (0,42%) e São Francisco do Conde (0,39%), com sedimentos arenosos e maior hidrodinamismo, apresentaram menores níveis de carbono.

3.3.1.3 Nitrogênio Total (NT)

O teor de nitrogênio NT acompanhou as tendências observadas para o COT, evidenciando concentrações mais elevadas em sedimentos de manguezais (até 0,59% em Acupe) e níveis desprezíveis nas praias (<0,10%) (Tab. 3.1). Essa correlação direta entre NT e COT reforça o papel da matéria orgânica como fonte comum de carbono e nitrogênio nos ambientes sedimentares (Alongi, 2008; Ouyang *et al.*, 2024). Manguezais com maiores teores de COT e elevada produtividade primária, como Acupe e Salinas das Margaridas, apresentaram os maiores níveis de NT, indicando um ciclo biogeoquímico de nitrogênio mais ativo, sustentado pela mineralização da matéria orgânica e pela fixação biológica em ambientes anóxicos.

Esses ambientes funcionam como importantes reservatórios de nitrogênio, com implicações diretas na dinâmica de poluentes como os MPs. A elevada carga orgânica e de nutrientes pode favorecer o desenvolvimento de biofilmes sobre MPs retidos no sedimento, aumentando a adsorção de contaminantes associados e potencializando riscos ecotoxicológicos (Szafranski; Granek, 2023; Lima *et al.*, 2023). Em contraste, o baixo teor de NT nas praias, associado à natureza arenosa e energeticamente intensa desses ambientes, limita a formação de biofilmes e reduz a capacidade de retenção de MPs e compostos adsorvidos.

3.3.1.4 pH

O pH dos sedimentos variou significativamente entre os ambientes costeiros, com manguezais apresentando valores mais ácidos (de 3,88 a 6,79) e praias exibindo pH mais neutro

a levemente alcalino (de 5,76 a 7,16) (Tab. 3.1). Essa diferença é atribuída, principalmente, à intensa decomposição da matéria orgânica nos manguezais, que resulta na liberação de ácidos húmicos, fúlvicos e compostos voláteis como CO₂, promovendo a acidificação do sedimento (Hu *et al.*, 2023).

O pH ácido em manguezais influencia significativamente os processos de degradação e fragmentação dos MPs. Ambientes ácidos favorecem a ionização de grupos funcionais nas superfícies dos MPs, aumentando sua reatividade química e promovendo a fragmentação por processos de foto-oxidação e ataque radicalar (Pal *et al.*, 2025). Em sedimentos de praia, o pH mais neutro reflete o baixo acúmulo de matéria orgânica e a maior capacidade de tamponamento dos sedimentos arenosos, o que pode limitar reações oxidativas espontâneas, reduzindo a degradação natural dos MPs.

Essas variações de pH, associadas às diferenças no teor de matéria orgânica e no ciclo do nitrogênio, moldam a dinâmica de retenção, degradação e biodisponibilidade dos MPs em ecossistemas costeiros, indicando que manguezais representam ambientes críticos tanto para a acumulação quanto para a potencial transformação desses poluentes.

3.3.1.5 Perspectiva Comparativa e Implicações Ambientais

A análise dos parâmetros físico-químicos dos sedimentos na BTS evidenciou contrastes marcantes entre os ambientes de manguezal e praia, os quais têm implicações diretas na retenção, fragmentação e mobilidade dos MPs. Os manguezais apresentaram maior proporção de partículas finas (silte + argila) e teores mais elevados de COT em comparação aos sedimentos de praia, destaque para a localidade de Acupe, que registrou 61,61% de lama e COT de 6,44%. Esses resultados indicam condições mais favoráveis à retenção de MPs nesse tipo de ambiente.

A predominância de partículas finas nesses ambientes está associada a maior área superficial específica e à presença de cargas negativas nas superfícies minerais e da matéria orgânica, favorecendo a adsorção de MPs e contaminantes orgânicos e inorgânicos associados (Greenshields *et al.*, 2025). Ambientes com elevada concentração de matéria orgânica também influenciam a formação de biofilmes, que atuam como barreiras físico-químicas e favorecem a imobilização de partículas plásticas no sedimento (Hale *et al.*, 2020; Qiu *et al.*, 2022).

Paralelamente, os valores de pH observados nos manguezais (entre 3,88 e 6,79) indicam condições mais ácidas, particularmente em locais com elevado COT. Essa acidificação natural, derivada da degradação da matéria orgânica, tem sido apontada como um fator-chave na fragmentação superficial de MPs, aumentando sua rugosidade, oxidação e susceptibilidade

à degradação abiótica (Jin *et al.*, 2021; Yang *et al.*, 2022). Estudos experimentais e de campo indicam que o pH ácido pode acelerar a liberação de aditivos plásticos e facilitar processos como a foto-oxidação e a hidrólise, contribuindo para a transformação química dos MPs em zonas deposicionais (Tang *et al.*, 2023; Yang *et al.*, 2022).

Esse efeito é especialmente relevante em manguezais tropicais, onde a decomposição rápida da matéria orgânica contribui para a acidificação dos sedimentos, como também observado no Delta do Mekong (Vietnã) e no estuário do Ganges-Brahmaputra (Índia) (Tran *et al.*, 2022; Kumar *et al.*, 2023). De maneira análoga, a BTS apresenta um cenário onde a sinergia entre granulometria fina, elevado teor de matéria orgânica e pH ácido intensifica a capacidade dos manguezais em atuar como sumidouros de MPs, ao mesmo tempo em que favorece transformações físico-químicas desses contaminantes.

Em contrapartida, os ambientes praianos apresentaram sedimentos predominantemente arenosos (>85% de areia), baixos teores de COT (<0,04%) e pH variando entre 5,46 e 7,37, o que caracteriza um ambiente de alta energia e baixo potencial de retenção de MPs. A baixa capacidade de adsorção dos grãos arenosos e a constante mobilização sedimentar favorecem a dispersão dos MPs, como já observado em outras regiões costeiras tropicais e temperadas (Hu *et al.*, 2023; Isobe *et al.*, 2023; Kane *et al.*, 2021). Esse padrão indica que praias funcionam majoritariamente como zonas de trânsito de MPs, enquanto os manguezais atuam como sumidouros, retendo e potencialmente promovendo a fragmentação desses contaminantes.

3.5.2 Influência ambiental e análise estatística

A interação entre as propriedades físico-químicas dos sedimentos e a abundância de MPs nos ambientes costeiros da BTS foi analisada por meio de correlação de Spearman (Fig.3.1) e teste de Kruskal-Wallis (Tab.3.2), cujos resultados revelam padrões consistentes com a literatura sobre retenção de MPs em ecossistemas costeiros.

3.3.2.1 Papel da fração de lama, do COT e do NT na retenção de MPs

A análise de correlação de Spearman revelou associações positivas significativas entre a abundância de MPs e os teores de COT ($\rho = 0,60$) e de lama ($\rho = 0,32$), indicando que sedimentos mais finos e ricos em matéria orgânica favorecem a retenção de MPs. Esse padrão foi estatisticamente confirmado pelo teste de Kruskal-Wallis, com valores de p significativos para COT ($p = 0,0011$; $\varepsilon^2 = 0,816$) e lama ($p = 1,65 \times 10^{-4}$; $\varepsilon^2 = 0,949$), evidenciando o forte efeito dessas variáveis sobre a distribuição espacial dos MPs entre os ambientes amostrados.

Sedimentos de manguezal, compostos majoritariamente por partículas finas (silte e argila), apresentam maior área superficial e capacidade de adsorção de partículas hidrofóbicas, como os MPs. Além disso, os altos teores de COT e NT nesses ambientes indicam grande aporte e acúmulo de matéria orgânica, que favorece a formação de agregados e complexos organo-minerais, aumentando a retenção de MPs na matriz sedimentar. Estudos demonstram que a matéria orgânica dissolvida pode interagir com a superfície dos MPs, alterando suas propriedades fisicoquímicas (Sathish *et al.*, 2019; Zhao *et al.*, 2025) e favorecendo o aprisionamento no compartimento bentônico.

Figura 3.1- Matriz de correlação de Spearman entre os parâmetros físico-químicos dos sedimentos (pH, COT, NT, areia e lama) e a abundância de MPs (MPs - itens/kg) nos ambientes de manguezal e praia da BTS



Legenda: As cores representam a magnitude e direção das correlações (positivas em tons de azul e negativas em tons de marrom). Correlações com $|p| \geq 0,3$ foram consideradas relevantes.

A atividade microbiana intensa em sedimentos ricos em NT contribui para a fragmentação progressiva de resíduos plásticos maiores, aumentando a presença de MPs na

matriz sedimentar. O NT, que apresentou correlação positiva moderada com MPs ($\rho = 0,42$), reforça essa dinâmica, representando não apenas a carga orgânica nitrogenada do sistema, mas também a intensidade dos processos de degradação da matéria orgânica. Ambientes com maior NT, como os manguezais de AC (0,59%) e SM (0,46%), apresentaram altas abundâncias de MPs, sugerindo que o NT pode ser um indicador indireto da capacidade biogeoquímica de retenção e transformação de MPs em ambientes lamosos. Estudos destacam que o NT contribui para alterar a estrutura coloidal dos sedimentos, promovendo floculação e aumento da capacidade de retenção de poluentes particulados (Lima *et al.*, 2023).

Em contraste, os sedimentos arenosos das praias, com baixos teores de matéria orgânica (COT (0,1 e < 0,04%) e NT (<0,10%)), apresentaram interações limitadas com MPs, conforme evidenciado pela correlação negativa entre teor de areia e MPs ($\rho = -0,31$), também confirmada estatisticamente pelo teste de Kruskal-Wallis ($p = 1,65 \times 10^{-4}$; $\epsilon^2 = 0,949$) (Tab.3.2). A alta permeabilidade dos sedimentos arenosos, aliada à baixa capacidade de retenção química, favorece a mobilidade e dispersão dos MPs para sistemas aquáticos adjacentes.

Tabela 3.2- Teste de Kruskal-Wallis para Parâmetros Ambientais e Abundância de MPs

Parâmetro	χ^2 (Qui-quadrado)	gl	valor -p	ϵ^2
pH	27.595	11	0.00373	0.726
COT (%)	30.999	11	0.00110	0.816
Areia (%)	36.064	11	1.65e-4	0.949
Lama (%)	36.064	11	1.65e-4	0.949
MPs (itens/kg)	18.437	11	0.07198	0.485

Esses achados estão alinhados com estudos globais que identificam sedimentos ricos em matéria orgânica como áreas propícias à acumulação de MPs, enquanto sedimentos arenosos funcionam como vetores de redistribuição, com baixa capacidade de retenção (Li *et al.*, 2022; Rahim *et al.*, 2023; Deng *et al.*, 2020; Sathish *et al.*, 2019; Alves *et al.*, 2019).

3.3.2.2 Influência do pH sobre fragmentação e adsorção

A análise de Spearman revelou correlação negativa entre o pH dos sedimentos e a abundância de MPs ($\rho = -0,41$), sugerindo que condições mais ácidas favorecem a retenção desses contaminantes. Embora o teste de Kruskal-Wallis tenha indicado significância estatística

moderada ($p = 0,0037$; $\varepsilon^2 = 0,726$), os resultados apontam para o papel relevante do pH na modulação dos processos de fragmentação e adsorção de MPs em sedimentos costeiros.

Em ambientes de manguezal, o pH ligeiramente ácido é frequentemente associado a processos anaeróbicos de decomposição da matéria orgânica, que geram ácidos orgânicos e alteram a carga superficial das partículas sedimentares. Essas condições favorecem a fragmentação oxidativa e microbiológica de plásticos maiores, acelerando sua conversão em MPs (Liu *et al.*, 2023). Adicionalmente, o pH influencia diretamente as interações eletrostáticas entre MPs e as frações minerais ou orgânicas dos sedimentos: à medida que o pH diminui, a carga superficial das partículas torna-se mais positiva, aumentando a afinidade por MPs carregados negativamente, promovendo sua adsorção (Hu *et al.*, 2023; Maghsodian *et al.*, 2020).

A relação entre pH e COT também foi observada neste estudo, com locais com maiores teores de COT apresentando tendência a pH mais ácido. Essa relação pode ser explicada pela degradação microbiana intensa da matéria orgânica nos manguezais, que contribui para a liberação de compostos ácidos, reforçando a capacidade de retenção de MPs nesses ambientes (Xu *et al.*, 2023).

Por outro lado, nos sedimentos de praia, o pH neutro a moderadamente ácido, associado a alta salinidade, baixa matéria orgânica e predominância de partículas arenosas, resulta em menor capacidade de adsorção. Nessas condições, a interação entre MPs e a matriz sedimentar é limitada, favorecendo sua mobilidade e redistribuição pelo sistema hidrodinâmico costeiro. Esse padrão é amplamente reconhecido na literatura, com estudos apontando que o pH elevado pode reduzir a força de ligação entre MPs e partículas minerais, dificultando a fixação desses contaminantes (Maghsodian *et al.*, 2020; Zhang *et al.*, 2022).

Os resultados obtidos para a BTS são consistentes com achados de estuários tropicais e subtropicais, nos quais manguezais atuam como zonas de retenção de MPs, enquanto praias funcionam como ambientes de passagem e redistribuição. Trabalhos realizados no Sudeste Asiático (Ng *et al.*, 2018) reforçam que os sedimentos com alta fração fina, pH ácido e alto COT são particularmente propensos ao acúmulo de MPs, destacando a relevância da química sedimentar na dinâmica desses contaminantes.

3.3.2.3 Implicações Ecológicas e Gerenciais

Os resultados obtidos reforçam o papel funcional contrastante entre manguezais e praias na dinâmica ambiental dos MPs na BTS. Os manguezais atuam como zonas preferenciais de retenção e potencial transformação de MPs, enquanto as praias funcionam

predominantemente como áreas de trânsito e redistribuição desses contaminantes. Estudos conduzidos em zonas costeiras tropicais impactadas corroboram esse padrão e indicam que manguezais são *hotspots* para o acúmulo de MPs devido às suas características sedimentares e à baixa energia hidrodinâmica (Ng *et al.*, 2018; Deakin *et al.*, 2025).

A correlação positiva entre a abundância de MPs e os teores de lama e COT reforça a importância dessas propriedades sedimentares na adsorção física e retenção de MPs. Os manguezais apresentam sedimentos finos, pH levemente ácido e alta carga orgânica, características que favorecem não apenas o acúmulo, mas também a degradação inicial de MPs. Essas condições aumentam a adsorção de contaminantes associados aos MPs, como metais pesados e compostos orgânicos, elevando seu potencial ecotóxico. Como consequência, os MPs retidos podem afetar a fauna bentônica, interferindo na bioturbação, no ciclo de nutrientes e no recrutamento larval (Liu *et al.*, 2023; Hu *et al.*, 2023).

A distribuição espacial da contaminação evidenciou influência direta de fatores antrópicos. Manguezais adjacentes a áreas urbanas e industriais, como São Francisco do Conde e Candeias, apresentaram as maiores concentrações de MPs, atribuídas à proximidade de fontes de esgoto doméstico e efluentes industriais, bem como à baixa hidrodinâmica, que favorece a deposição e retenção prolongada dos poluentes. Embora as praias apresentem menores concentrações absolutas, pontos sujeitos à intensa atividade antrópica, como turismo e pesca, também mostraram presença significativa de MPs, reforçando a importância de ações integradas de gestão de resíduos.

O pH dos sedimentos também se mostrou um parâmetro crítico. Em ambientes de manguezal, o pH ligeiramente ácido pode favorecer tanto a fragmentação oxidativa quanto a adsorção dos MPs aos componentes orgânicos e minerais do sedimento. Já nas praias, o pH neutro a alcalino, combinado à baixa matéria orgânica e elevada salinidade, limita a retenção de MPs, favorecendo sua mobilidade no sistema costeiro (Maghsodian *et al.*, 2020; Xu *et al.*, 2023).

3.3.2.4 Recomendações de Manejo Ambiental

Os resultados deste estudo indicam a necessidade de estratégias específicas para mitigar a poluição por MPs e fortalecer a resiliência dos ecossistemas costeiros da BTS. Áreas com elevados teores de lama e COT, especialmente manguezais e zonas estuarinas, devem ser priorizadas em programas de monitoramento sistemático, considerando seu papel crítico no acúmulo e na retenção de MPs.

A criação de zonas-tampão em manguezais vulneráveis é recomendada para minimizar a entrada de resíduos sólidos provenientes de centros urbanos, atividades industriais e escoamento superficial. Paralelamente, é essencial fortalecer a gestão de resíduos sólidos em praias urbanizadas, aliando ações de educação ambiental, políticas de redução de plásticos descartáveis e o controle de fontes difusas de poluição. A inclusão de parâmetros sedimentares, como pH, COT, granulometria e NT, em programas de vigilância ambiental, pode ampliar a capacidade preditiva sobre a vulnerabilidade à contaminação por MPs e apoiar o ordenamento territorial em áreas costeiras.

Abordagens ecossistêmicas de manejo devem ser incentivadas, reconhecendo a importância dos manguezais na retenção de MPs, na ciclagem de nutrientes e na manutenção da biodiversidade bentônica. A proteção desses ambientes é crucial não apenas para conter a intensificação da poluição plástica, mas também para promover a adaptação dos ecossistemas frente às mudanças climáticas e pressões antrópicas crescentes.

Embora o estudo tenha avançado na compreensão dos fatores ambientais associados à retenção de MPs em sedimentos da BTS, limitações importantes foram identificadas. A ausência de análises ecotoxicológicas sobre organismos bentônicos restringe inferências diretas sobre impactos biológicos, e a cobertura espacial limitada da amostragem sugere a necessidade de expansões futuras, incorporando gradientes sazonais e maior número de pontos de coleta.

Para futuras pesquisas, recomenda-se a integração de bioensaios de toxicidade, avaliação da colonização de biofilmes em MPs e ampliação do monitoramento em escala temporal e espacial. Estratégias inovadoras, como o uso de consórcios microbianos e a aplicação de processos fotocatalíticos (e.g., TiO₂ assistido por luz UV) para a degradação de MPs, representam caminhos promissores para a remediação ambiental em áreas costeiras impactadas. Além disso, a implementação de sistemas de monitoramento integrado, combinando parâmetros físico-químicos, biológicos e ecotoxicológicos, poderá subsidiar políticas públicas mais eficazes, baseadas em evidências robustas.

A adoção de abordagens integradas e adaptativas é fundamental para mitigar os efeitos da poluição por MPs, proteger a biodiversidade bentônica e assegurar a sustentabilidade dos ecossistemas costeiros tropicais.

3.6 CONCLUSÕES

Os resultados deste estudo evidenciam que os manguezais da BTS apresentam condições sedimentares e fisicoquímicas favoráveis à retenção e potencial transformação de MPs, em contraste com os ambientes praianos, que se comportam como zonas de dispersão. Os sedimentos lamosos, ricos em carbono orgânico total COT e com pH ligeiramente ácido dos manguezais proporcionam um cenário ideal para a adsorção, acúmulo e até mesmo fragmentação de MPs, enquanto os sedimentos arenosos das praias, de pH mais alcalino e baixa carga orgânica, favorecem a mobilidade e redistribuição desses contaminantes.

As análises estatísticas reforçaram esses padrões ambientais. As correlações positivas entre a abundância de MPs e os teores de lama, COT e NT, aliadas às correlações negativas com pH e fração arenosa, demonstram que os parâmetros sedimentares atuam como vetores determinantes para a dinâmica de retenção de MPs. Os testes de Kruskal-Wallis indicaram diferenças significativas entre os ambientes, evidenciando a heterogeneidade espacial da poluição e o papel da influência antrópica, principalmente em áreas urbanizadas e industrializadas.

Com base nesses achados, recomenda-se o desenvolvimento de estratégias de monitoramento e gestão ambiental focadas nos compartimentos sedimentares críticos, particularmente em manguezais vulneráveis, que acumulam MPs de forma persistente. A priorização dessas áreas é estratégica para o controle da poluição plástica e para a mitigação de seus efeitos sobre a fauna bentônica e os processos biogeoquímicos locais.

4 AVALIAÇÃO DE DESEMPENHO DOS PROCESSOS DE FOTODEGRADAÇÃO DE MICROESFERAS PLÁSTICAS EM SEDIMENTOS DE MANGUEZAIAS E DE PRAIA

4.1 RESUMO

Este estudo avalia o desempenho dos processos de fotodegradação de microesferas plásticas (MPs) extraídas de cosméticos esfoliantes, incorporadas em sedimentos costeiros de manguezais e praias. A pesquisa foi conduzida com o uso de dióxido de titânio (TiO_2) como photocatalisador modelo, submetido a radiação UV por até 120 horas em condições controladas, considerando a influência da granulometria e da matéria orgânica sedimentar. As análises morfológicas (MEV), espectrais (EDS e FTIR) e gravimétricas evidenciaram alterações estruturais progressivas nos MPs, com maior eficiência de degradação nos sedimentos de manguezal. A fotocatálise superou a fotólise em todos os cenários, com perda de massa chegando a 3,48% nos sedimentos ricos em matéria orgânica. A matriz de correlação indicou que variáveis como pH ácido, alto teor de carbono orgânico total (COT) e predominância de lama influenciaram positivamente a eficiência do processo. Em contrapartida, sedimentos arenosos limitaram a retenção do TiO_2 e o tempo de contato com os MPs, reduzindo a taxa de degradação. Os resultados sugerem que ambientes ricos em matéria orgânica, como manguezais, são mais propensos à degradação photocatalítica de MPs, embora essa eficiência aumente a biodisponibilidade de fragmentos para organismos bentônicos. O estudo reforça a aplicabilidade da photocatálise como estratégia promissora para remediação de MPs, ao passo que destaca a necessidade de abordagens integradas que considerem as especificidades físico-químicas dos ambientes costeiros tropicais.

Palavras-chave: Microplásticos; Mecanismo de degradação; Fotólise; Fotocatálise; Poluição Ambiental

4.2 ABSTRACT

This study evaluates the performance of photodegradation processes on cosmetic-derived plastic microspheres (MPs) embedded in coastal sediments from mangroves and beaches. Experiments were conducted using titanium dioxide (TiO_2) as a model photocatalyst under UV irradiation for up to 120 hours, assessing the effects of sediment granulometry and organic matter content. Morphological (SEM), spectral (EDS and FTIR), and gravimetric analyses revealed progressive structural changes in MPs, with higher degradation efficiency observed in mangrove sediments. Photocatalysis outperformed photolysis under all tested conditions, reaching a mass loss of 3.48% in sediments rich in organic matter. Correlation analysis indicated that acidic pH, high total organic carbon (TOC), and fine particle content positively influenced degradation efficiency. In contrast, sandy sediments showed lower performance due to reduced TiO_2 retention and limited interaction time with MPs. The findings suggest that mangrove environments offer favorable conditions for photocatalytic MPs degradation, although they may also increase the ecological risk by enhancing the bioavailability of fragmented particles. The study reinforces the potential of photocatalysis as a promising strategy for microplastic remediation and emphasizes the importance of tailoring remediation approaches to the specific physicochemical characteristics of tropical coastal environments.

Keywords: Microplastics; Photocatalysis; Titanium Dioxide; Environmental Degradation; Coastal Sediments

4.3 INTRODUÇÃO

O aumento exponencial da produção de plásticos nas últimas décadas, aliado ao descarte inadequado, tem resultado na ubiquidade global dos microplásticos (MPs), definidos como partículas com menos de 5 mm. Esses contaminantes podem ser classificados como secundários, oriundos da fragmentação de resíduos plásticos maiores, ou primários, como as microesferas intencionalmente produzidas para uso industrial, especialmente em cosméticos e produtos de higiene (Chen *et al.*, 2020; Alimi *et al.*, 2022; Seeruttum *et al.*, 2023). Estima-se que mais de 200 milhões de toneladas de plástico sejam produzidas anualmente, com crescente aplicação nos setores de embalagens, construção civil, medicina e cosméticos (PlasticsEurope, 2020).

Os MPs têm sido amplamente detectados em ambientes aquáticos, sedimentos costeiros e até mesmo em regiões remotas como fundos oceânicos e áreas de alta montanha (Bergmann *et al.*, 2019; Ziani *et al.*, 2023). Sua persistência ambiental e a capacidade de adsorver contaminantes orgânicos e metais pesados conferem-lhes elevada periculosidade ecológica, afetando processos biogeoquímicos e serviços ecossistêmicos (Davidson *et al.*, 2022; Devi *et al.*, 2022; Mesquita *et al.*, 2022). Ecossistemas costeiros tropicais, como manguezais e praias, funcionam como zonas de retenção e acúmulo desses poluentes, promovendo sua incorporação aos sedimentos e potencializando seus efeitos ecotoxicológicos (Kor *et al.*, 2023; Yang *et al.*, 2023).

Diante das limitações das tecnologias convencionais de tratamento, como filtração, coagulação e sedimentação, na remoção eficiente de MPs, os Processos Oxidativos Avançados (POAs) vêm se destacando como alternativas promissoras. Nesse contexto, a fotocatálise heterogênea, baseada na ativação de semicondutores como o dióxido de titânio (TiO_2) por radiação UV, tem ganhado relevância por sua capacidade de gerar espécies reativas de oxigênio (EROs), capazes de romper ligações covalentes em polímeros sintéticos, promovendo sua fragmentação e potencial mineralização (Ariza-Tarazona *et al.*, 2023; Chokejaroenrat *et al.*, 2024; Qi *et al.*, 2023; Horikoshi *et al.*, 1999; Wu *et al.*, 2025).

Embora bem estabelecida em sistemas aquosos, a aplicação da fotocatálise em matrizes sólidas, como sedimentos naturais, permanece pouco explorada. No entanto, esses ambientes representam condições ambientais reais onde os MPs se acumulam e persistem, especialmente em regiões tropicais. No presente estudo, avaliou-se de forma inédita a eficiência do TiO_2 comercial (P25), sem dopagens ou modificações estruturais, na degradação de microesferas plásticas primárias incorporadas a sedimentos de praia e manguezal da Baía de

Todos os Santos (BTS), Bahia – Brasil. A escolha por sedimentos com características distintas quanto à granulometria, teor de carbono orgânico total (COT) e pH visa compreender os fatores que afetam a eficiência fotocatalítica em condições naturais (Liu *et al.*, 2020; He *et al.*, 2021; Zhao *et al.*, 2023).

Nesse contexto, o objetivo deste trabalho é investigar a performance da fotocatálise heterogênea com TiO₂ na degradação de microesferas cosméticas em matrizes sedimentares complexas, fornecendo evidências experimentais sobre os desafios e o potencial dessa abordagem na remediação de ecossistemas costeiros impactados por MPs.

4.4 MICROESFERAS COSMÉTICAS: IMPACTOS AMBIENTAIS E NECESSIDADE DE REMEDIAÇÃO

As microesferas cosméticas constituem uma das principais formas de MPs primários presentes no ambiente. Esses materiais são projetados e fabricados deliberadamente para integrarem produtos de cuidados pessoais, como esfoliantes, géis de limpeza facial e cremes dentais. Os polímeros mais empregados são o polietileno (PE), o polipropileno (PP), o tereftalato de polietileno (PET) e o náilon, devido à sua baixa densidade, resistência química e custo reduzido (Amobonye *et al.*, 2021; Hung *et al.*, 2022).

A elevada taxa de descarte desses produtos, associada à ineficiência dos sistemas de tratamento de esgoto em reter partículas com diâmetro inferior a 500 µm, resulta na liberação contínua de microesferas no ambiente, sobretudo em ambientes aquáticos e costeiros (Bayo *et al.*, 2020; Islam *et al.*, 2024). Estima-se que mais de 12 mil toneladas dessas partículas sejam introduzidas anualmente no ambiente, com acúmulo crescente em zonas estuarinas e litorâneas (Sun *et al.*, 2020). Em determinados produtos cosméticos, a fração de MPs pode superar 50% da formulação total (Hoang *et al.*, 2022).

As microesferas cosméticas, devido à sua alta área superficial e natureza hidrofóbica, são particularmente eficientes na adsorção de contaminantes orgânicos e metais pesados (Cao *et al.*, 2021; Atugoda *et al.*, 2020). Estudos recentes indicam ainda o papel desses MPs como reservatórios de genes de resistência a antibióticos, contribuindo para a emergência do resistoma microbiano associado à plástisfera (Ebrahimbabaie *et al.*, 2022). Ecotoxicologicamente, essas partículas interferem na fotossíntese de microalgas, alteram comunidades planctônicas e promovem bioacumulação em organismos aquáticos, com efeitos subletais e letais ao longo das cadeias tróficas (Chen *et al.*, 2020; Miraj *et al.*, 2021). A

exposição humana também é significativa, ocorrendo por ingestão, inalação e contato dérmico, com potencial para indução de inflamação, estresse oxidativo e danos genotóxicos (Van Cauwenberghe; Janssen, 2014; Çobanoğlu *et al.*, 2021).

Nesse cenário, estratégias remediativas convencionais são limitadas pela ineficiência na remoção completa dos MPs e pelo risco de geração de subprodutos tóxicos. Em contrapartida, a fotocatálise heterogênea com TiO₂ oferece vantagens significativas, como alta eficiência oxidativa, ausência de resíduos tóxicos e aplicabilidade em diferentes matrizes ambientais (Ahmed *et al.*, 2021; Zhang *et al.*, 2020). Embora sua eficácia já tenha sido demonstrada na degradação de MPs em soluções aquosas, a aplicação direta em sedimentos representa uma fronteira emergente e altamente relevante, especialmente em países tropicais (Jiao *et al.*, 2020; Shen *et al.*, 2023; Li *et al.*, 2022).

A presente investigação busca, portanto, integrar conhecimentos físico-químicos, ambientais e tecnológicos para avaliar a degradação de microesferas plásticas em matrizes sedimentares tropicais, fornecendo dados empíricos robustos que possam subsidiar a incorporação da fotocatálise heterogênea em políticas de remediação ambiental voltadas à poluição por microplásticos primários.

4.5 STATUS ATUAL DA PESQUISA SOBRE A FOTODEGRADAÇÃO DE MICROPLÁSTICOS (PVC, PE, PP E PS)

A aplicação de tecnologias avançadas para a degradação de MPs tem se intensificado diante da ineficácia de métodos tradicionais de remoção. Dentre essas abordagens, a fotocatálise heterogênea, baseada na ativação de semicondutores sob radiação UV, destaca-se pela capacidade de induzir reações oxidativas altamente eficientes em escala molecular. O dióxido de titânio (TiO₂), em particular na forma comercial P25, tem sido amplamente empregado devido à sua estabilidade química, baixa toxicidade e forte atividade fotocatalítica (Ahmed *et al.*, 2021).

Sob irradiação UV, o TiO₂ promove a excitação de elétrons da banda de valência para a banda de condução, gerando pares elétron-lacuna (e^-/h^+) que participam da formação de EROS, como radicais hidroxila ($\cdot OH$) e ânions superóxido ($O_2\cdot^-$). Essas EROS atuam na oxidação de ligações C–C e C–H, levando à cisão das cadeias poliméricas, oxidação superficial e eventual mineralização dos MPs (Puri *et al.*, 2023; He *et al.*, 2022).

Os principais polímeros associados às microesferas cosméticas, como o polietileno (PE), o polipropileno (PP), o poliestireno (PS) e o policloreto de vinila (PVC), apresentam diferentes respostas ao processo fotocatalítico em função de sua estrutura química, grau de cristalinidade e presença de grupos funcionais. O PVC, por exemplo, possui maior susceptibilidade à fotodegradação devido à presença de átomos de cloro que facilitam reações de descloração e iniciação de cadeias radicais, promovendo degradação mais pronunciada em comparação aos polímeros apolares (Chen *et al.*, 2021).

O PE e o PP, por outro lado, apresentam elevada hidrofobicidade, baixa polaridade e estruturas altamente cristalinas, características que dificultam a penetração de EROs e tornam sua degradação mais desafiadora. No entanto, estudos indicam que esses polímeros sofrem oxidação superficial, perda de massa e formação de grupos carbonílicos (C=O) quando expostos à fotocatálise com TiO₂, especialmente quando dispersos em substratos porosos e de baixa matéria orgânica, que favorecem a exposição à luz e a adsorção do catalisador (Liu *et al.*, 2020; He *et al.*, 2021).

O PS, amplamente empregado em embalagens e produtos de uso único, contém grupos aromáticos que favorecem a absorção da radiação UV, tornando-o mais reativo em condições fotocatalíticas. Estudos demonstram que a exposição de PS ao TiO₂ resulta na geração de fissuras, erosões superficiais e liberação de CO₂, evidenciando degradação progressiva do polímero (Chen *et al.*, 2020; Nabi *et al.*, 2022).

Apesar dos avanços, a maioria das investigações tem sido conduzida em sistemas modelo, geralmente em suspensão aquosa e sob condições controladas de pH, temperatura e intensidade luminosa. Poucos estudos abordam o comportamento da fotocatálise heterogênea em matrizes ambientais reais, como os sedimentos costeiros, que apresentam elevada complexidade fisico-química, com presença de matéria orgânica dissolvida, variabilidade granulométrica e composição mineralógica heterogênea (Chowdhury *et al.*, 2022).

Neste cenário, o presente estudo propõe uma abordagem experimental inédita, aplicando TiO₂ puro (sem dopagem) à degradação de microesferas cosméticas em sedimentos naturais de praia e manguezal, visando avaliar a influência das características sedimentares, como granulometria, teor de carbono orgânico total (COT) e pH, sobre a eficiência do processo fotocatalítico. Resultados prévios sugerem que sedimentos mais arenosos e de baixa matéria orgânica favorecem a penetração da radiação UV e a dispersão do TiO₂, otimizando a geração de EROs e, consequentemente, a degradação dos MPs (Zhao *et al.*, 2023; Nabi *et al.*, 2020).

O desenvolvimento de estudos aplicados em matrizes reais, como o aqui proposto, é fundamental para transpor as barreiras entre ensaios laboratoriais e condições ambientais,

fornecendo subsídios robustos para o avanço de tecnologias limpas no enfrentamento da poluição difusa por microplásticos em ambientes costeiros tropicais.

4.6 MATERIAIS E MÉTODOS

Com base no desenvolvimento teórico apresentado, que destaca os avanços e desafios relacionados à fotodegradação de MPs em ambientes costeiros, torna-se essencial contextualizar a origem e as características dos sedimentos utilizados nos experimentos realizados.

4.6.1 Área de estudo

Para garantir representatividade ambiental e robustez metodológica, este estudo utilizou sedimentos previamente coletados na BTS, localizada no Estado da Bahia, Brasil (Fig. 2.1 do Tópico 2.2), uma região reconhecida por sua complexidade ecológica e elevada pressão antrópica.

Dentre as dez áreas previamente avaliadas quanto à presença de MPs, foram selecionados dois sítios com perfis ambientais contrastantes: a praia de Paripe e o manguezal de Saubara (Fig.2.1B, do Tópico 2.2). A escolha se fundamentou em critérios como grau de contaminação por MPs, exposição à radiação solar e proximidade de fontes poluidoras urbanas e industriais, aspectos cruciais para o delineamento experimental da fotodegradação.

A praia de Paripe, situada em área urbana e fortemente impactada por esgoto doméstico e resíduos sólidos, representa um ambiente exposto e dinâmico, enquanto o manguezal de Saubara, caracterizado por vegetação densa e sistemas radiculares complexos, proporciona condições propícias à retenção de MPs em sedimentos mais finos e protegidos. Ambos os locais apresentam alta incidência de radiação solar ao longo do ano, fator determinante para a eficiência dos processos fotocatalíticos. A seguir, são descritos os procedimentos adotados para a coleta, preparação e caracterização dos sedimentos, bem como a extração e aplicação das microesferas plásticas utilizadas nos ensaios experimentais, respeitando as normas da ABNT e os protocolos metodológicos vigentes.

4.6.2 Coleta e preparo das amostras de sedimentos

A coleta e preparo dos sedimentos foi conduzida com base em um protocolo adaptado de metodologias padronizadas para ambientes costeiros, com ênfase na representatividade

espacial e na prevenção de contaminações cruzadas, conforme descrito nos tópicos 2.3.1 e 3.2.1. Considerando a proximidade da BTS com áreas urbanas, industriais e rurais, a estratégia de amostragem foi cuidadosamente planejada para contemplar diferentes graus de influência antrópica e refletir, de maneira representativa, a distribuição e a prevalência de MPs em ecossistemas costeiros distintos. Essa abordagem metodológica foi embasada nas melhores práticas identificadas durante a revisão bibliográfica preliminar, garantindo rigor técnico, padronização dos procedimentos e alinhamento com os objetivos propostos neste estudo.

4.6.3 Caracterização dos sedimentos

A caracterização dos sedimentos seguiu os procedimentos descritos no tópico 3.2.2, incluindo análises granulométrica, de carbono orgânico total (COT), nitrogênio total (NT) e pH. As amostras foram submetidas a etapas padronizadas de preparação, como remoção de matéria orgânica, dispersão, peneiramento e tratamentos químicos específicos, com o objetivo de avaliar as propriedades físico-químicas dos sedimentos que influenciam a retenção e a degradação de MPs.

4.6.4 Extração e preparação dos MPs

Os MPs utilizados nos ensaios foram extraídos de cosméticos esfoliantes comerciais, conforme metodologia adaptada de Napper *et al.* (2015). Após agitação em água destilada, a suspensão foi filtrada por peneiras ASTM 80 (0,180 mm), e as partículas plásticas foram isoladas, tratadas com metanol e lavadas com água destilada. Em seguida, a suspensão foi filtrada com membranas de microfibra de vidro (Whatman GF/F, 0,7 µm), utilizando bomba de vácuo (Vacuubrand PC 101 NT). As membranas foram secas em estufa (50 °C, 120 min), e os MPs foram pesados em balança analítica (Mettler Toledo AG 285, precisão de 0,01 mg).

Para a avaliação da eficiência da fotodegradação, os MPs remanescentes foram extraídos dos sedimentos por separação densimétrica, conforme protocolo adaptado de Lo *et al.* (2020), utilizando solução de cloreto de zinco ($ZnCl_2$) com densidade de 1,8 g/cm³. A cada amostra foram adicionados 10 mL da solução, seguida de agitação vigorosa por 2 horas e repouso estático por 18 horas para sedimentação. O sobrenadante foi então filtrado em membranas de microfibra de vidro (Whatman GF/F, 0,7 µm), com o auxílio de bomba de vácuo (Vacuubrand PC 101 NT). As amostras retidas foram posteriormente secas em estufa a 50 °C por 2 horas.

A solução de $ZnCl_2$ foi filtrada e reutilizada para reduzir impactos ambientais, em consonância com práticas de sustentabilidade. Um controle negativo, composto por sedimentos

sem adição de MPs, foi incluído para verificar possíveis perdas por aderência e para controle da eficiência metodológica.

4.6.5 Configuração dos experimentos de fotodegradação: fotólise e fotocatálise

A configuração experimental foi cuidadosamente planejada para simular condições ambientais de manguezais e praias, de modo a maximizar a eficiência do processo de fotodegradação de MPs. O sistema foi composto por um reator photocatalítico customizado, photocatalisador à base de TiO₂, amostras sedimentares representativas e MPs incorporados em uma matriz homogênea (Quadro 4.1). Os ensaios foram conduzidos em ambiente laboratorial com controle rigoroso de temperatura, radiação e pH, assegurando a reprodutibilidade dos experimentos.

Quadro 4.1- Parâmetros e condições experimentais dos ensaios de fotodegradação de micropolásticos

Parâmetro	Descrição/Condições
Reator Fotocatalítico	Câmara de 80 × 53 cm ² , com 13 LEDs UV (365 nm), emissão ajustável (0–60 mA).
Fotocatalisador	TiO ₂ (Degussa P-25, Evonik) com 80% anatásio e 20% rutilo, área superficial de 50 m ² /g.
Composição da Suspensão	TiO ₂ : 0,01 g; MPs: 0,05 g; sedimento: 1 g; água destilada: 2 mL.
Condições Experimentais	Placas de Petri (15 mm) em duplicata; distância de 10 cm dos LEDs; exposição: 24, 48, 72, 96 e 120 h; temperatura ambiente e pH constante.
Cenários Experimentais	1. Sedimento inerte (calcinado a 400 °C); 2. Sedimento não inerte (com matéria orgânica natural).
Monitoramento	Coletas regulares; fotólise realizada como controle (radiação UV sem TiO ₂).

4.4.6.1 Reator Fotocatalítico

O reator photocatalítico (Fig. 4.1) foi construído no Laboratório de Propriedades Óticas (LaPO), no Instituto de Física da Universidade Federal da Bahia (UFBA). A câmara reacional (80 × 53 cm²) foi completamente isolada e revestida com material blackfilm, assegurando reflexão interna otimizada da radiação UV e evitando interferências externas.

A fonte luminosa consistiu em 13 LEDs UV ($\lambda = 365$ nm), dispostos horizontalmente e conectados a uma fonte de corrente ajustável (0–60 mA), permitindo controle fino da intensidade luminosa (Fig.4.1). Essa configuração favorece a replicação de condições de radiação solar em ambientes costeiros e optimiza a ativação do TiO₂. A distribuição espacial das amostras garantiu exposição uniforme à radiação, com distância padronizada de 10 cm entre os

LEDs e a superfície das amostras. O volume da suspensão foi ajustado em relação à área irradiada para maximizar a interação entre catalisador, MPs e luz UV.

Figura 4.1- Representação esquemática do reator fotoquímico utilizado no processo de fotodegradação dos MPs



Fonte: A autora (2025).

4.4.6.2. Fotocatalisador

Neste estudo foi utilizado o dióxido de titânio comercial (TiO_2 Degussa P-25, Evonik), um photocatalisador consolidado na literatura por sua elevada atividade photocatalítica, estabilidade térmica e baixa toxicidade. Composto por aproximadamente 80% anatásio e 20% rutilo, essa configuração bifásica favorece a eficiente separação dos pares elétron-lacuna, potencializando a geração de EROS, como radicais hidroxila ($\cdot\text{OH}$) e ânions superóxido ($\text{O}_2^{\cdot-}$), essenciais para a fragmentação das cadeias poliméricas.

Embora existam avanços recentes envolvendo modificações do TiO_2 para ampliar sua absorção no espectro visível, tais como dopagens com metais e não-metais ou acoplamento com carbono vítreo e grafeno, optou-se pelo uso exclusivo do TiO_2 puro devido à sua robusta

validação em experimentos-modelo. Essa escolha elimina variáveis adicionais e permite focar especificamente nos efeitos ambientais sobre a eficiência da fotodegradação dos MPs.

A inovação deste estudo reside na aplicação do TiO₂ em matrizes sedimentares complexas e ambientalmente relevantes, particularmente sedimentos de manguezal e praia. Esses ensaios pioneiros visam compreender como a fotodegradação dos MPs ocorre diante das particularidades físico-químicas dessas matrizes naturais.

Os principais fatores que embasaram a escolha deste fotocatalisador foram:

(i) Estabilidade química e fotoestabilidade sob radiação UV, características essenciais para ensaios prolongados em matrizes ambientais complexas, como sedimentos costeiros (Fujishima; Honda, 1972; Chen; Dionysiou; Alvarez, 2007; Ge *et al.*, 2022).

(ii) Baixo custo, ampla disponibilidade comercial e elevada pureza, facilitando reproduzibilidade e padronização metodológica entre diferentes centros de pesquisa (Li *et al.*, 2020; Silva *et al.*, 2025).

(iii) Alta eficiência fotocatalítica mesmo restrita ao espectro UV, especialmente relevante em regiões tropicais, onde a intensidade natural da radiação solar favorece sua ativação e eficácia na degradação de contaminantes recalcitrantes como os MPs (Gao *et al.*, 2024; Silva *et al.*, 2025).

(iv) Padrão consolidado para comparação metodológica, permitindo integrar resultados obtidos a uma extensa base de dados já disponível, fortalecendo análises comparativas e futuras aplicações (Zhou *et al.*, 2022; Ge *et al.*, 2022; Jeyaraj *et al.*, 2023).

Destaca-se, por fim, que o objetivo central do estudo não é a otimização catalítica, mas sim avaliar como os parâmetros sedimentares (pH, matéria orgânica e granulometria) influenciam a eficiência da fotodegradação dos MPs, justificando ainda mais a seleção de um catalisador padrão como o TiO₂.

4.4.6.3 Preparação da Suspensão Reacional

A suspensão reacional foi preparada com 0,05 g de MPs, 1 g de sedimento (inerte ou não inerte), 0,01 g de TiO₂ e 2 mL de água destilada, proporções definidas com base na otimização de ensaios preliminares, visando a máxima eficiência da fotodegradação e reproduzibilidade experimental. Inicialmente, os MPs foram homogeneizados com o sedimento para assegurar uma distribuição uniforme das partículas na matriz. Em seguida, o TiO₂ foi incorporado à mistura, e a adição da água destilada permitiu a dispersão adequada dos componentes e a estabilização da suspensão. As amostras foram então transferidas para placas

de Petri de vidro (15 mm), em duplicata, e dispostas no reator para exposição aos tratamentos experimentais.

4.4.6.4 Condições Experimentais

As reações foram conduzidas à temperatura ambiente, com controle constante de pH. As amostras foram irradiadas por períodos de 24, 48, 72, 96 e 120 horas. Dois cenários sedimentares distintos foram empregados:

- Sedimento inerte: submetido à calcinação a 400 °C para remoção completa de matéria orgânica, permitindo avaliar o efeito isolado da granulometria.
- Sedimento não inerte: utilizado em seu estado natural, com presença de matéria orgânica e minerais, simulando condições reais de manguezais e praias.

Essa abordagem comparativa visa avaliar a influência da matéria orgânica e da granulometria nos mecanismos de degradação fotocatalítica dos MPs. Ensaio controle de fotólise, contendo os mesmos componentes, porém sem TiO₂, foram conduzidos paralelamente, permitindo avaliar o efeito isolado da radiação UV.

4.6.6 Abordagem experimental

A avaliação do desempenho da fotodegradação de MPs em ambientes costeiros foi conduzida com base em uma abordagem analítica integrada, empregando técnicas complementares que permitiram a caracterização morfológica, estrutural, química e gravimétrica das amostras antes e após o tratamento. O delineamento experimental envolveu ensaios com MPs embebidas em sedimentos de manguezais e de praias, submetidas à irradiação controlada em presença de catalisadores baseados em TiO₂, conforme protocolos adaptados de Zhou *et al.* (2023) e Tang *et al.* (2023). O controle da confiabilidade dos dados foi assegurado mediante replicatas, validações cruzadas entre métodos e controle de perdas durante o processo de extração.

4.4.7.1 Gravimetria

A técnica gravimétrica foi empregada para quantificar a eficiência de degradação (ED) dos MPs, baseada na variação de massa das partículas antes e após os tratamentos fotocatalíticos. Inicialmente, os MPs foram pesados em uma balança analítica de alta precisão (Mettler Toledo AG 285; precisão: 0,01 mg), obtendo-se a massa inicial (Mi). Após a exposição ao processo de fotodegradação, os MPs remanescentes foram recuperados por meio de extração

densimétrica, secos em estufa a 50 °C por 2 horas e, então, novamente pesados para determinação da massa final (Mf). A eficiência de degradação (ED) foi calculada utilizando-se a Equação 1, adaptada de Llorente-García *et al.* (2020), na qual se considera também a taxa de recuperação (Txrecup) para compensar perdas decorrentes da etapa de extração:

Equação 1- Eficiência de degradação:

$$ED = \left(\frac{Mi - Mf}{Mi} \right) * 100 * Txrecup$$

Onde:

- Mi = massa inicial dos MPs antes do tratamento (g)
- Mf = massa final dos MPs após o tratamento (g)
- Txrecup = taxa de recuperação dos MPs após extração (valor entre 0 e 1)

Para validação dos resultados e correção de possíveis perdas experimentais, foram realizados ensaios de controle, nos quais microesferas de massa conhecida (0,05 g) foram adicionadas a 10 g de sedimento e submetidas aos mesmos procedimentos de extração utilizados nas amostras tratadas. A taxa de perda (Txperda) e a taxa de recuperação (Txrecup) foram determinadas conforme as Equações 2 e 3:

Equação 2 – Taxa de Perda:

$$Txperda = \left(\frac{M0 - M1}{M0} \right) * 100$$

Equação 3 – Taxa de Recuperação:

$$Txrecup = 1 - Txperda$$

Onde:

- M₀ = massa inicial de MPs adicionada ao sedimento inerte no ensaio controle (g)
- M₁ = massa recuperada após a extração (g)

A adoção desses controles permitiu corrigir desvios experimentais, assegurando que as variações observadas fossem atribuídas exclusivamente aos efeitos do processo de fotodegradação (Llorente-García *et al.*, 2020; Jiang *et al.*, 2021).

4.4.7.2 Microscopia Eletrônica de Varredura com EDS (MEV/EDS)

A microscopia eletrônica de varredura (MEV), aliada à espectroscopia por dispersão de energia (EDS), foi utilizada para identificar alterações na morfologia superficial e na composição elementar das MPs. As análises foram realizadas no equipamento JSM-6610LV (JEOL), com resolução de 3 nm, tensão de aceleração de 0,3 a 30 kV e detectores EDS/WDS. As amostras foram previamente revestidas com ouro utilizando sputter coater, garantindo a condutividade elétrica adequada.

As imagens obtidas no MEV foram processadas com o software ImageJ, permitindo a análise de parâmetros morfométricos como diâmetro médio, razão de aspecto e área projetada, por meio da ferramenta "Analyze Particles". As análises foram conduzidas no Laboratório de Microscopia Eletrônica (LAMUME), Instituto de Física da UFBA (UFBA, 2024).

4.4.7.3 Espectroscopia de Infravermelho com Transformada de Fourier (FTIR)

A análise por FTIR foi conduzida para investigar alterações na estrutura química das MPs e identificar grupos funcionais formados durante o processo de oxidação. Utilizou-se um espectrômetro Shimadzu IR-Prestige 21, operando na faixa de 4000–400 cm⁻¹. As amostras foram preparadas como pastilhas com brometo de potássio (KBr) sob pressão de 80 bar.

A presença de grupos carbonila (–C=O) e hidroxila (–OH) foi monitorada como indicadores de degradação oxidativa (Zhou *et al.*, 2023; Li *et al.*, 2023). Essas alterações foram relacionadas aos mecanismos de degradação superficial e à potencial biodegradabilidade dos resíduos (Gao *et al.*, 2024; Tang *et al.*, 2023). As análises foram realizadas no Laboratório Central Analítica da Escola Politécnica/UFBA (UFBA, 2024).

4.6.7 Análises estatísticas

Todos os dados obtidos foram sistematizados em planilhas do Microsoft Excel e validados quanto à consistência, normalidade e presença de outliers. O teste de Shapiro-Wilk foi utilizado para verificar a normalidade dos dados. Em casos de distribuição não normal ($p < 0,05$), adotaram-se métodos não paramétricos, com destaque para o teste de Kruskal-Wallis e comparações múltiplas post-hoc.

As análises estatísticas foram executadas no software R, versão 4.4.2, com interface RStudio (versão 2022.12.0+353), garantindo transparência e reproduzibilidade (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2024).

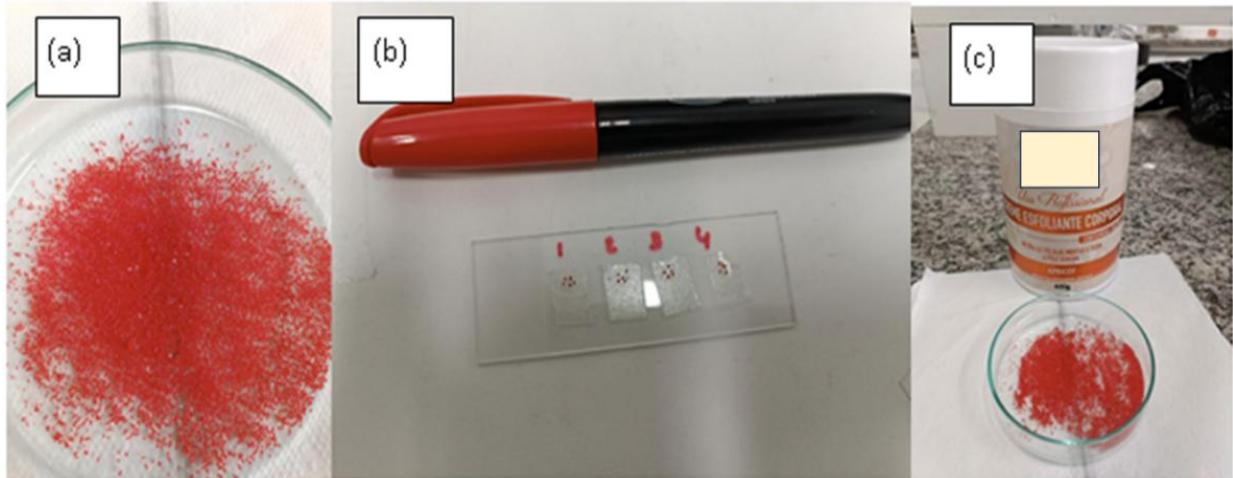
4.7 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.7.1 . Caracterização dos microplásticos extraídos do esfoliante

4.5.1.1 Caracterização visual

Na Fig. 4.2a, observa-se um grande número de microesferas vermelhas dispostas uniformemente em uma placa de Petri de 20 mm de diâmetro. A coloração intensa e o tamanho relativamente uniforme das partículas sugerem uma produção industrial padronizada, compatível com a literatura que descreve o uso de polietileno (PE) como matriz predominante em microesferas cosméticas (Fendall; Sewell, 2009; Napper *et al.*, 2015; Sun *et al.*, 2020; Alvim *et al.*, 2020). A homogeneidade de cor e forma reforça que o produto contém MPs primários, ou seja, partículas fabricadas deliberadamente em escala microscópica, em contraste com os MPs secundários, que resultam da fragmentação de plásticos maiores no ambiente (Andrade, 2011; Malafeev *et al.*, 2023).

Figura 4.2- Fotografia, realizadas por câmera fotográfica com resolução de 2400x1080 pixel, dos MPs extraídos de creme esfoliante comercial: (a) MPs extraídos do esfoliante corporal disponível comercialmente em placa de petri de 20 mm; (b) Comparativo de tamanho os MPs extraídos dos esfoliante com uma caneta; (c) Creme esfoliante do qual foram extraídos os MPs



Fonte: A autora (2025)

Essa apresentação em uma placa de Petri também evidencia a densidade relativamente baixa dos MPs, uma característica típica de polímeros como o PE e PP, os quais tendem a flutuar em soluções aquosas e a se acumular na superfície de sistemas aquáticos e sedimentos costeiros (Zhou *et al.*, 2022; Tsochatzis *et al.*, 2024).

A imagem Fig. 4.2(b) utiliza uma caneta esferográfica como referência de escala, ao lado de uma lâmina contendo amostras dos MPs organizadas em grupos numerados. Essa

abordagem auxilia na visualização empírica do tamanho médio das partículas, que foi posteriormente quantificado como aproximadamente $802,23 \pm 96,35 \mu\text{m}$. O uso de objetos cotidianos como escala comparativa é amplamente aceito em publicações científicas quando complementado por análises metrológicas mais precisas, como sugere Ariza-Tarazona *et al.* (2019, 2023).

A dimensão observada é relevante, pois MPs com diâmetro inferior a 1 mm são mais suscetíveis à ingestão por organismos aquáticos, especialmente por filtradores e detritívoros, representando risco ecológico direto (Cole *et al.*, 2013; Xie *et al.*, 2023). Ademais, o tamanho reduzido e a forma esférica favorecem o transporte em ambientes sedimentares rasos como praias e manguezais, locais-alvo deste estudo.

Na imagem Fig. 4.2c, o recipiente do esfoliante corporal é apresentado ao fundo, com a placa de Petri contendo os MPs logo à frente. Esta associação direta entre o produto comercial e os MPs extraídos reforça visualmente a origem antrópica dos poluentes, aspecto essencial para contextualizar a relevância do estudo no âmbito da poluição difusa causada por produtos de uso cotidiano (Tibbetts *et al.*, 2018; Gembo *et al.*, 2025).

A imagem fornece suporte visual à crítica sobre a permissividade regulatória em relação ao uso de microplásticos (MPs) em cosméticos. Apesar de avanços importantes em legislações restritivas, como o *Microbead-Free Waters Act* (EUA, 2015) e propostas da European Chemicals Agency (ECHA, 2022), a comercialização de produtos contendo MPs ainda persiste em diversos países, incluindo o Brasil. A identificação visual do produto também contribui para uma análise crítica da rotulagem, uma vez que muitos cosméticos não indicam de forma explícita a presença de polímeros como polietileno (PE) ou polipropileno (PP) em suas formulações (Sun *et al.*, 2020; Alvim *et al.*, 2020; González-Pleiter *et al.*, 2021).

A extração resultou em 1,8017 g de microesferas vermelhas a partir de 650 g de produto, indicando uma elevada concentração de MPs, em consonância com estudos recentes que classificam produtos de higiene pessoal como fontes relevantes de plásticos primários no ambiente (Fendall; Sewell, 2009; Napper *et al.*, 2015; Malafeev *et al.*, 2023; Gembo *et al.*, 2025).

A documentação fotográfica apresentada na Fig.4.2 é fundamental para a rastreabilidade e replicabilidade metodológica. As imagens demonstram a origem comercial legítima do material analisado e a preservação das características morfológicas das partículas durante o processo de extração. A natureza visualmente homogênea das microesferas reforça a hipótese de baixa reatividade inicial, justificando a adoção de catalisadores fotoativos para aumentar a eficiência da degradação em condições ambientais complexas, como as observadas

em sedimentos costeiros (Ariza-Tarazona *et al.*, 2023; Xie *et al.*, 2023; Tang *et al.*, 2023; Li *et al.*, 2023).

4.5.1.2 Análise Visual e Morfológica

A inspeção visual e a análise por MEV indicaram que as partículas apresentavam formato esferoidal, coloração vermelha homogênea e diâmetro médio de $802 \pm 96 \mu\text{m}$, evidenciando a padronização industrial no processo de fabricação (Fig.4.3). Essas características são compatíveis com formulações típicas de microesferas cosméticas, projetadas para oferecer abrasividade controlada e apelo visual ao produto (Ariza-Tarazona *et al.*, 2019; Hu *et al.*, 2023; Alvim *et al.*, 2020).

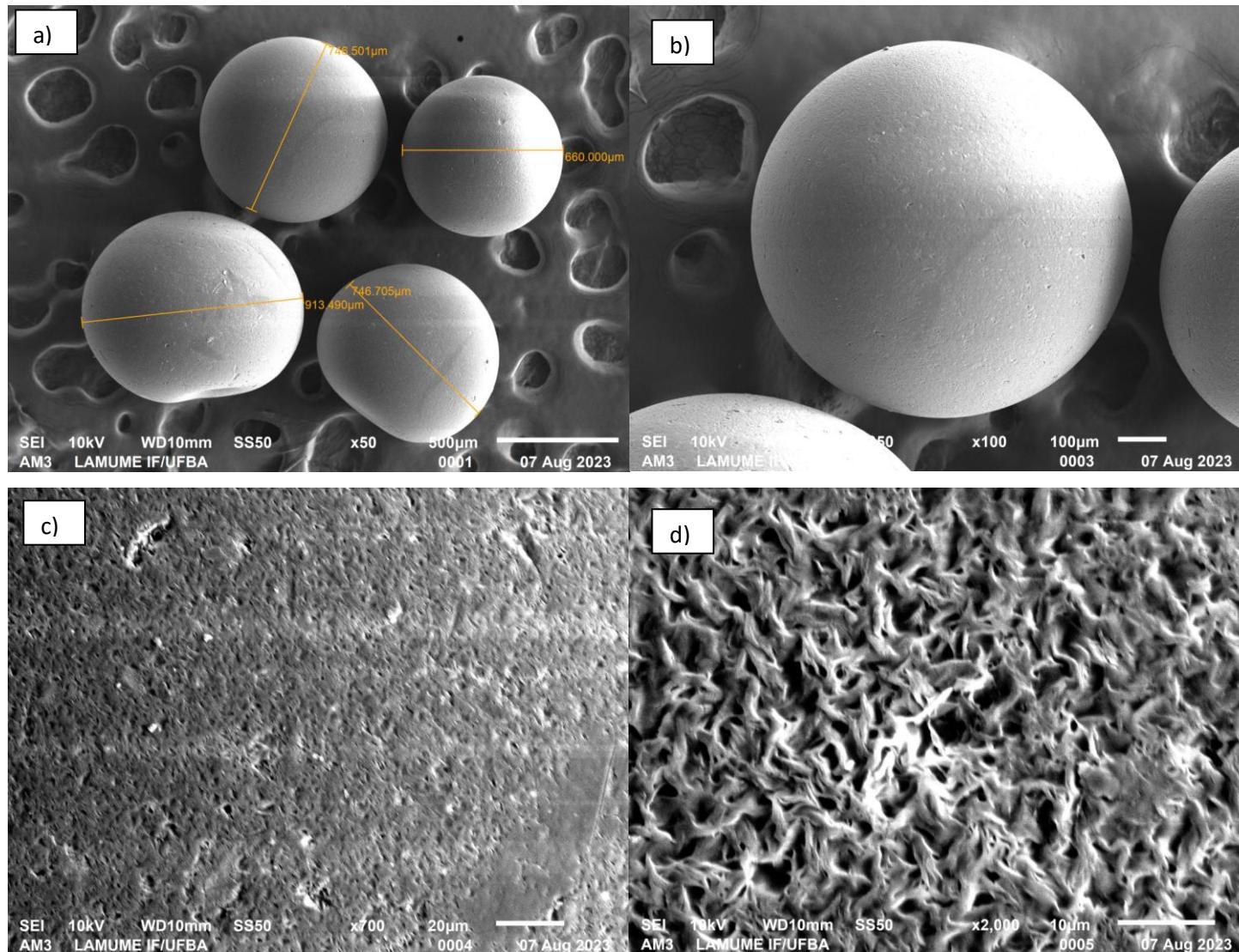
A ausência de fissuras ou deformações, bem como a superfície lisa e compacta observada nas micrografias (Fig.4.3), sugerem que os MPs não haviam passado por intemperismo físico ou químico significativo antes das análises. A homogeneidade morfológica é um fator crítico, pois influencia a eficiência da fotodegradação, uma vez que partículas com menor rugosidade e menos sítios reativos tendem a degradar-se mais lentamente em estágios iniciais (Tsochatzis *et al.*, 2024; Zhou *et al.*, 2022).

A imagem Fig. 4.3a, obtida por MEV com aumento de $50\times$, revela partículas esféricas com superfície lisa e diâmetros variando de $660 \mu\text{m}$ a $913 \mu\text{m}$, compatíveis com os dados morfométricos da Fig. 4.2. A simetria e morfologia homogênea indicam forte controle industrial no processo de extrusão, característico de MPs primários utilizados em produtos cosméticos (Eriksen *et al.*, 2013; González-Pleiter *et al.*, 2021; Gembo *et al.*, 2025; Malafeev *et al.*, 2023).

Essa conformação esférica, combinada ao pequeno tamanho, favorece a dispersão em meios aquáticos e sedimentares, aumentando a biodisponibilidade e o potencial de ingestão por organismos aquáticos (Cole *et al.*, 2011; Wright *et al.*, 2013; Priya *et al.*, 2022). A superfície uniforme reforça que as partículas não haviam sido expostas à abrasão ambiental ou a processos de degradação.

Na Fig.4.3d, com aumento de $2000\times$, observa-se maior detalhamento da microtextura superficial. Há indícios de leve rugosidade, com estruturas filamentares ou microprodutos possivelmente resultantes de resíduos da matriz cosmética ou de aditivos orgânicos. Embora macroscopicamente lisas, essas estruturas sugerem potenciais sítios de adsorção de contaminantes orgânicos e inorgânicos, o que tem implicações para interações com espécies químicas no ambiente (Qi *et al.*, 2021; Brennecke *et al.*, 2016; Holmes *et al.*, 2012).

Figura 4.3– Imagens obtidas por Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV) representando a morfologia superficial de microplásticos esféricos extraídos de esfoliante comercial. (a) Aumento de 50× com indicação dos diâmetros das partículas; (b) aumento de 100×; (c) aumento de 700×; (d) aumento de 2000×



Fonte: A autora (2025). LAMUME-IF/UFBA (a), (b) e (c) e (d).

Superfícies mais rugosas podem favorecer a foto-oxidação, ampliando a eficiência do ataque radicalar e a interação com catalisadores como o TiO₂. Essa relação entre microtextura e reatividade já foi discutida por Hu *et al.* (2023) e Gazi *et al.* (2022) em estudos sobre MPs de PE e PP.

4.5.1.3 Composição Elementar e Química

As análises de espectroscopia por EDS e de espectroscopia de infravermelho com FTIR revelaram uma composição polimérica majoritariamente baseada em polietileno (PE), com aditivos inorgânicos como sílica (SiO₂) e traços de magnésio, cobre e cloro (Fig. 4.4).

Na Fig.4a, observa-se o espectro obtido por EDS, acoplado ao MEV. Os picos predominantes correspondem ao carbono (C), com contribuições menores de silício (Si), cloro (Cl), magnésio (Mg) e cobre (Cu). Essa composição é típica de polímeros orgânicos como o polietileno, um dos MPs mais comuns em cosméticos esfoliantes (Napper *et al.*, 2015; Lei *et al.*, 2017; Dabrowska *et al.*, 2022; Zhou *et al.*, 2023). Os elementos secundários provavelmente refletem a incorporação de aditivos da formulação cosmética ou contaminação por partículas inorgânicas introduzidas durante o processamento.

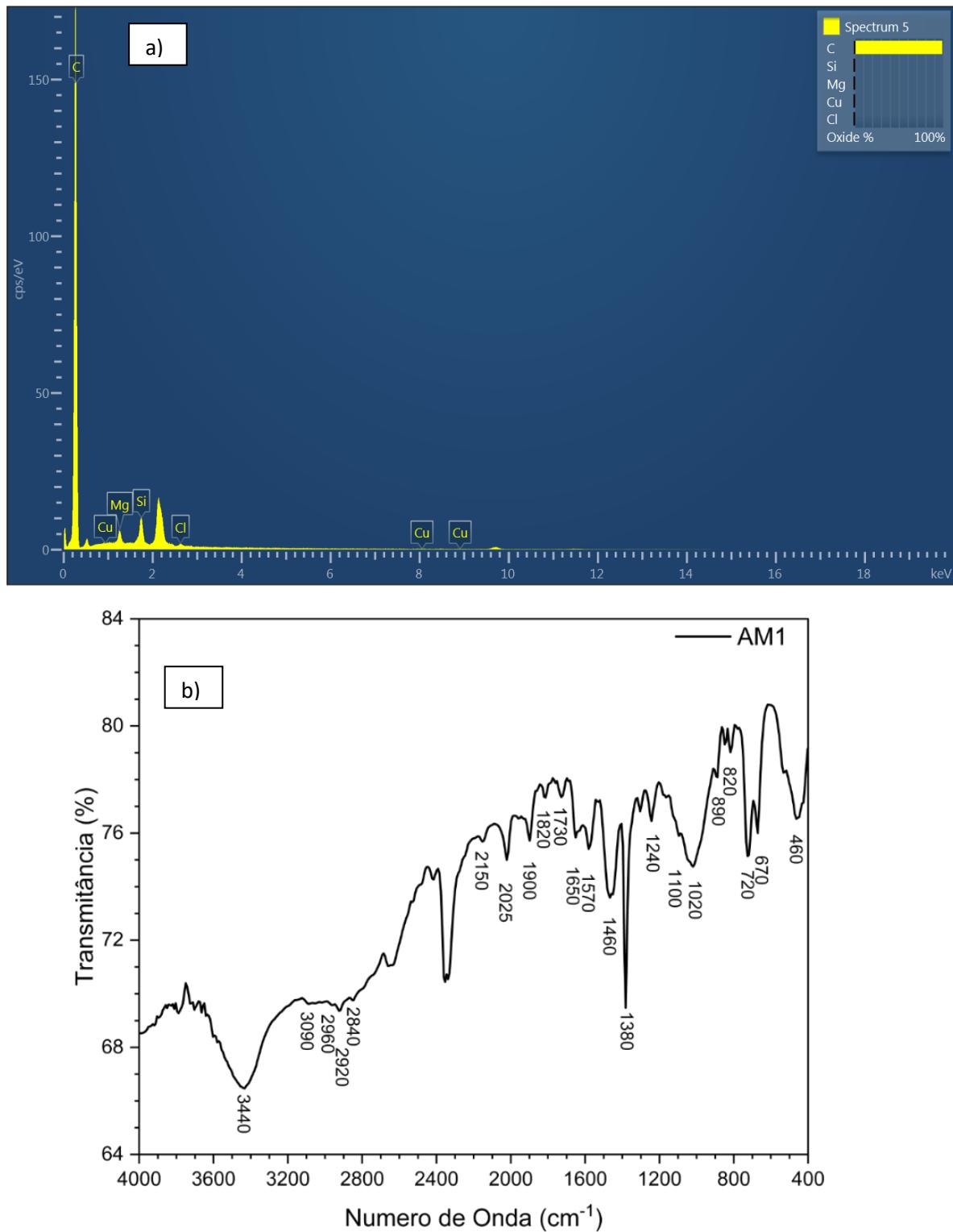
A presença dominante de C é compatível com a estrutura de polímeros sintéticos, enquanto os elementos inorgânicos podem atuar como nucleantes na síntese das esferas ou estar associados à matriz esfoliante (Ariza-Tarazona *et al.*, 2019; González-Pleiter *et al.*, 2021). Esses dados são relevantes para compreender as interações químicas durante os processos de fotodegradação, sobretudo em presença de catalisadores metálicos.

A detecção de Mg e Cu pela EDS também sugere a utilização de cargas minerais e pigmentos metálicos como aditivos, corroborando as observações de Hahladakis *et al.* (2018) sobre a complexidade composicional de MPs comerciais. Tais elementos podem atuar como modificadores de propriedades físico-químicas, influenciando a absorção de luz e as interações catalíticas durante a degradação.

Na Fig.4b, apresenta-se o espectro FTIR dos MPs analisados, no qual se destacam bandas características de PE:

- (i) 2914 e 2848 cm⁻¹ – estiramentos C–H assimétrico e simétrico de cadeias alifáticas;
- (ii) 1471 e 1462 cm⁻¹ – deformações de grupo –CH₂–;
- (iii) 718 cm⁻¹ – modo de torção de grupo metileno, indicativo da estrutura cristalina do PE (Dabrowska *et al.*, 2022; Soliz *et al.*, 2024).

Figura 4.4 – Análise composicional de microplásticos esféricos extraídos de esfoliante comercial. (a) EDS indicando predominância de C; (b) FTIR com bandas típicas de PE, confirmando a composição polimérica



Fonte: A autora (2025). LAMUME-IF/UFBA (a); Central Analítica-PPEQ/UFBA (b).

Essas bandas coincidem com os perfis espectrais de polietileno (PE) descritos em múltiplos estudos (Song *et al.*, 2015; Raju *et al.*, 2022; Gao *et al.*, 2024). O FTIR é uma ferramenta consolidada para a identificação não destrutiva de MPs, oferecendo confirmação inequívoca da natureza polimérica antes da aplicação de técnicas de remediação, como a fotocatálise. Os sinais característicos do PE, bandas entre 2840 e 3090 cm⁻¹ (estiramentos C—H) e entre 1380 e 1460 cm⁻¹ (deformações de grupos metilênicos), confirmam a matriz predominante (Sowmya *et al.*, 2014; Okada *et al.*, 2013; Dabrowska *et al.*, 2022).

Adicionalmente, bandas em 1100 e 790 cm⁻¹, atribuídas a estiramentos Si—O—Si, indicam a presença significativa de sílica incorporada à matriz, prática comum na indústria cosmética para melhorar propriedades reológicas e conferir maior estabilidade ao polímero (Raju *et al.*, 2022; Wang *et al.*, 2023; Salgado; Valentini, 2019). Essa incorporação, entretanto, pode reduzir a reatividade do material, uma vez que partículas inorgânicas atuam como barreiras físicas à penetração de radiação UV e de espécies reativas de oxigênio (EROs), dificultando a fotodegradação em ambientes naturais (Wu *et al.*, 2021a; Gao *et al.*, 2024; Xu *et al.*, 2024).

A caracterização integrada da morfologia (MEV), da composição elementar (EDS) e da estrutura molecular (FTIR) fornece uma linha de base robusta para os ensaios de fotodegradação subsequentes. Enquanto as micrografias demonstram a integridade estrutural e a ausência de intemperismo prévio, os espectros confirmam a natureza do polímero (PE) e a presença de aditivos residuais. Esses dados são fundamentais para a comparação pós-fotodegradação, permitindo avaliar alterações morfológicas, a perda de grupos funcionais e a formação de novos produtos de oxidação. Além disso, a confirmação da composição ressalta os desafios intrínsecos da degradação do PE, dada sua elevada resistência à oxidação e baixa afinidade com a água, fatores que limitam a ação de radicais livres (Zhou *et al.*, 2022; Tang *et al.*, 2023).

4.5.1.4 Implicações Ambientais e Estratégias de Mitigação

A estrutura física e a composição química dos MPs analisados indicam elevada persistência ambiental, sobretudo em sedimentos de manguezais e praias. A presença de aditivos inorgânicos, associada à baixa rugosidade superficial, dificulta a adsorção de matéria orgânica e contaminantes. Embora essa característica possa reduzir a biodisponibilidade imediata para organismos marinhos, favorece a estabilidade estrutural e o transporte em matrizes aquáticas, ampliando seu tempo de residência no ambiente (Yang *et al.*, 2021; Chen *et al.*, 2023).

Esses atributos ressaltam a necessidade de tecnologias avançadas de remediação, como a fotocatálise heterogênea com TiO₂, para promover a degradação eficiente desses MPs. Evidências recentes apontam que a eficácia do processo pode ser modulada pela presença de cargas minerais e pela morfologia das partículas, que afetam diretamente a exposição à radiação e a interação com espécies oxidantes (Tang *et al.*, 2023; Li *et al.*, 2023).

Adicionalmente, o fato de tais MPs derivarem de um cosmético amplamente comercializado reforça a urgência de medidas regulatórias mais restritivas. A substituição por alternativas biodegradáveis, aliada a melhorias no tratamento de efluentes, constitui um passo fundamental para reduzir os impactos dessa fonte difusa de poluição em ecossistemas costeiros (González-Pleiter *et al.*, 2021; Tibbetts *et al.*, 2018).

4.7.2 Efeito do tratamento fotocatalítico nos microplásticos

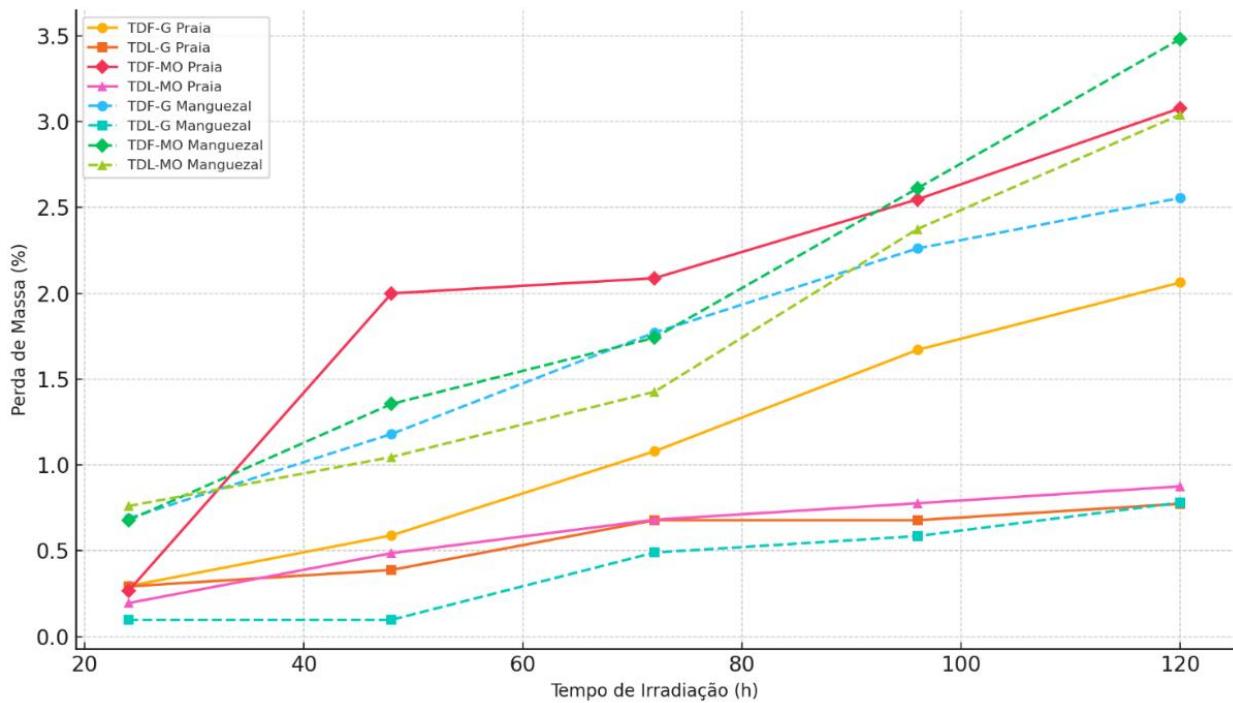
4.5.2.1 Perda de Massa

A análise da perda de massa dos MPs ao longo de 120 horas de exposição aos processos de fotólise e fotocatálise evidenciou diferenças marcantes entre os sedimentos de praia e de manguezal (Fig.4.5, Tab.4.2), ressaltando o papel da composição sedimentar e das condições ambientais na eficiência da degradação.

Nos sedimentos de praia inerte (Fig. 4.5), a Taxa de Degradação por Fotólise considerando a Granulometria do Sedimento (TDL-G) apresentou desempenho limitado, com perdas discretas de massa, variando de 0,29% em 24 h a 0,77% ao final do ensaio. A granulometria predominantemente grossa e a natureza arenosa desses sedimentos restringem tanto a penetração da radiação UV quanto a interação dos MPs com espécies fotoativadas (Duan *et al.*, 2021; Zhou *et al.*, 2023). Mesmo no sedimento não inerte (TDL-MO), os ganhos adicionais de degradação foram modestos, atingindo apenas 0,87% em 120 h, resultado provavelmente associado ao baixo teor de carbono orgânico típico desses ambientes (Mitzel *et al.*, 2016; Li *et al.*, 2020; Soliz *et al.*, 2024).

Por outro lado, a fotocatálise (TDF-G e TDF-MO) nos mesmos sedimentos promoveu aumentos expressivos na taxa de degradação, atingindo 2,06% sem matéria orgânica e até 3,08% com sua presença (Fig.4.5). Esses dados sugerem que a matéria orgânica pode agir como mediadora da geração de EROs, intensificando os mecanismos oxidativos responsáveis pela clivagem das cadeias poliméricas. Ainda assim, a natureza inerte dos

Figura 4.5 – Variação da perda de massa (%) de microplásticos submetidos a processos de fotodegradação em sedimentos de praia e manguezal ao longo de 120 horas



Fonte: A autora (2025).

Legenda: TDF-G (%): Taxa de Degradação por Fotocatálise considerando a Granulometria do Sedimento; TDL-G (%): Taxa de Degradação por Fotólise considerando a Granulometria do Sedimento; TDF-MO (%): Taxa de Degradação por Fotocatálise considerando a Matéria Orgânica do Sedimento; TDL-MO (%): Taxa de Degradação por Fotólise considerando a Matéria Orgânica do Sedimento.

sedimentos arenosos pode dificultar a retenção do catalisador TiO_2 na matriz sedimentar, prejudicando sua estabilidade e reduzindo a eficiência global do processo photocatalítico (Wu *et al.*, 2025).

Em contraste, nos sedimentos de manguezal, a eficiência da fotodegradação foi superior, tanto para a fotólise quanto para a fotocatálise (Fig. 4.5). A fotólise em ambiente inerte (TDL-G) apresentou desempenho semelhante ao da praia, com degradações entre 0,10% e 0,78%, entretanto, a inclusão de matéria orgânica (TDL-MO) elevou essas taxas para até 3,04%, indicando um papel importante dos compostos orgânicos reativos presentes nesse ambiente na intensificação da degradação (Chen *et al.*, 2023; Lozano *et al.*, 2023).

Tabela 4.2 - Perda de Massa dos Microplásticos Durante a Fotodegradação em Sedimentos de Praia e Manguezal

Ambiente	Tempo (h)	TDF-G (%)	TDL-G (%)	TDF-MO (%)	TDL-MO (%)
Praia	24	0,2937 ± 0,1352	0,2918 ± 0,1411	0,2659 ± 0,3760	0,1947 ± 0,0032
Praia	48	0,5892 ± 0,0074	0,3878 ± 0,0054	1.9994 ± 1,8247	0,4855 ± 0,1296
Praia	72	1.0793 ± 0,1253	0,6777 ± 0,1277	2.0880 ± 1,6994	0,6802 ± 0,1263
Praia	96	1.6702 ± 0,1599	0,6777 ± 0,1277	2.5474 ± 1,5970	0,7764 ± 0,2623
Praia	120	2.0630 ± 0,1648	0,7737 ± 0,2635	3.0792 ± 0,8449	0,8749 ± 0,1231
Manguezal	24	0,6885 ± 0,1419	0,0971 ± 0,1373	0,6776 ± 0,1551	0,7601 ± 0,0083
Manguezal	48	1.1803 ± 0,2830	0,0971 ± 0,1373	1.3552 ± 0,3103	1.0459 ± 0,1457
Manguezal	72	1.7708 ± 0,5636	0,4891 ± 0,4172	1.7413 ± 0,3209	1.4260 ± 0,1498
Manguezal	96	2.2615 ± 0,1486	0,5852 ± 0,0041	2.6119 ± 0,4814	2.3747 ± 0,1086
Manguezal	120	2.5561 ± 0,011	0,7803 ± 0,0054	3.4825 ± 0,6418	3.0419 ± 0,3118

Legenda: TDF-G (%): Taxa de Degradação por Fotocatálise considerando a Granulometria do Sedimento TDL-G (%): Taxa de Degradação por Fotólise considerando a Granulometria do Sedimento TDF-MO (%): Taxa de Degradação por Fotocatálise considerando a Matéria Orgânica do Sedimento TDL-MO (%): Taxa de Degradação por Fotólise considerando a Matéria Orgânica do Sedimento.

A fotocatálise nos sedimentos de manguezal demonstrou os maiores valores de perda de massa observados no estudo (Fig.4.5), alcançando 2,56% na condição granulométrica inerte (TDF-G) e 3,48% quando considerada a influência da matéria orgânica (TDF-MO). A maior eficiência pode ser atribuída a três fatores principais: a granulometria fina dos sedimentos, que favorece a adsorção do catalisador; a elevada carga de matéria orgânica, que aumenta a geração de EROs secundárias; e a presença de óxidos metálicos naturais, como Fe e Al, que podem atuar como co-catalisadores promovendo reações redox adicionais (Zhao *et al.*, 2023; Wang *et al.*, 2023).

Além disso, a composição química mais complexa dos sedimentos de manguezal, contendo minerais como carbonatos, sulfatos e metais traço dissolvidos, influencia diretamente a estabilidade coloidal e a reatividade superficial do TiO₂. Esses íons modulam o pH e a força iônica da solução intersticial, interferindo na formação e persistência de radicais hidroxila ($\cdot\text{OH}$), que são as principais EROs envolvidas na quebra das cadeias poliméricas dos MPs (Gao *et al.*, 2024). A retenção mais eficiente do catalisador nesses sedimentos também favorece o tempo de contato entre o TiO₂ e os MPs, fator essencial para a degradação localizada e efetiva da matriz polimérica.

A comparação direta entre os dois ambientes indica que os sedimentos de manguezal apresentam maior potencial para a aplicação de estratégias de fotodegradação, especialmente quando há presença de matéria orgânica (TDL-MO e TDF-MO), conforme evidenciado pelos valores significativamente mais elevados de perda de massa ($p < 0,05$). Os sedimentos de praia, por sua vez, limitam a eficiência da fotocatálise por apresentarem baixa capacidade de adsorção do catalisador e reduzido teor de compostos fotoativos.

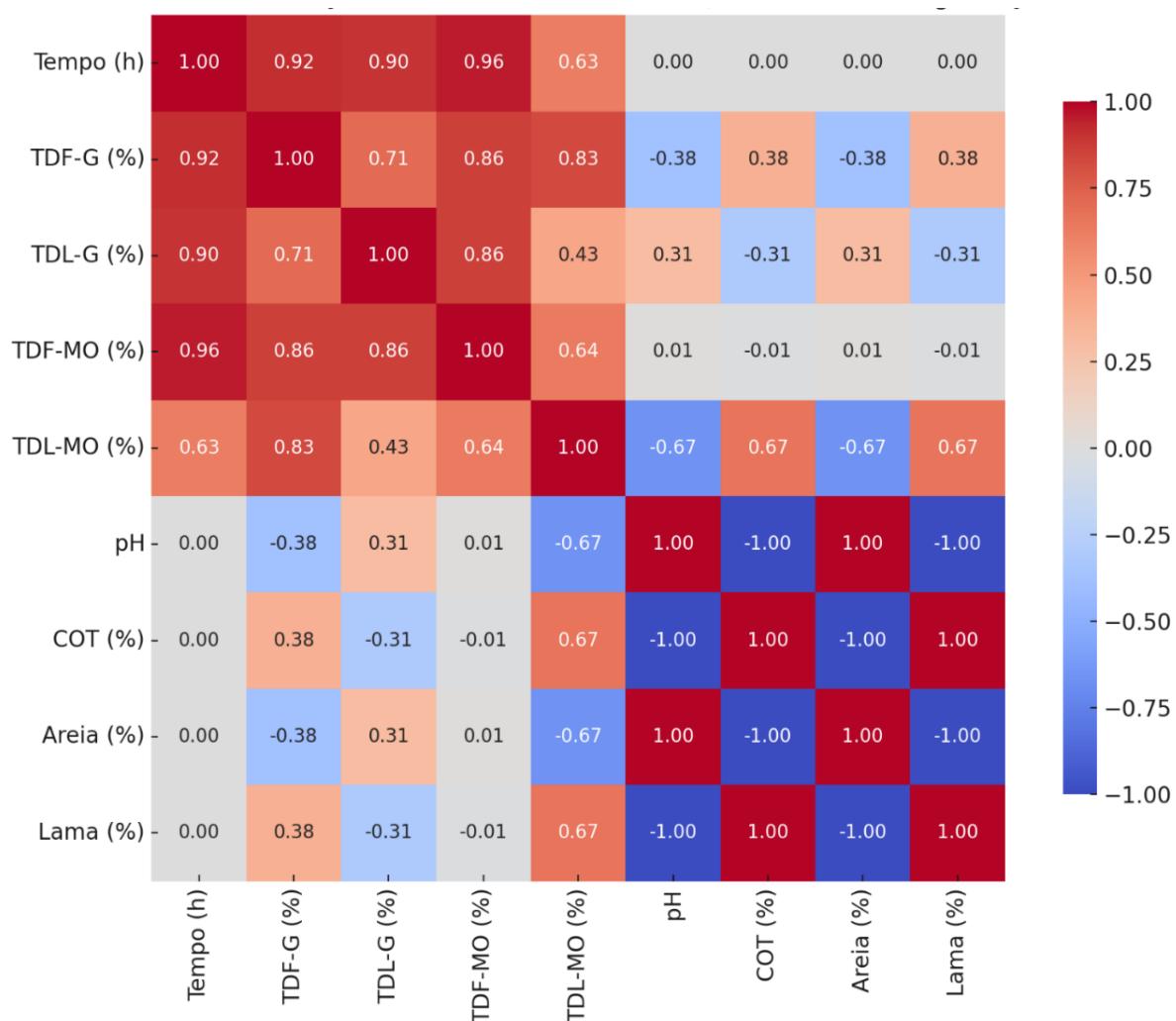
Do ponto de vista mecânico, os processos de fotólise atuam primariamente por ação direta da luz UV na clivagem de ligações químicas na superfície dos MPs, sendo fortemente dependentes da exposição e da penetração da luz (Silva *et al.*, 2025). Já os sistemas photocatalíticos utilizam a excitação do TiO₂ para gerar espécies altamente reativas, como $\cdot\text{OH}$ e $\text{O}_2^{\bullet-}$, que promovem a degradação oxidativa do polímero. A eficiência desses processos, no entanto, está condicionada à presença de co-fatores ambientais que favoreçam a geração e estabilização dessas espécies reativas.

Nesse sentido, a presente análise evidencia que a natureza físico-química do sedimento desempenha um papel central na eficácia dos tratamentos fotodegradativos. A consideração de variáveis como granulometria, composição mineralógica e teor de matéria orgânica é crucial para o desenvolvimento de tecnologias mais eficientes e adaptadas ao contexto ambiental real (Lozano *et al.*, 2023; Zhao *et al.*, 2023).

4.5.2.2 Influência de parâmetros físico-químicos dos sedimentos

A influência dos parâmetros físico-químicos dos sedimentos na fotodegradação de MPs é um aspecto central para compreender as variações na eficiência dos processos em diferentes ambientes costeiros. A Fig. 4.6 apresenta a matriz de correlação entre os parâmetros físico-químicos dos sedimentos e os percentuais de degradação dos MPs, indicando relações estatísticas relevantes que subsidiam a compreensão dos fatores que modulam a fotocatálise e a fotólise em matrizes ambientais complexas.

Figura 4.6 - Matriz de correlação com escala de cores entre os parâmetros físico-químicos e de fotodegradação dos micropôsticos (MPs)

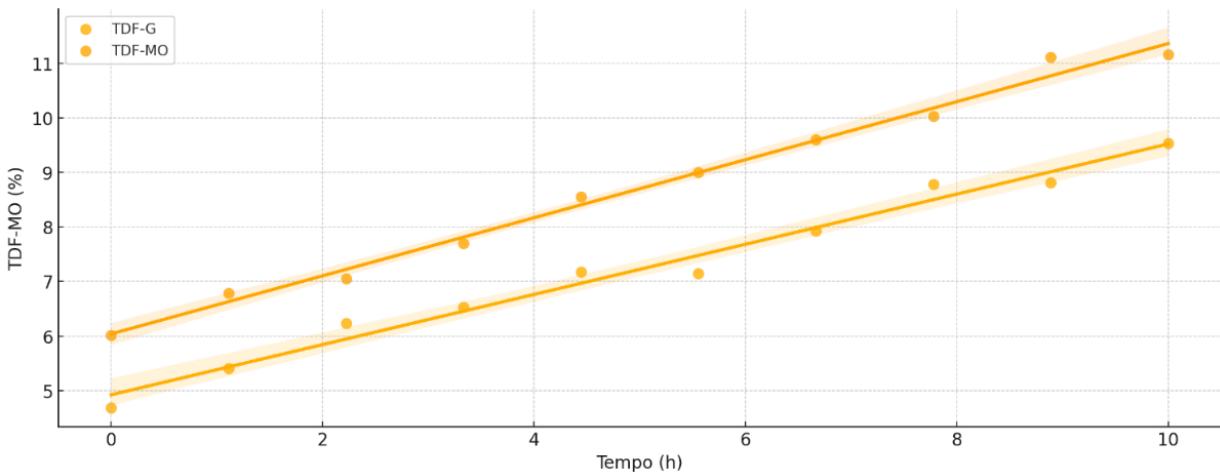


Fonte: A autora (2025).

Legenda: TDF-G (%): Taxa de Degradação por Fotocatálise considerando a Granulometria do Sedimento; TDL-G (%): Taxa de Degradação por Fotólise considerando a Granulometria do Sedimento; TDF-MO (%): Taxa de Degradação por Fotocatálise considerando a Matéria Orgânica do Sedimento; TDL-MO (%): Taxa de Degradação por Fotólise considerando a Matéria Orgânica do Sedimento.

Observa-se uma forte correlação positiva entre o tempo de exposição e as taxas de degradação photocatalítica (TDF-G: $r = 0,92$; TDF-MO: $r = 0,96$), confirmando a progressividade do processo ao longo das 120 horas de tratamento (Fig. 4.7). Esses achados são coerentes com estudos prévios que evidenciam o aumento da eficiência da fotocatálise com o prolongamento do tempo de exposição à radiação UV, como demonstrado por Zhou *et al.* (2022), que reportaram degradação de até 29% de MPs de PET com $\text{Bi}_2\text{O}_3/\text{N-TiO}_2$ após 120 horas. A dependência temporal do processo destaca a necessidade de otimizar o tempo de tratamento conforme a complexidade da matriz sedimentar, visando maximizar a produção de EROs sem comprometer a viabilidade operacional do sistema.

Figura 4.7 - Gráfico de dispersão com regressão mostra como o tempo de exposição influencia positivamente a eficiência de fotodegradação, tanto para o grupo de granulometria grossa (TDF-G) quanto para a matéria orgânica (TDF-MO)



Fonte: A autora (2025).

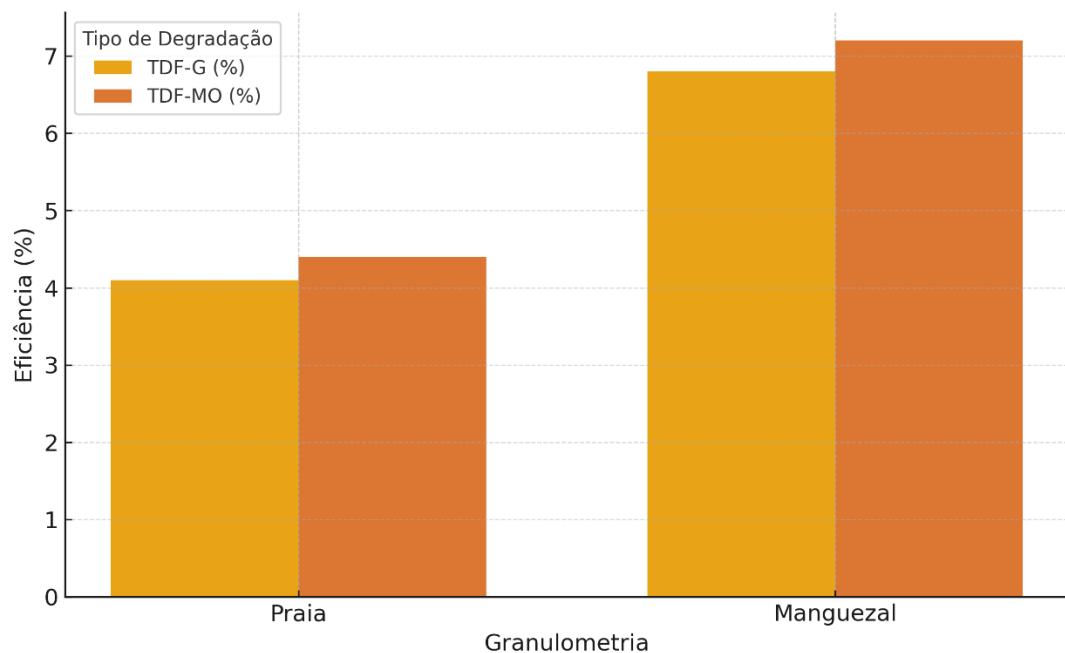
A matéria orgânica (Fig. 4.6 e 4.7), estimada pelo COT, apresentou correlação positiva moderada com as taxas de fotocatálise, especialmente em TDL-MO ($r = 0,67$). Isso sugere que compostos orgânicos presentes no sedimento podem atuar como mediadores na geração de EROs, intensificando reações redox e favorecendo a degradação química dos MPs. Estudos como os de Gewert *et al.* (2015) e Ariza-Tarazona *et al.* (2019) corroboram essa observação ao apontarem que substâncias húmicas amplificam a produção de radicais hidroxila ($\cdot\text{OH}$) e superóxidos (O_2^\cdot) em processos photocatalíticos. No entanto, a ausência de correlação significativa entre COT e a fotólise sugere que a contribuição da matéria orgânica está mais relacionada à interação com o catalisador do que à absorção direta da radiação UV.

Outro fator determinante foi o pH do sedimento, que se correlacionou negativamente com a fotocatálise (ex.: TDL-MO: $r = -0,67$), indicando maior eficiência em condições ácidas,

como as observadas nos manguezais (pH médio de 5,46). Essa tendência encontra respaldo em Jeyaraj et al (2023) e Ariza -Tarazona (2019) que demonstraram maior eficiência do TiO₂ sob pH ácido devido à maior estabilidade coloidal e à formação aprimorada de EROs e maior degradação de PE. Além disso, Sun *et al.* (2023) reportaram maior fragmentação de MPs de PEAD sob pH 3, reforçando a importância da acidez como moduladora da degradação plástica.

A granulometria dos sedimentos também influenciou os resultados (Fig.4.6 e 4.8). Sedimentos mais finos, com maior teor de lama, mostraram correlação positiva com as taxas de fotocatálise (TDF-MO: $r = 0,64$), enquanto os sedimentos arenosos apresentaram correlação negativa ($r = -0,67$). Sedimentos lamosos favorecem a retenção dos MPs e do catalisador, aumentando o tempo de residência e o contato com EROs (Gao *et al.*, 2024). Em contraste, sedimentos com predominância de areia apresentam maior mobilidade hidrodinâmica dos MPs (Li et al 2020), dificultando a retenção na zona ativa do processo.

Figura 4.8 – Gráfico de barras comparando eficiência de fotocatálise em função da granulometria (areia vs. Lama)



Fonte: A autora (2025).

A análise de correlação reforça que a eficiência da fotodegradação dos MPs está intrinsecamente relacionada às características físico-químicas do ambiente sedimentar. Manguezais, com pH ácido, alta concentração de matéria orgânica e predominância de sedimentos finos, proporcionam condições mais favoráveis à degradação fotocatalítica. No

entanto, esses mesmos fatores podem ampliar a biodisponibilidade dos fragmentos de MPs degradados, aumentando o risco ecológico para organismos bentônicos.

Por outro lado, os sedimentos arenosos das praias apresentaram menor eficiência de fotodegradação, funcionando como áreas de trânsito, onde os MPs são mobilizados com baixa permanência na zona de ação catalítica. Esses achados destacam a necessidade de abordagens de remediação específicas para cada tipo de ambiente costeiro, considerando os processos biogeoquímicos locais, conforme defendido por Wang *et al.* (2023) e Zhao *et al.* (2023).

A compreensão integrada entre variáveis ambientais e desempenho dos processos photocatalíticos é, portanto, essencial para o desenvolvimento de estratégias eficazes de mitigação da poluição por MPs em zonas costeiras tropicais.

4.5.2.3 Morfologia e composição dos MPs (MEV/EDS e FTIR) pós-fotodegradação

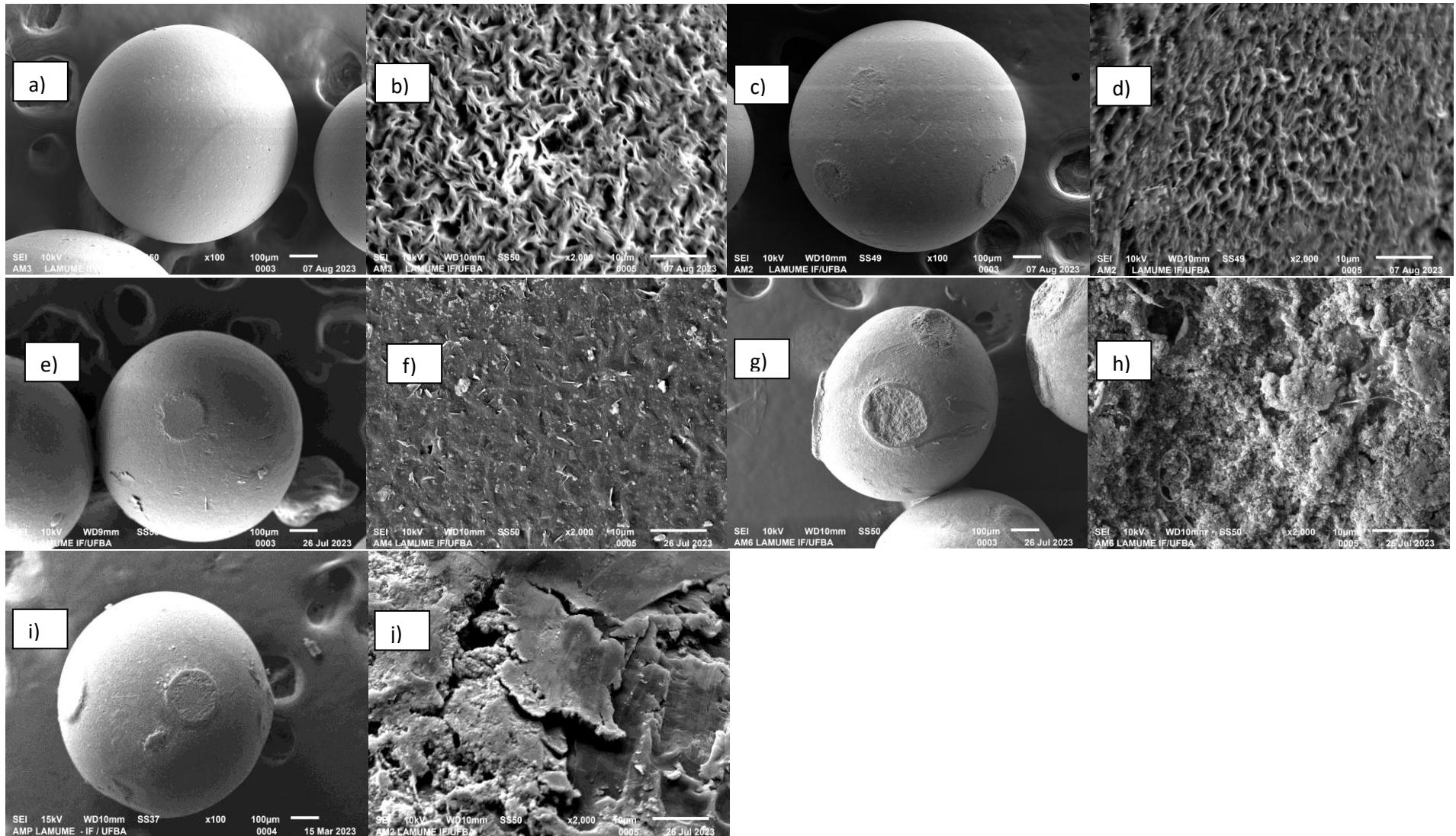
A análise morfológica e elementar dos MPs por MEV e EDS revelou transformações estruturais e compostionais significativas após os tratamentos de fotólise e fotocatálise, realizados em sedimentos de praia e manguezal (Fig.4.9, Fig.4.10, Fig.4.11). Os resultados indicam que a natureza do sedimento (inerte ou com matéria orgânica) e a presença de TiO₂ influenciaram diretamente os mecanismos de degradação, refletindo em distintos padrões de erosão, fragmentação e oxidação da matriz polimérica dos MPs.

4.5.2.4.1 Sedimentos de Praia

A Fig. 4.9c-d, Fig.4.10a, Fig.4.11a-b e Fig.S1 apresentam uma sequência de análises microestruturais e compostionais dos MPs submetidos ao processo de fotólise em sedimento de praia inerte, sem presença de catalisador ou matéria orgânica. As imagens e espectros obtidos evidenciam os efeitos limitados da radiação UV isolada sobre a degradação dos polímeros, consistentes com estudos prévios sobre ambientes com baixa reatividade fotoquímica.

Por exemplo, a micrografia MEV com aumento de 100× (Fig. 4.9c), revela partículas esféricas com superfície lisa e bordas bem definidas, indicando que os MPs preservaram sua morfologia original mesmo após a exposição à radiação UV. Os diâmetros variam entre aproximadamente 660 e 868 μm (média de 780 ± 91 μm) (Fig.4.S1), mantendo a esfericidade, o que sugere que a fotólise, na ausência de catalisadores, não promoveu fragmentação mecânica ou erosão significativa da matriz polimérica. De acordo com Gewert *et al.* (2015) e Andraday (2017), a eficiência da fotólise depende fortemente da geração de EROs, que neste caso são mínimas devido à inércia química do sedimento.

Figura 4.9 - Micrografias MEV de MPs submetidos a fotodegradação considerando a granulometria dos sedimentos. (a), (b) antes da degradação fotocatalítica; (c) e (d) após a fotólise com 120 h de irradiação em sedimento de praia inerte; (e) e (f) após fotólise com 120 h de irradiação em sedimento de praia não inerte; (g), (h) após a photocatálise com 120 h de irradiação em sedimento de praia inerte; (i) e (j) após photocatálise com 120 h de irradiação em sedimento de praia não inerte Aumento x100: (a), (c), (e), (g), (i);



Fonte: A autora (2025). LAMUME-IF/UFBA .

A micrografia MEV com aumento de 2000 \times (Fig.4.9d) em maior ampliação, nota-se a presença de discretas texturizações e micro irregularidades superficiais, como pequenos sulcos e depressões. Essas alterações sutis podem indicar processos iniciais de oxidação ou reestruturação da superfície polimérica, causados pela quebra de ligações C–C e C–H devido à exposição prolongada à radiação UV (Llorente-García *et al.*, 2020). No entanto, a ausência de rugosidades profundas ou fissuras estruturais confirma que o processo de degradação ainda se encontra em estágio incipiente.

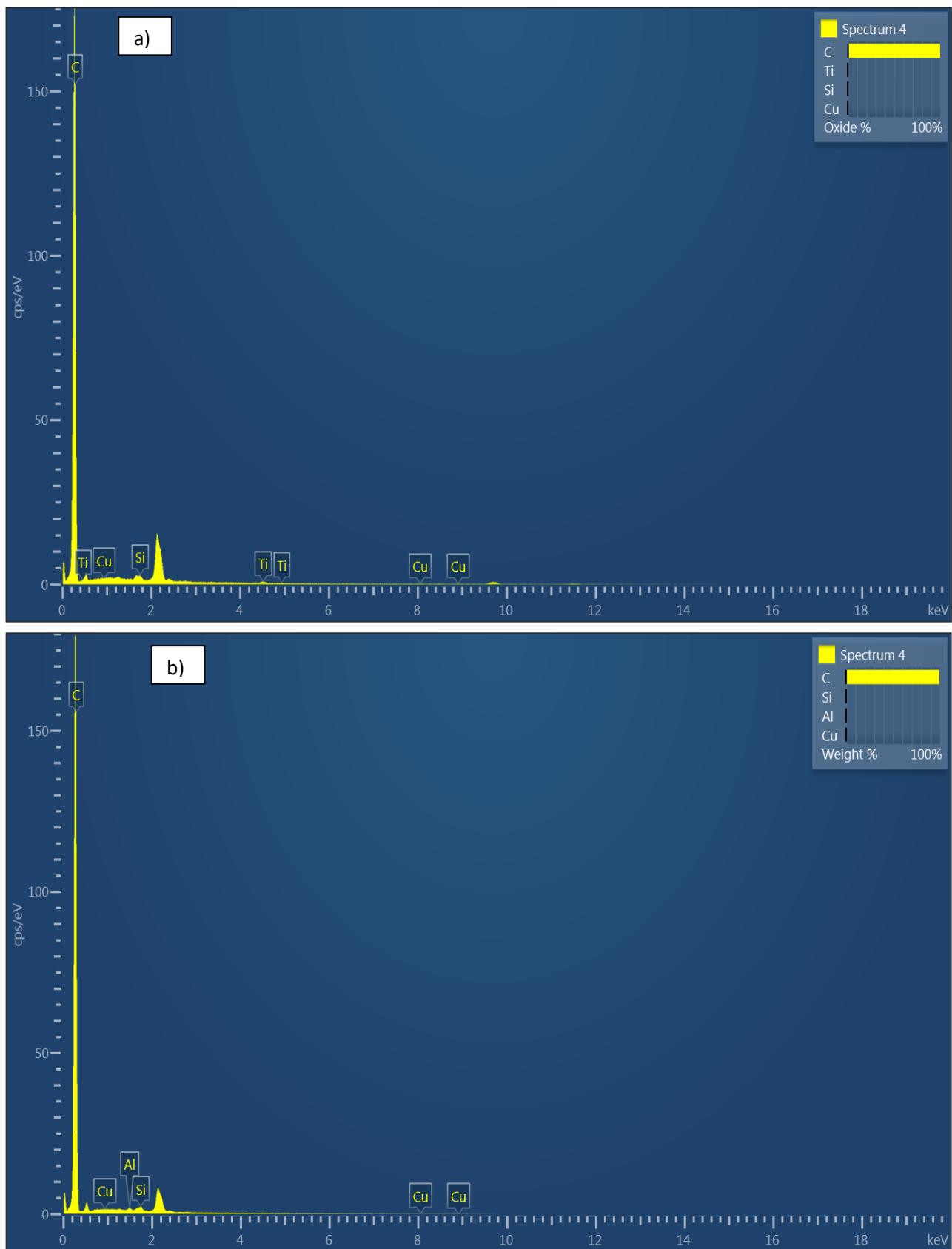
No espectro da superfície dos MPs (Fig.4.10a), obtido por espectroscopia de energia dispersiva de raios X (EDS), observa-se a predominância absoluta do elemento C, característica típica de matrizes poliméricas como o PE e o PS. Essa composição reflete a estabilidade química do polímero base, mesmo após exposição à radiação ultravioleta. A presença de Si e Cu em quantidades traço sugere dois mecanismos principais: (i) adsorção de minerais silicatados provenientes da matriz sedimentar ou da formulação cosmética original e (ii) persistência de aditivos metálicos, como pigmentos e catalisadores industriais, incorporados durante o processo de fabricação das microesferas (Jeyaraj *et al.*, 2023).

É importante destacar que a ausência de aumento significativo na proporção de oxigênio (O) nos espectros indica que a fotólise induzida por luz UV não promoveu oxidação profunda na superfície dos MPs. Isso reforça a hipótese de que o processo resultou, no máximo, em oxidação superficial leve, insuficiente para a formação de grupos funcionais relevantes, como carbonilas (C=O) ou hidroxilos (–OH), normalmente associados à degradação avançada de polímeros (Liu *et al.*, 2009). Esse comportamento é consistente com a conhecida resistência do polietileno (PE) à fotodegradação sob condições ambientais brandas, evidenciando a necessidade do uso de catalisadores fotossensíveis para promover a quebra efetiva da matriz polimérica.

A espectroscopia FTIR (Fig.4.11) comparou MPs originais (AM1) com MPs pós-fotólise no sedimento de praia inerte (AM7). As bandas características dos polímeros, como as de estireno ou polietileno, permaneceram preservadas, embora se observasse o aparecimento de bandas de baixa intensidade próximas a $\sim 1700\text{ cm}^{-1}$ (C=O) e $\sim 3400\text{ cm}^{-1}$ (–OH), atribuídas a grupos carbonílicos e hidroxilos formados por oxidação superficial. Essas alterações são consistentes com os efeitos iniciais da foto-oxidação, resultando na introdução de funcionalidades polares na superfície dos MPs (Wang *et al.*, 2023; Ribeiro *et al.*, 2023). Apesar disso, a diferença entre os espectros é sutil, evidenciando a baixa intensidade da degradação neste sistema.

Os dados reunidos nas Fig.4.9, Fig.4.10, Fig.4.11 e Fig.4S1 demonstram que a fotólise em sedimento de praia inerte promove apenas alterações superficiais nos MPs, tanto morfológicas quanto químicas. A baixa rugosidade, a preservação do formato esférico e a pequena incorporação de

Figura 4.10 - a:) Espectro gerado pela EDS da superfície dos MPs, após a fotólise, por 120 h de irradiação, em sedimento de praia, considerando a granulometria. .b) Espectro gerado pela EDS da superfície dos MPs, após fotólise, por 120 h de irradiação, em sedimento de praia, considerando a granulometria e o conteúdo orgânico



Fonte: A autora (2025). LAMUME-IF/UFBA.

oxigênio indicam que a radiação UV, na ausência de catalisadores ou de matéria orgânica, apresenta eficiência limitada na degradação de MPs, mesmo após exposição prolongada. Esses achados corroboram a literatura, que aponta que a fotodegradação efetiva de polímeros plásticos requer ambientes ricos em espécies reativas de oxigênio (EROs) ou o uso de photocatalisadores, como TiO₂ ou ZnO, capazes de promover clivagem oxidativa das cadeias poliméricas (Yuan *et al.*, 2022; Alabi *et al.*, 2021).

Do ponto de vista ambiental, os resultados indicam a baixa capacidade de auto-remediação de sistemas costeiros arenosos inertes, reforçando a necessidade do desenvolvimento de estratégias tecnológicas para acelerar a degradação de MPs nesses ambientes.

Contudo, em sedimentos de praia contendo matéria orgânica natural (Fig. 4.9 e-f), a ação da radiação UV promoveu degradação mais perceptível, com surgimento de zonas de desgaste e microfissuras. A matéria orgânica, nesse caso, pode ter atuado como sensibilizador secundário, favorecendo a formação de EROs (Wang *et al.*, 2023), o que contribuiu para uma leve oxidação da matriz polimérica, evidenciada por mudanças nos espectros EDS (Fig. 4.10b).

Na micrografia MEV (x100) da Fotólise em Sedimento Não Inerte, na imagem (Fig. 4.9e), observa-se que os MPs preservam a sua morfologia esférica, com superfície predominantemente lisa e poucos sinais de degradação visível. Os diâmetros medidos indicam partículas com tamanho variando entre 636 e 800 µm (média de $741 \pm 64 \mu\text{m}$) (Fig.4.S2), o que evidencia a manutenção das dimensões originais após 120 horas de exposição à radiação UV. Entretanto, a ausência de evidentes deformações superficiais sugere que o sedimento não inerte não favoreceu significativamente a atividade photocatalítica ou quaisquer sinergias físico-químicas que pudessem intensificar a degradação do polímero.

Essa relativa estabilidade morfológica corrobora observações anteriores de que, em sistemas abióticos não enriquecidos com catalisadores ou componentes reativos, a fotólise isolada de MPs apresenta eficiência limitada (Shen *et al.*, 2022; Li *et al.*, 2021). A presença de matéria orgânica ou de minerais inertes no sedimento pode inclusive atuar como barreira à penetração da radiação UV, reduzindo ainda mais a eficiência do processo (Wang *et al.*, 2020a).

Na micrografia MEV (x2000) da Fotólise em Sedimento Não Inerte, a ampliação da imagem (Fig.4.10f), a superfície das esferas revela discretas fissuras e poros, além da presença de estruturas irregulares que podem estar associadas à deposição de partículas minerais ou biofilmes. Apesar disso, a textura ainda é majoritariamente contínua e com poucos sinais de erosão significativa, reforçando a baixa eficácia da fotólise em ambiente não catalítico.

Conforme sugerido por Natarajan *et al.* (2020), o ataque fotodegradativo eficiente em polímeros requer a geração ativa de EROs, geralmente facilitadas por semicondutores dopados como

TiO₂ ou ZnO. A ausência desses catalisadores impede a ruptura eficaz das cadeias poliméricas, limitando os efeitos observáveis na microestrutura.

O espectro EDS (Fig.4.10b), Fotólise em Sedimento de Praia não-inerte, mostra uma composição elementar centrada em C, com uma ligeira redução, com traços de Si, Al, compatíveis com a presença de minerais naturais do sedimento arenoso. Pequenos aumentos no O indicaram uma oxidação discreta, confirmando que a fotólise em sedimento rico em matéria orgânica foi mais eficiente do que em ambiente inerte, mas ainda limitada pela ausência de um catalisador.

O espectro FTIR (Fig.4.11, AM11) evidencia alteração química limitada na estrutura dos MPs apóis fotólise, mostrando resultados semelhantes a AM7 reforçando que a fotólise é menos eficiente na modificação estrutural dos MPs. Esse comportamento é explicado pela dependência exclusiva da radiação UV, sem a mediação de catalisadores ou reações com o sedimento.

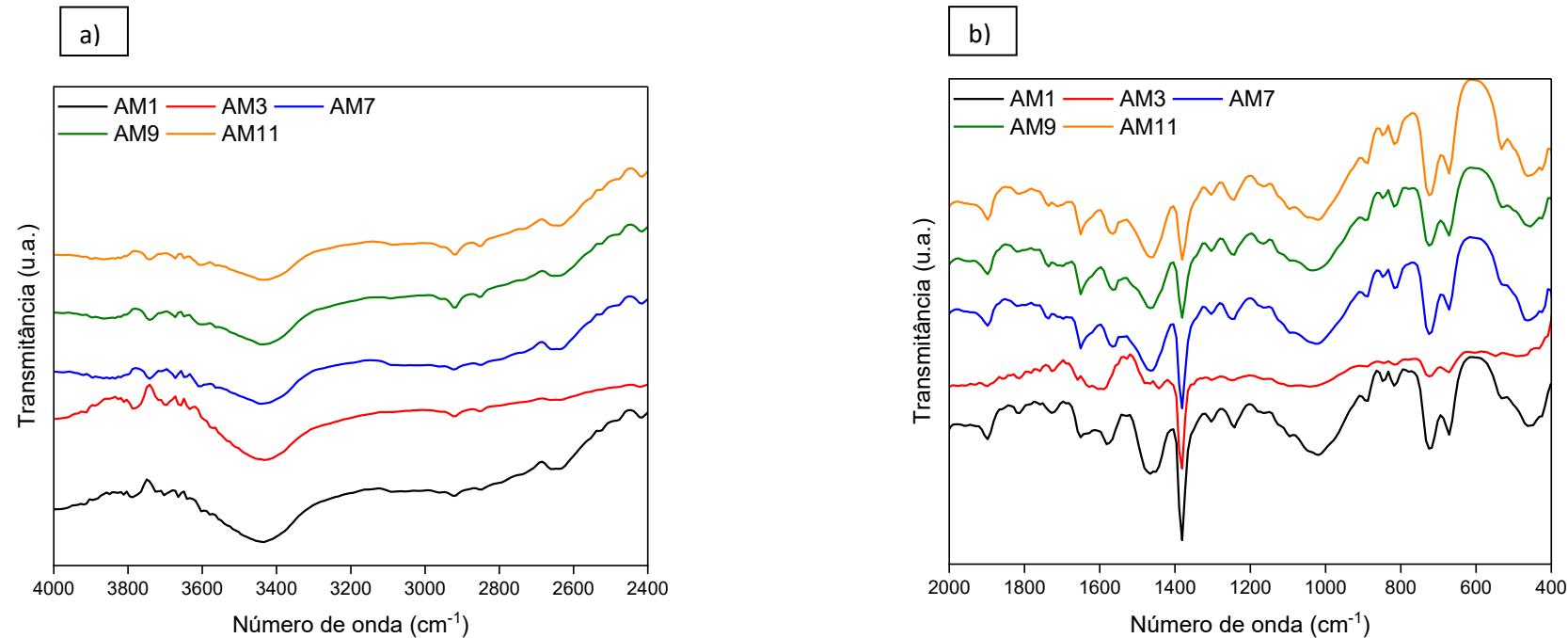
As Figuras 4.9, 4.10, 4.11 e 4.S2 demonstram de forma clara que a degradação de MPs em ambientes costeiros depende fortemente da natureza do sedimento. Sedimentos inertes têm ação limitada, mesmo sob irradiação prolongada, enquanto a presença de minerais reativos ou catalisadores pode aumentar a eficiência da fotodegradação. Assim, processos fotoassistidos com suporte mineral (ou dopagem catalítica) representam uma abordagem promissora para o tratamento de MPs em contextos ambientais.

Com a introdução de TiO₂ nos sedimentos de praia inerte (Fig.4.9g-h e Fig.4.S3), os MPs apresentaram sinais mais marcantes de degradação, como perda de massa, bordas irregulares e cavidades. As imagens obtidas indicaram maior rugosidade superficial, associada à ação de EROs geradas na presença de TiO₂ sob radiação UV (Zhao *et al.*, 2023).

A Fig.4.9g revela micrografias de MEV com aumento de 100x, onde se observam microesferas com diâmetros variando entre aproximadamente 632 µm e 675 µm (média de 646 ± 17 µm). As esferas mantêm uma morfologia predominantemente esférica, mas com indícios de erosão superficial, como pequenas fissuras e descontinuidades na superfície, que indicam início de degradação photocatalítica.

Na Fig.4.11h, com aumento de 2.000x, evidencia-se uma superfície com rugosidade acentuada, zonas de fraturamento e possível delaminação superficial. Esse padrão morfológico é característico da ação de radicais livres gerados durante a fotocatálise heterogênea, especialmente os radicais hidroxila ($\cdot\text{OH}$) promovidos pela ativação de semicondutores como o TiO₂ (Xu *et al.*, 2022). A degradação visível nesse nível de aumento é coerente com o mecanismo de oxidação avançada descrito por Guo *et al.* (2020), no qual a matriz polimérica sofre clivagens em cadeias laterais e principais.

Figura 4.11 – Caracterização composicional de microplásticos (MPs) após tratamento fotolítico por 120 h em sedimento de praia. (a) e (b) Espectros de infravermelho por transformada de Fourier (FTIR) dos MPs originais e após fotólise e fotocatálise em sedimento de praia, indicando modificações estruturais



Fonte: A autora (2025). Central Analítica-PPEQ/UFBA.

Legenda: AM1=MPs originais; AM3= MPs submetido a fotocatálise em sedimento de praia inerte ; AM7=MPs submetido a fotólise em sedimento de praia inerte ; AM9= MPs submetido a fotocatálise em sedimento de praia não-inerte ; AM11= MPs submetido a fotólise em sedimento de praia não-inerte.

O espectro EDS (Fig.4.12a) mostrou uma redução expressiva na intensidade do C, confirmando a quebra da matriz polimérica. A intensificação dos sinais de oxigênio nos espectros EDS e a presença acentuada de titânio confirmam a eficácia do processo fotocatalítico na indução de degradação oxidativa. Além disso, o Si teve aumento expressivo, indicando adsorção mineral e possível interação com partículas sedimentares. Essa assinatura sugere a adesão ou acúmulo de componentes minerais na superfície dos MPs durante o processo fotocatalítico, o que pode favorecer a adsorção de catalisadores ou a formação de complexos superficiais fotoativos.

O espectro de FTIR (Fig.4.11, AM3), observam-se mudanças significativas na região de 1700 cm^{-1} (estiramento C=O), indicando formação de grupos carbonílicos, bem como redução na intensidade de bandas associadas aos grupos C–H (região de $2800\text{--}2900\text{ cm}^{-1}$), sugerindo quebra de cadeias alifáticas. Essas modificações espectroscópicas são amplamente reportadas na literatura como evidências da degradação oxidativa de poliolefinas (Chamas *et al.*, 2020; He *et al.*, 2021; Wang *et al.*, 2023), sendo indicativo de sucesso parcial do processo fotocatalítico sob as condições experimentais.

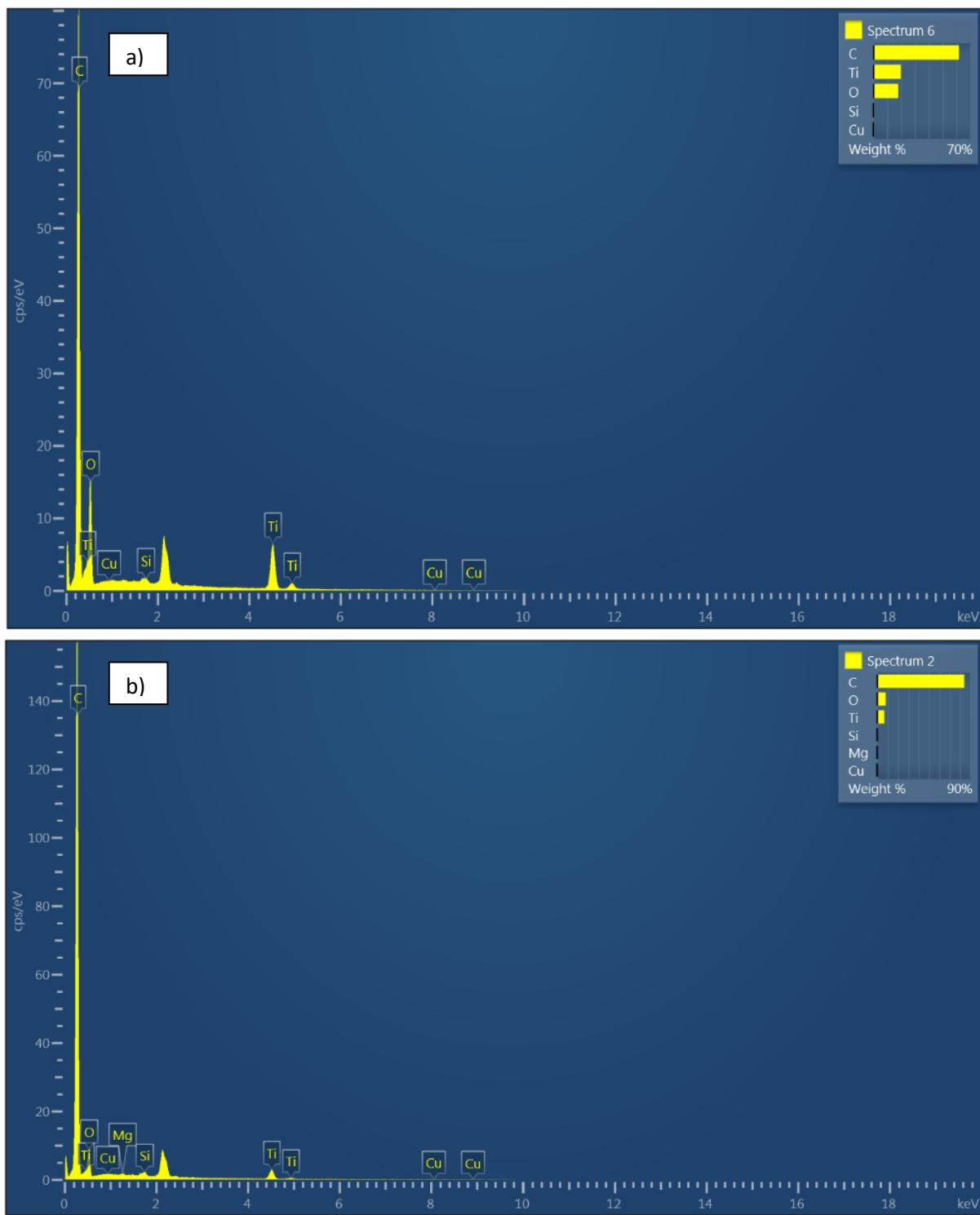
Em conjunto, os resultados da Fig.4.9, 4.10, 4.11 e 4.S3 indicam que a fotocatálise em ambiente de sedimento inerte promoveu alterações morfológicas e químicas detectáveis nos MPs, corroborando a eficácia parcial do processo. Contudo, a persistência da forma esférica e a composição majoritariamente orgânica da superfície apontam para a necessidade de tempos de exposição mais longos ou reforço do sistema catalítico para uma degradação mais completa.

Esses resultados apontam para a maior eficácia da fotocatálise, em contraste com a fotólise em sedimento inerte e não inerte, destacando a importância dos semicondutores ou componentes minerais fotoativos para promover a degradação avançada dos MPs em ambientes naturais (Tang *et al.*, 2022).

Em sedimentos de praia com presença de matéria orgânica (Fig.4.9i-j), a fotodegradação dos MPs foi menos expressiva. As partículas analisadas a $100\times$ (Fig.4.9i) apresentaram bordas altamente erodidas e padrões avançados de fragmentação, com tamanhos médios variando de 684 a $832\text{ }\mu\text{m}$ (média de $743 \pm 62\text{ }\mu\text{m}$) (Fig.4.S4). A observação em maior aumento ($2000\times$) revelou superfícies porosas e rugosas, com microfissuras profundas, sugerindo que a oxidação foi potencializada pela interação entre a matéria orgânica e as EROs geradas pelo TiO₂ (Fig. 4.9j).

A espectroscopia EDS (Fig.4.12b) indicou redução significativa na intensidade do sinal de carbono (C), evidenciando a quebra da matriz polimérica, acompanhada de um aumento nos níveis de oxigênio (O), o que confirma o avanço dos processos oxidativos. A presença marcante de Ti reforça a interação entre o catalisador e os MPs, enquanto os aumentos em Si e Mg indicam adsorção mineral e possíveis interações com partículas do sedimento.

Figura 4.12 - a) Espectro gerado pela EDS da superfície dos MPs, após a fotocatálise, por 120 h de irradiação, em sedimento de praia, usando o TiO₂ catalisador, considerando a granulometria. **b)** Espectro gerado pela EDS da superfície dos MPs, após a fotocatálise, em sedimento de praia considerando o conteúdo orgânico



Fonte: A autora (2025). LAMUME-IF/UFBA .

O espectro FTIR (Fig.4.11), ao comparar a amostra fotodegradada (AM9) com a amostra original (AM1), revelou alterações químicas significativas nos MPs, como o aparecimento de bandas em 1710–1730 cm⁻¹ (grupos carbonila, C=O) e em 3400–3500 cm⁻¹ (grupos hidroxila, O–H),

compatíveis com oxidação avançada e inserção de grupos funcionais polares mediada por EROs. Apesar da semelhança com os espectros obtidos em sedimentos inertes, a intensidade das alterações foi inferior, sugerindo que o teor moderado de matéria orgânica nos sedimentos naturais pode ter limitado a formação de EROs e reações oxidativas subsequentes.

A menor eficiência observada na fotocatálise de MPs em sedimento de praia não inerte, mesmo diante da fragmentação e oxidação física avançadas das partículas, pode ser atribuída à complexidade da matriz sedimentar. A presença de matéria orgânica e minerais finos atua como barreira física e química, competindo pelas espécies reativas de oxigênio (EROs) geradas pelo TiO₂ (Shi *et al.*, 2022; Wang *et al.*, 2023) e dificultando a penetração da luz necessária à ativação do catalisador (Tang *et al.*, 2019). Além disso, os MPs degradados podem interagir com partículas coloidais e substâncias húmicas, formando agregados ou recobrimentos que inibem o contato com o TiO₂ (Frère *et al.*, 2018; Lorenz *et al.*, 2021). Assim, mesmo quando evidências morfológicas indicam degradação avançada, as condições sedimentares naturais impõem limitações significativas ao desempenho fotocatalítico.

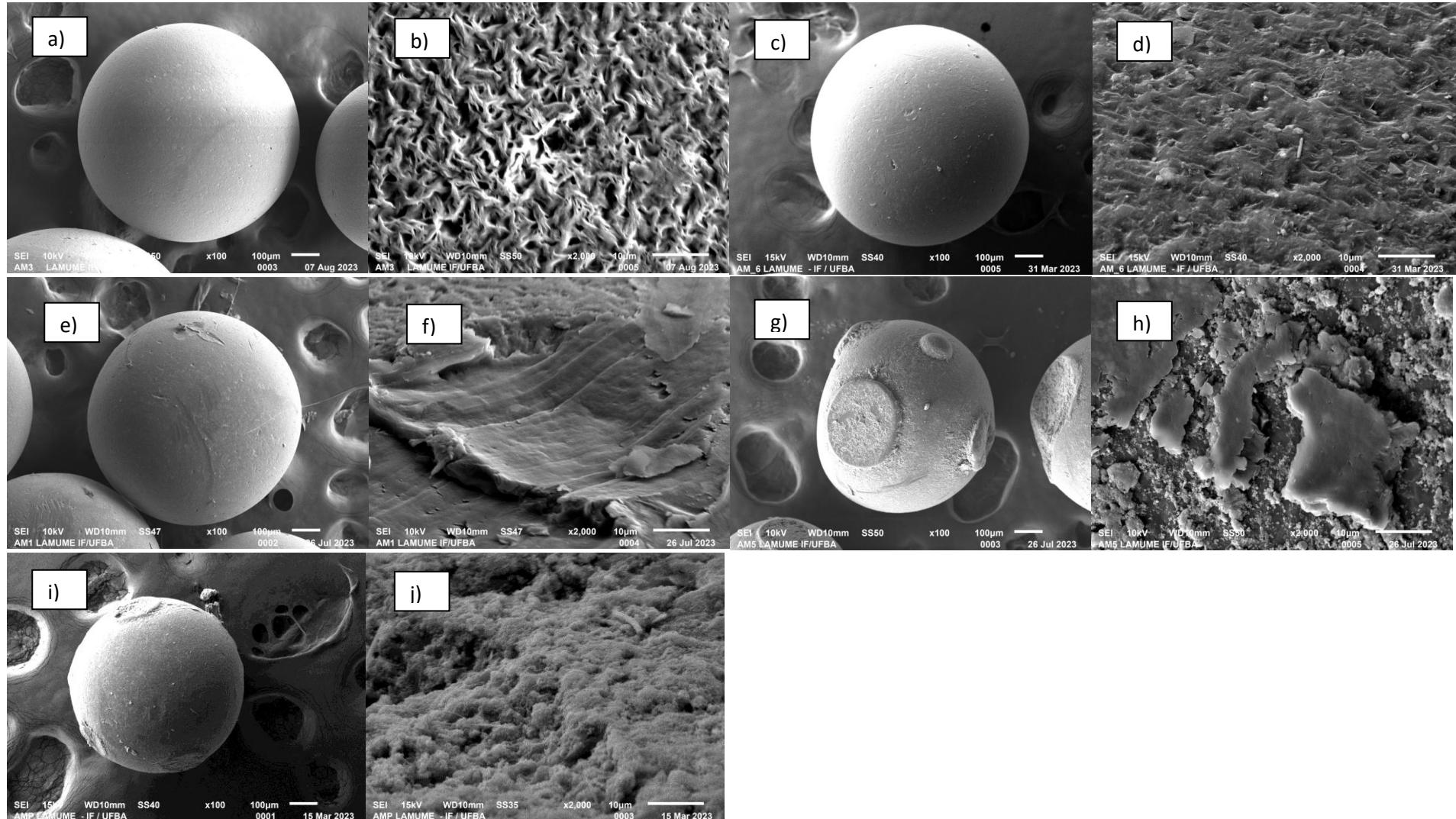
4.5.2.3.2 Sedimentos de Manguezal

Apresenta-se, a seguir, uma análise integrada da morfologia, composição elementar e estrutura química de MPs submetidos à fotodegradação em sedimento de manguezal por 120 horas (Fig.4.13, Fig.4.14 e Fig.4.15, Fig.4.16).

A micrografia de MEV com aumento de 100x (Fig.4.13c), revela as características das microesferas submetidas a fotólise no sedimento inerte de manguezal, evidenciando MPs esféricos de superfície relativamente lisa, com diâmetros variando entre aproximadamente 590 µm e 692 µm (média de $638 \pm 45 \mu\text{m}$) (Fig.4.S5). A morfologia intacta sugere degradação inicial, sem rupturas significativas ou deformações estruturais. Esse padrão é compatível com estudos que demonstram a lenta taxa de degradação de polímeros plásticos em ambientes anaeróbios ou ricos em matéria orgânica, como os manguezais (Tiwari *et al.*, 2020; Fu *et al.*, 2022).

Na Fig.4.13d, com aumento de 2.000x, observa-se o início de modificações superficiais, como rugosidades, fissuras e zonas com possível delaminação. Essas alterações indicam a ação da radiação UV sobre a cadeia polimérica, provocando escoriações e microfissuras, ainda que em menor intensidade do que em sedimentos mais oxigenados. Como apontado por Gewert *et al.* (2015), a degradação superficial de MPs por fotólise depende fortemente da presença de oxigênio e da composição da matriz ambiental.

Figura 4.13 - Micrografias MEV de MPs submetidos a fotodegradação nos sedimentos de manguezal. (a), (b) antes dos ensaios de fotodegradação; (c) e (d) após a fotólise com 120 h de irradiação em sedimento de manguezal inerte; (e) e (f) após fotólise com 120 h de irradiação em sedimento de manguezal não inerte; (g), (h) após a photocatálise com 120 h de irradiação em sedimento de manguezal não inerte. Aumento x100: (a), (c), (e), (g), (i); Aumento x2000: (b), (d), (f), (h), (j)



O espectro obtido por EDS (Fig.4.14a) revela a predominância de C, compatíveis com polímeros como PS ou PE, além de picos associados a Si e Mg, indicando possível adsorção de minerais presentes no sedimento de manguezal. A presença desses elementos está alinhada com achados de da Costa *et al.* (2018), que relatam a bioadesão de íons e partículas minerais na superfície de MPs em ambientes costeiros ricos em nutrientes.

O espectro de FTIR (Fig. 4.15a) mostra alterações nas bandas características da amostra irradiada (AM6), em comparação com a amostra controle (AM1). Observa-se a intensificação de bandas em $\sim 1710\text{ cm}^{-1}$ (grupos carbonílicos), $\sim 1160\text{ cm}^{-1}$ (C–O) e leve redução na banda de $\sim 2915\text{ cm}^{-1}$ (C–H alifático), indicando oxidação das cadeias poliméricas e início da formação de grupos hidroxila e carboxila. Esses achados são coerentes com processos de foto-oxidação descritos por Fotopoulou e Karapanagioti (2012) e Miao *et al.* (2020), em que a irradiação UV em condições ambientais leva à quebra de ligações C–C e C–H, promovendo a inserção de grupos oxigenados na estrutura do polímero.

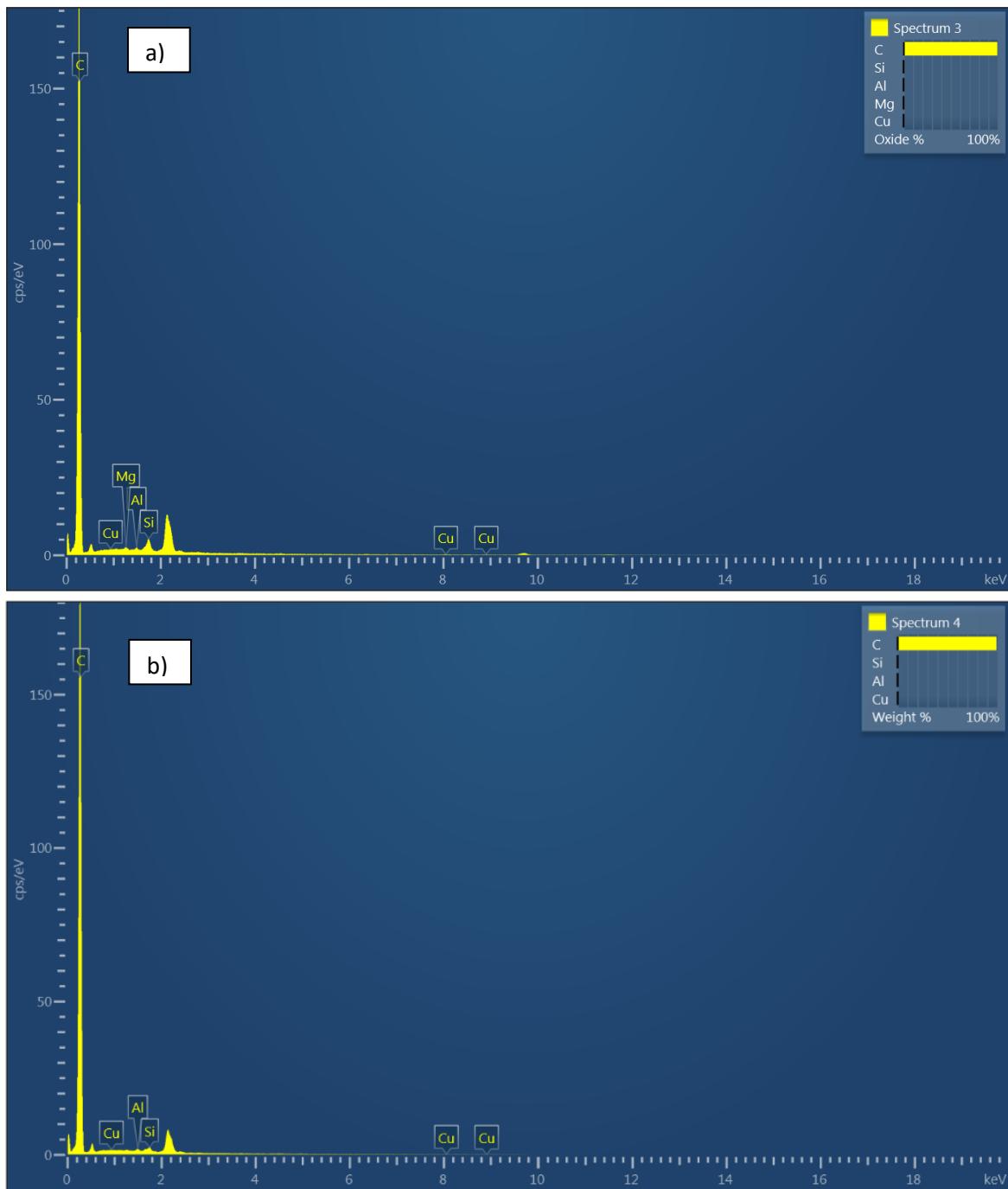
De forma geral, as Figuras 4.13c-d, 4.14a, Fig.4.15 e Fig.4.S5 evidenciam que, embora a fotólise isolada em sedimento de manguezal inerte promova alterações morfológicas e químicas na superfície dos MPs, a intensidade desses efeitos é limitada, especialmente em comparação com tratamentos fotocatalíticos ou ambientes mais oxigenados. A complexidade e a composição do sedimento de manguezal atuam como barreiras à eficiência do processo fotodegradativo.

Dando continuidade à análise comparativa dos efeitos da fotodegradação de microesferas plásticas em diferentes condições ambientais, a micrografia de MEV (ampliação de 100 \times) das microesferas de poliestireno (PS), expostas à radiação por 120 horas em sedimentos de manguezal caracterizados por elevada complexidade granulométrica e presença de matéria orgânica, revela a manutenção da morfologia esférica, com diâmetros variando entre 702 μm e 773 μm (média de $736 \pm 29\text{ }\mu\text{m}$) (Fig. 4.13e-f; Fig.4.S6). Apesar da preservação da forma geral, são visíveis pequenas fraturas e imperfeições na superfície, sugerindo o início de processos de degradação fotoinduzida

A micrografia MEV (aumento de 2000 \times) revelam alterações topográficas mais severas (Fig. 4.13f), como fissuras, rugosidades e delaminações na superfície dos MPs, compatíveis com os efeitos de degradação por fotólise em ambiente rico em matéria orgânica, o que pode intensificar reações redox e a geração de EROs, conforme apontado por Xie *et al.* (2022).

O espectro EDS (Fig.4.14b) indicam a predominância de carbono (C), típico da matriz polimérica, com presença significativa de Si e Al, associados à deposição de partículas minerais do sedimento. A identificação de Cu sugere contaminação secundária por componentes do substrato, o que pode atuar como catalisadores adventícios na fotodegradação (Sun *et al.*, 2021).

Figura 4.14 - a) Espectro gerado pela EDS da superfície dos MPs, após a fotólise, por 120 h de irradiação, em sedimento de manguezal, considerando a granulometria. b) Espectro gerado pela EDS da superfície dos MPs, após fotólise por 120 h de irradiação, em sedimento de manguezal, considerando conteúdo orgânico



Fonte: A autora (2025). LAMUME-IF/UFBA .

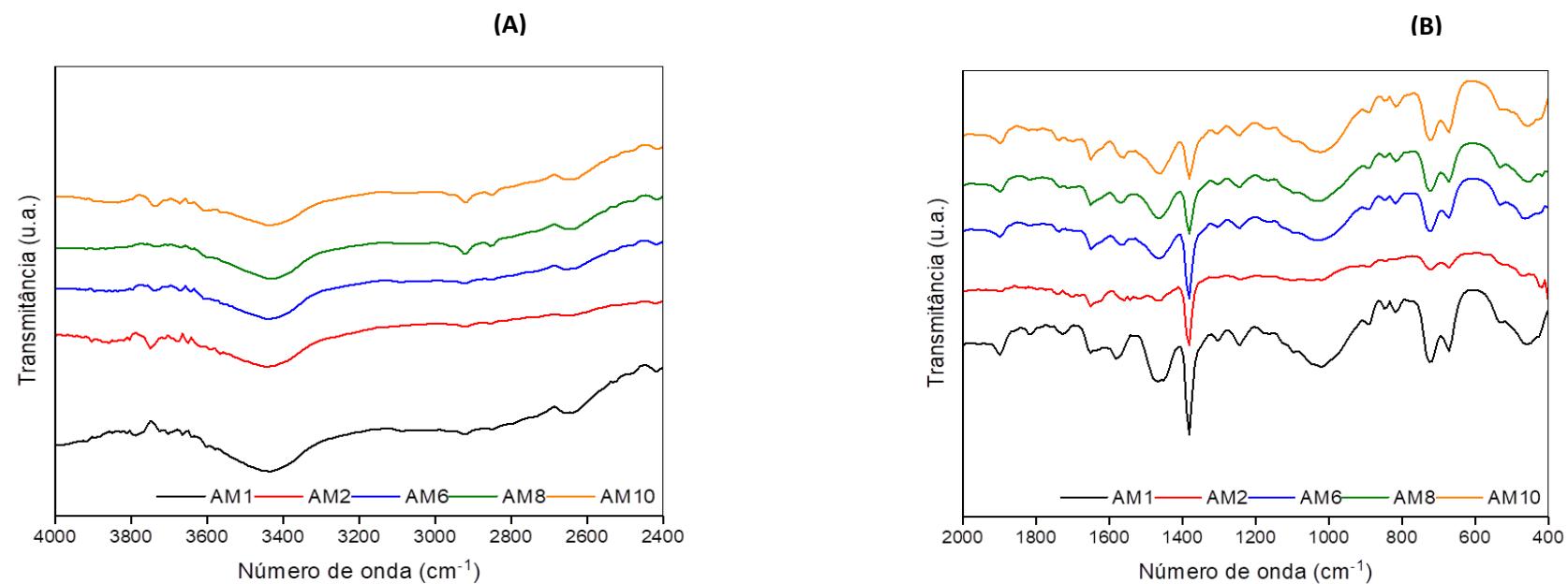
Os espectros FTIR (Fig.4.15) evidenciam a perda de bandas características do PS (AM1) em comparação à amostra degradada (AM10), com atenuação ou deslocamento de bandas entre 1600–1450 cm⁻¹ (vibração aromática C=C), além do surgimento de bandas na região de 1700–1750 cm⁻¹, atribuídas a grupos carbonílicos (C=O), típicos de processos de oxidação avançada (MIAO et al., 2020; WANG et al., 2023). Essas alterações corroboram a ação da fotólise potencializada pela matéria orgânica, que absorve radiação e transfere energia ao polímero (Gewert et al., 2015).

As Figuras 4.13e-f, 4.14b, 4.15 e 4.S6 reforçam a hipótese de que a presença de matéria orgânica e alta complexidade granulométrica dos sedimentos de manguezal influencia diretamente na fotodegradação de MPs. Ambientes ricos em ácidos húmicos e fúlvicos podem formar complexos fotossensíveis que facilitam a geração de ROS, acelerando a quebra das cadeias poliméricas (Duan et al., 2021; Wang et al., 2023; Xu et al., 2024). Além disso, as irregularidades morfológicas observadas nas micrografias de alta resolução sugerem um aumento da área superficial dos MPs, o que favorece reações superficiais com agentes oxidantes ou com íons presentes no sedimento (Andrade, 2017).

O processo de fotocatálise, por sua vez, induziu as alterações mais expressivas. As Fig.4.13g-h, Fig.4.15, Fig.4.16a e Fig.4.S7 apresentam uma caracterização morfológica, elementar e estrutural detalhada de MPs submetidos à fotocatálise por 120 horas em sedimento de manguezal (inerte) com características granulométricas específicas, permitindo avaliar os efeitos dessa matriz complexa sobre a eficiência do processo oxidativo.

Na micrografia MEV (Fig.4.13g-h e Fig.4.S7) com aumento de 100x, observa-se que os MPs mantêm sua morfologia esférica, porém com superfície mais rugosa e presença de fissuras e cavidades, indicando início de processos de degradação superficial. Essas alterações estruturais são corroboradas pela imagem de MEV com aumento de 2000x (b), onde é possível visualizar áreas de delaminação e formação de fragmentos, sugerindo ataque localizado induzido por espécies reativas geradas na fotocatálise. Conforme apontado por Xu et al. (2024) e Wang et al. (2025), essas modificações são típicas de MPs submetidos a processos oxidativos avançados, especialmente em ambientes ricos em íons minerais como os sedimentos estuarinos.

Figura 4.15 - FTIR dos MPs originais (amostra AM1) e após fotodegradação em sedimento de manguezal ((A) e (B)/ AM2= fotocatálise considerando a granulometria e AM6= fotólise, considerando a granulometria; AM8= fotocatálise considerando o conteúdo orgânico e AM10= fotólise, considerando o conteúdo orgânico) e praia ((C) e (D)/ AM3= fotocatálise considerando a granulometria e AM7= fotólise, considerando a granulometria; AM9= fotocatálise considerando o conteúdo orgânico e AM11= fotólise, considerando o conteúdo orgânico)



Fonte: A autora (2025). Central Analítica-PPEQ/UFBA.

O espectro EDS (Fig.4.16a) reforça essa observação ao revelar, além do C e O, a presença significativa de Si, Fe, Al e Mg, elementos comumente associados à fração mineral do sedimento. Tais elementos indicam adsorção de partículas inorgânicas na superfície dos MPs, o que pode tanto dificultar a penetração da luz quanto participar ativamente das reações de fotocatálise via transferência de elétrons, conforme discutido por Liu *et al.* (2022).

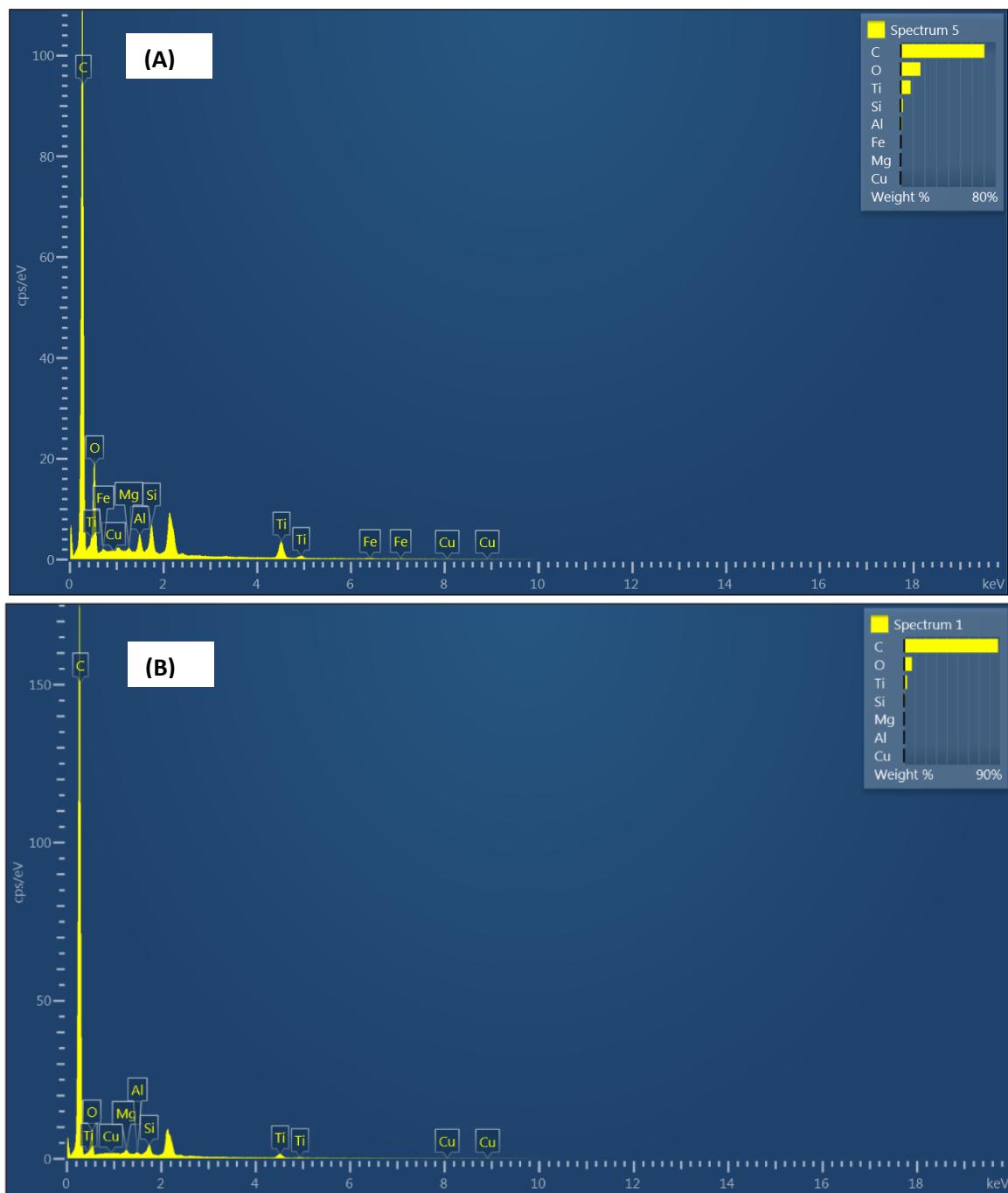
Por fim, o espectro FTIR (Fig.4.15) evidencia importantes mudanças estruturais nos grupos funcionais da matriz polimérica dos MPs após a exposição. Comparando-se a AM1 (controle) com a AM2 (pós-fotocatálise no sedimento inerte), observa-se redução na intensidade das bandas associadas a grupos C–H (2900–2800 cm⁻¹) e aparecimento/acentuação de bandas correspondentes a carbonilas (C=O) e hidroxilas (O–H), especialmente entre 1700 e 3300 cm⁻¹. Tais modificações são consistentes com os processos de oxidação e formação de grupos funcionais polares, característicos da degradação de polietileno e polipropileno sob irradiação UV, conforme descrito por Chamas *et al.* (2020) e Miranda *et al.* (2021).

Esses resultados confirmam que a interação entre MPs e sedimentos ricos em material mineral influencia diretamente a eficiência da fotocatálise, favorecendo a modificação superficial dos MPs e abrindo caminho para sua posterior fragmentação ou mineralização em ambientes costeiros.

As Fig.4.13i-j, Fig.4.15, Fig.4.16b e Fig.4.S8 apresentam a caracterização detalhada de MPs expostos a 120 horas de irradiação por fotocatálise em sedimento de manguezal, considerando simultaneamente as características granulométricas e o conteúdo orgânico da matriz ambiental. A análise morfológica (Fig.4.13i-j e Fig.S8) por MEV com aumento de 100x e 50x mostra partículas esféricas com diâmetros variando entre aproximadamente 659 e 771 µm (média=729, desvio padrão=55), com superfícies aparentemente íntegras, mas com indícios de desgaste superficial leve. Essa integridade estrutural relativa, mesmo após irradiação prolongada, pode ser atribuída à proteção conferida pelo conteúdo orgânico do sedimento, que pode atuar como competidor na absorção de radiação UV e sequestrador de radicais livres, conforme discutido por Xu *et al.* (2024), Chen *et al.* (2023) e Wu *et al.*, (2021a).

A micrografia MEV com aumento de 2000x (Fig.4.13j) evidencia a presença de sulcos, fissuras e camadas delaminadas na superfície dos MPs, características típicas de processos de foto-oxidação, embora menos pronunciadas que em ambientes com menor teor orgânico. A ação combinada da radiação UV e dos catalisadores pode ter sido parcialmente limitada pela matriz orgânica, que reduz a disponibilidade de oxigênio e a eficiência da geração de EROs, como observado por Deng *et al.* (2020).

Figura 4.16 - a) Espectro gerado pela EDS da superfície dos MPs após a fotocatálise, com 120 h de irradiação, usando TiO_2 como catalisador, em sedimento de manguezal, considerando a granulometria. **b)** Espectro gerado pela EDS da superfície dos MPs, após a fotocatálise, por 120 h de irradiação, em sedimento de manguezal, considerando o conteúdo orgânico



Fonte: A autora (2025). LAMUME-IF/UFBA

O espectro EDS (Fig.4.16b) revela uma composição superficial dominada por C, como esperado para polímeros plásticos, mas também indica a presença de O, elementos como Al, Si, Mg, e Ti, os quais são possivelmente oriundos tanto da matriz sedimentar quanto do catalisador utilizado no processo photocatalítico. A maior intensidade dos sinais de oxigênio e a presença de elementos associados à matriz catalítica sugerem um ambiente mais oxidante, consistente com a geração de EROs. Estudos como o de Ding *et al.* (2022) evidenciam que a imobilização de TiO₂ em matrizes minerais pode aumentar a eficiência da degradação superficial dos MPs em ambientes naturais simulados.

A presença de Ti, em particular, sugere a adsorção ou deposição do catalisador à base de TiO₂ sobre os MPs, o que pode influenciar diretamente a degradação superficial, como evidenciado por Xue *et al.* (2021).

Por fim, o espectro de FTIR (Fig.4.15) compara a AM8 (após irradiação) com a AM1 (controle), revelando alterações nos grupos funcionais dos MPs. Nota-se uma atenuação das bandas características de ligações C–H (2800–3000 cm⁻¹) e o surgimento ou intensificação de bandas atribuídas a grupos carbonila (C=O) e hidroxila (O–H), principalmente na região entre 1700 e 3300 cm⁻¹. Essas modificações são compatíveis com os processos de oxidação e inserção de grupos polares induzidos por photocatálise, conforme relatado por Gewert *et al.* (2015) e Huppertsberg; Knepper (2018).

Em síntese, os resultados ilustrados nas Fig.4.13i-j, Fig.4.15, Fig.4.16 e Fig.4.S8 indicam que, apesar da influência inibitória do conteúdo orgânico do sedimento, o processo photocatalítico promoveu alterações morfológicas e químicas mensuráveis nos MPs, evidenciando o potencial dessa tecnologia para iniciar a degradação de MPs mesmo em matrizes ambientais complexas como manguezais.

A seguir, apresenta-se um quadro comparativo (Quadro 4.2) entre as Figuras 4.13 a 4.16, com base nos principais parâmetros observados: tipo de tratamento (fotólise ou photocatálise), tempo de irradiação, ambiente sedimentar, presença de matéria orgânica, alterações morfológicas (MEV), composição elementar (EDS) e transformações químicas (FTIR).

A análise comparativa evidencia de forma clara que o ambiente sedimentar e a natureza do tratamento aplicado (fotólise ou photocatálise) desempenham papéis decisivos na extensão da degradação dos MPs. Na fotólise em sedimento de praia inerte e fotólise em sedimento de praia não-inerte, ambas mostram microesferas intactas com mínima alteração superficial. A composição elementar mostra apenas traços de contaminantes inorgânicos adsorvidos do ambiente. O FTIR mantém as bandas típicas do polímero original, sem inserção de novos grupos funcionais.

Quadro 4.2 – Comparação Morfológica, Elementar e Química de Microplásticos Submetidos à Fotodegradação em Diferentes Condições e Sedimentos

Condição	Morfologia (MEV)	Composição Elementar (EDS)	Alterações Químicas (FTIR)	Tamanho Médio (μm)	Eficiência de Degradação
Controle (MPs Originais)	Esférica, lisa	Predomínio de C; traços de Si, Cu	Bandas típicas de PE/PS	802 ± 96	Referência
Praia Inerte – Fotólise	Superfície preservada, discretas irregularidades	C dominante; baixo teor de O	Início de bandas C=O e –OH	$780,36 \pm 90,63$	Baixa
Praia Não Inerte – Fotólise	Esférica, pequenas fissuras	Redução de C; presença de O, Si, Al	Bandas leves de oxidação	$741,35 \pm 64,07$	Moderada (oxidação superficial)
Praia Inerte – Fotocatálise	Erosão visível, fissuras e cavidades	Redução forte de C; aumento de O; Ti, Si presentes	C=O intenso, redução de C–H	$645,61 \pm 16,98$	Alta
Praia Não Inerte – Fotocatálise	Borda erodida, rugosa, fragmentada	Redução de C; aumento de O, Ti, Si, Mg	Bandas C=O e O–H mais sutis	$743,29 \pm 61,51$	Moderada (competição com matéria orgânica)
Manguezal Inerte – Fotólise	Rugosidade leve, sem fratura	C dominante; traços de Si e Mg	Início de oxidação (C=O, C–O)	$638,26 \pm 44,73$	Baixa (ambiente anaeróbico)
Manguezal Não Inerte – Fotólise	Fraturas, delaminação superficial	C, Si, Al, Cu	Perda de bandas aromáticas; surgimento de carbonilas (C=O)	$735,93 \pm 29,08$	Moderada (matéria orgânica facilitou EROS)
Manguezal Inerte – Fotocatálise	Delaminação, rugosidade acentuada	C, O, Ti, Si, Al, Fe, Mg	Fortes bandas C=O e O–H	$657,27 \pm 37,56$	Alta
Manguezal Não Inerte – Fotocatálise	Fissuras e rugosidade leve, preserva forma esférica	C, O, Ti, Al, Si, Mg	Bandas C=O e O–H presentes, porém atenuadas	$729,40 \pm 54,93$	Moderada (competição com matriz orgânica)

A fotocatálise em sedimentos de praia inerte resultou em alterações morfológicas mais evidentes do que no mesmo sedimento não-inerte, indicando que a ausência de matéria orgânica favorece a degradação por UV, como também relatado por Ding *et al.* (2022). As mudanças no FTIR revelam a formação de carbonilas e hidroxilas, sugerindo oxidação superficial.

A Fotólise em sedimento inerte, em comparação com o sedimento não-inerte, a presença de conteúdo orgânico no sedimento de manguezal atuou como barreira protetora parcial, reduzindo a intensidade das alterações químicas observadas. A ação da fotólise foi, portanto, condicionada pela natureza da matriz ambiental.

Na Fotocatálise, a introdução de TiO₂ provocou alterações químicas e morfológicas mais significativas. Em ambiente de manguezal (sem teor de matéria orgânica) apresentou evidências de fragmentação intensa e composição enriquecida com Ti, indicando forte interação entre catalisador e MPs. Já a fotocatálise no mesmo sedimento considerando a granulometria e o conteúdo orgânico, embora ainda mostre sinais de degradação, revela que altos teores de matéria orgânica inibem parcialmente a eficiência da fotocatálise, conforme observado também por Deng *et al.* (2020) e Xue *et al.* (2021).

Apesar da maior perda de massa observada nos MPs incubados em sedimentos com elevado conteúdo de matéria orgânica, as análises de superfície realizadas por MEV, EDS e FTIR revelaram indícios mais pronunciados de degradação nos MPs expostos a sedimentos caracterizados apenas pela granulometria. Essa aparente divergência sugere que os mecanismos predominantes de degradação diferem conforme as características fisicoquímicas da matriz sedimentar.

Em ambientes ricos em matéria orgânica, como os sedimentos de manguezal, formam-se frequentemente microambientes anóxicos ou redutores que favorecem processos de degradação biótica e abiótica mediados por ácidos húmicos, fenóis e outras substâncias orgânicas reativas (Xu *et al.*, 2024; Wang *et al.*, 2023). Tais condições podem promover mineralização parcial do polímero, fragmentação enzimática ou reações de oxidação lenta, resultando em redução da massa sem alterações morfológicas ou químicas expressivas na superfície dos MPs (Li *et al.*, 2020; Al Harraq; Bharti, 202X), o que limita a detecção de sinais de degradação por técnicas como MEV, EDS ou FTIR. Adicionalmente, a matéria orgânica dissolvida pode competir com os MPs pela adsorção de espécies reativas, como radicais hidroxila, reduzindo a eficácia da fotocatálise heterogênea (Wu *et al.*, 2021a; Wu *et al.*, 2021b).

Por outro lado, em sedimentos onde a granulometria, especialmente o predomínio de partículas finas como silte e argila, foi o principal parâmetro observado, os MPs apresentaram degradação mais evidente sob o ponto de vista morfológico e espectroscópico. As partículas

finas aumentam a área de contato entre os MPs e o sedimento, favorecendo processos físico-químicos de abrasão, atrito e adsorção de espécies reativas geradas pela radiação solar ou pelo photocatalisador TiO₂ (Sharma *et al.*, 2021). Esses fatores resultam em fissuras, erosão superficial, perda de simetria esférica e alterações nas bandas funcionais dos espectros de FTIR, ainda que a perda de massa total seja menos expressiva.

Dessa forma, os dados sugerem que a maior perda de massa associada à presença de matéria orgânica reflete um processo de degradação mais voltado à fragmentação enzimática ou dissolução parcial, enquanto os efeitos observados por MEV, EDS e FTIR em sedimentos finos refletem um processo de degradação superficial intensificada, mais diretamente relacionado à interação físico-química entre a matriz sedimentar e os MPs. Essa distinção é fundamental para compreender a dinâmica de degradação dos MPs em diferentes contextos ambientais e avaliar com maior precisão a eficácia de estratégias como a fotocatálise heterogênea.

4.8 CONCLUSÃO

Os resultados obtidos ao longo desta investigação revelam de forma inequívoca a complexidade dos processos de fotodegradação de MPs em ambientes sedimentares costeiros, particularmente em manguezais e praias. As análises morfológicas, espectroscópicas (FTIR) e microanalíticas (EDS) indicam que tanto o tipo de tratamento (fotólise ou photocatálise) quanto as características físico-químicas do ambiente, especialmente a presença de matéria orgânica, exercem influência determinante sobre a eficácia dos processos de degradação.

A fotólise simples promove modificações superficiais visíveis nos MPs, incluindo fissuras, delaminações e formação de grupos oxigenados, com maior eficiência observada em sedimentos de praia, onde a menor carga orgânica favorece a penetração da radiação UV e a geração de espécies reativas. Por outro lado, em sedimentos de manguezal, ricos em material orgânico e coloidal, a ação da fotólise é atenuada, o que se reflete na menor intensidade das alterações estruturais e químicas observadas.

A photocatálise, por sua vez, demonstrou-se significativamente mais eficiente na indução de processos oxidativos profundos e na alteração morfológica dos MPs, mesmo em condições ambientais mais complexas. A presença de elementos catalíticos como Ti, Al e Fe, detectados por EDS, e o surgimento de bandas associadas a grupos carbonílicos e hidroxílicos nas análises FTIR, confirmam a geração de espécies reativas de oxigênio e a sua ação sobre as

cadeias poliméricas. Contudo, observou-se que a eficácia da fotocatálise também é modulada negativamente pela alta concentração de matéria orgânica, como visto nos sedimentos de manguezal, onde a degradação foi menos pronunciada em comparação à mesma técnica aplicada em ambientes de menor complexidade orgânica.

Em síntese, os dados reforçam a necessidade de considerar os fatores ambientais específicos, como granulometria, teor de matéria orgânica e composição iônica dos sedimentos, no planejamento e aplicação de tecnologias fotocatalíticas para remediação de microplásticos. Os achados apresentados contribuem para o avanço do conhecimento sobre os mecanismos de transformação desses poluentes persistentes e oferecem subsídios científicos relevantes para a formulação de estratégias integradas de mitigação ambiental em zonas costeiras tropicais.

4.9 LIMITAÇÕES E PERSPECTIVAS FUTURAS

Apesar dos avanços alcançados neste estudo quanto à aplicação da fotocatálise heterogênea com TiO₂ na degradação de MPs em sedimentos costeiros, algumas limitações metodológicas e operacionais devem ser consideradas para a correta interpretação dos resultados e direcionamento de pesquisas futuras.

A principal limitação reside na natureza laboratorial dos ensaios, os quais, embora controlados, não reproduzem integralmente as condições ambientais reais. A irradiação artificial com lâmpadas UV-A de alta intensidade, por exemplo, não reflete as variações de intensidade, espectro e ângulo solar presentes em ambientes naturais, podendo superestimar as taxas de fotodegradação (Jari *et al.*, 2025). Adicionalmente, o uso de sedimentos liofilizados ignora a complexidade química e biológica de sedimentos naturais úmidos, nos quais a matéria orgânica dissolvida e a presença de íons metálicos podem inibir a geração de radicais livres ou sequestrar espécies reativas, reduzindo a eficiência do processo (LI *et al.*, 2020).

Outro aspecto crítico refere-se à escalabilidade dos experimentos. Ensaios realizados em bateladas de pequeno volume impõem desafios quanto à homogeneidade na distribuição do catalisador, agitação e controle térmico, dificultando a extrapolação para condições ambientais reais ou sistemas de tratamento em larga escala (Jari *et al.*, 2025).

Além disso, as análises morfológicas e elementares, embora eficazes na caracterização superficial dos MPs, apresentam limitações. A seleção manual das partículas pode introduzir viés de representatividade, favorecendo partículas menos degradadas (Cole *et al.*, 2011). A técnica de EDS, por sua vez, fornece informações limitadas à superfície (ordem de

micrômetros), não captando alterações internas ou adsorção de contaminantes em zonas mais profundas (Wang *et al.*, 2020a). O recobrimento metálico necessário para MEV pode ainda interferir na detecção de elementos leves como oxigênio e carbono, comprometendo a interpretação de processos oxidativos superficiais (Gorji *et al.*, 2025).

Por fim, destaca-se a ausência de avaliação ecotoxicológica dos produtos de degradação. A fragmentação dos MPs pode aumentar sua biodisponibilidade e reatividade, ampliando os riscos à biota bentônica ou planctônica (Wang et a., 2020b; Al Harraq; Bharti, 2021). Assim, futuras investigações devem incorporar bioensaios com organismos-modelo e avaliar sinergias entre degradação físico-química e efeitos biológicos.

Recomenda-se, portanto, que estudos subsequentes considerem abordagens integradas, físico-químicas, toxicológicas e ecológicas, expandam a representatividade espacial dos ambientes estudados e validem a aplicação da fotocatálise em condições ambientais reais, incluindo variações sazonais, salinidade, turbidez e composição orgânica.

5 CONSIDERAÇÕES GERAIS

A presente pesquisa evidenciou a dinâmica diferencial da contaminação por MPs entre praias e manguezais da Baía de Todos os Santos. Os manguezais apresentaram maior retenção de MPs, associada a características sedimentares específicas (alta fração de lama, COT, pH ácido), funcionando como zonas de acúmulo e transformação. Em contraste, os sedimentos arenosos das praias apresentaram maior mobilidade e menor grau de degradação dos MPs, atuando como vetores de dispersão.

As análises estatísticas confirmaram a influência dos parâmetros sedimentares na retenção dos MPs, com correlações positivas com teores de lama, COT e NT, e negativas com pH e frações arenosas. Os experimentos de fotodegradação revelaram que a matriz sedimentar condiciona diretamente a eficiência do processo, com destaque para a maior reatividade observada em ambientes contendo catalisadores e matéria orgânica.

As análises morfológicas (MEV), espectrais (FTIR) e compostionais (EDS) comprovaram a alteração estrutural e química dos MPs após a fotodegradação, validando a viabilidade da técnica, embora com limitações em ambientes naturais complexos. A proposta de integração com métodos biotecnológicos, especialmente via biorremediação enzimática, apresenta-se como alternativa inovadora e complementar.

Em síntese, os resultados reforçam a necessidade de abordagens multiescalares e interdisciplinares para lidar com a poluição por MPs. A articulação entre ciência, tecnologia e gestão pública representa um caminho viável para mitigar esse problema crescente, fortalecendo a resiliência dos ecossistemas costeiros e promovendo uma transição para modelos de desenvolvimento mais sustentáveis.

6 PERSPECTIVAS FUTURAS: APLICAÇÕES BIOTECNOLÓGICAS NA REMEDIAÇÃO DE MICROPLÁSTICOS EM SEDIMENTOS COSTEIROS

A persistência de MPs em ambientes sedimentares costeiros, aliada à limitada eficiência de métodos físicos e químicos tradicionais, evidencia a urgência de soluções inovadoras. Nesse contexto, as biotecnologias emergem como alternativas promissoras, especialmente as baseadas em biorremediação enzimática, que têm avançado significativamente na degradação seletiva de polímeros em condições ambientais complexas, como manguezais e praias tropicais.

A biorremediação enzimática fundamenta-se na ação de enzimas microbianas, como cutinases, lipases e lacases, capazes de romper ligações éster e promover oxidações na cadeia polimérica, facilitando sua conversão em compostos assimiláveis (Shah *et al.*, 2008). A descoberta da PETase, enzima secretada por *Ideonella sakaiensis*, revolucionou o campo ao demonstrar a degradação de PET sob condições ambientais (Yoshida *et al.*, 2016). Estudos subsequentes de engenharia de proteínas aumentaram sua eficiência catalítica em até cinco vezes, ampliando sua aplicabilidade prática em ecossistemas naturais (Gao *et al.*, 2024).

A viabilidade desses biocatalisadores em ecossistemas costeiros depende de variáveis como salinidade, potencial redox, temperatura e composição do sedimento. Em manguezais anóxicos, consórcios microbianos anaeróbios (*Clostridium*, *Desulfovibrio*) podem atuar sinergicamente com a matéria orgânica na degradação de MPs (Gao *et al.*, 2024). Em praias arenosas, cepas halotolerantes, como *Halomonas* e *Bacillus*, demonstraram aderência a MPs e secreção de enzimas hidrolíticas mesmo sob estresse térmico e radiação UV.

Para ampliar a eficácia desses processos, destacam-se matrizes biocompatíveis, como biocarvão, quitosana ou filmes de algas, capazes de imobilizar biocatalisadores e formar biofiltros aplicáveis diretamente sobre sedimentos contaminados (Zumstein *et al.*, 2018; Khurana *et al.*, 2025).

Apesar desses avanços, desafios técnicos permanecem: a hidrofobicidade dos polímeros, a lentidão da biodegradação em condições naturais e a toxicidade potencial dos subprodutos gerados (Xue *et al.*, 2022). Uma estratégia emergente para superar essas limitações envolve pré-tratamentos físico-químicos, como ozonização ou radiação UV, que aumentam a reatividade superficial dos MPs e facilitam a ação enzimática subsequente (Ramírez-Escárcega *et al.*, 2025).

Com base nesses avanços e limitações, delineia-se uma agenda para pesquisa aplicada e inovação tecnológica:

1. Isolamento e caracterização de cepas autóctones da Baía de Todos os Santos com potencial degradativo;
2. Triagem enzimática funcional em bancada, com foco em atividades oxidativas e hidrolíticas;
3. Ensaios de microcosmos com sedimentos reais, avaliando salinidade, redox e matéria orgânica;
4. Análise de subprodutos de degradação por GC-MS e LC-MS/MS, garantindo rastreabilidade e avaliação ecotoxicológica;
5. Desenvolvimento de biofiltros e biorreatores portáteis, com materiais naturais e aplicação direta em zonas críticas.

Essa abordagem integradora entre microbiologia ambiental, química de polímeros e engenharia de processos representa um caminho promissor para a mitigação sustentável de MPs em ecossistemas costeiros sensíveis.

7 PROPOSTAS DE GESTÃO AMBIENTAL E MONITORAMENTO

Para que as evidências geradas se traduzam em ações práticas, propõem-se diretrizes de gestão ambiental com base em três eixos principais:

(1) Manejo de resíduos plásticos:

- Ecopontos para PE, PP e PET em zonas costeiras e comunidades ribeirinhas;
- Substituição regulada de microesferas sintéticas por compostos biodegradáveis em cosméticos;
- Parcerias público-privadas para logística reversa com foco em economia circular.

(2) Educação e engajamento comunitário:

- Programa “Praia Limpa” em escolas, com oficinas sobre o ciclo de vida dos plásticos;
- Mutirões trimestrais de limpeza com mapeamento geográfico e participação social;
- Formação de agentes comunitários para vigilância e educação ambiental.

(3) Fortalecimento institucional:

- Criação de um comitê técnico entre universidades, SEMARH e prefeituras para validação de dados e formulação de políticas adaptativas;
- Inclusão de metas de redução de MPs e aumento da reciclagem em Planos Municipais de Saneamento;
- Fomento à inovação: linhas de crédito e editais para startups em biotecnologia e gestão ambiental.

Plano de Acompanhamento Pós-Intervenção:

Indicador	Meta (24 meses)	Frequência
Concentração de MPs em sedimentos	Redução $\geq 20\%$ em 6 pontos críticos	Semestral
Qualidade sedimentar (pH, COT)	pH entre 6–7; COT estável	Semestral
Voluntários em mutirões	≥ 200 participantes por evento	Trimestral
Coleta seletiva reciclada	$\geq 50\%$ do volume de plásticos	Anual

Ajustes e avaliação:

- Relatórios públicos anuais de desempenho;
- Revisão bienal de tecnologias e protocolos (incluindo fotodegradação e biorremediação);
- Submissão periódica de artigos científicos com resultados aplicados.

REFERÊNCIAS

- ALIMI, O. S. *et al.* Weathering pathways and protocols for environmentally relevant microplastics and nanoplastics: What are we missing? **Journal of Hazardous Materials**, v. 423, pt. A, p. 126955, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126955>.
- ARIZA-TARAZONA, M. C. *et al.* Low environmental impact remediation of microplastics: visible-light photocatalytic degradation of PET microplastics using bio-inspired C,N-TiO₂/SiO₂ photocatalysts. **Marine Pollution Bulletin**, v. 193, p. 115206, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115206>.
- ARIZA-TARAZONA, M. C. *et al.* New strategy for microplastic degradation: green photocatalysis using a protein-based porous N-TiO₂ semiconductor. **Ceramics International**, v. 45, n. 7, pt. B, p. 9618–9624, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ceramint.2018.10.208>.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS – ANA. Portal HidroWeb [recurso eletrônico]. 2021. Disponível em: <http://www.snirh.gov.br/hidroweb/>.
- ANDRADY, A. L. Microplastics in the marine environment. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, n. 8, p. 1596–1605, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.05.030>.
- ALONGI, D. M. Mangrove forests: Resilience, protection from tsunamis, and responses to global climate change. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 76, n. 1, p. 1–13, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2007.08.024>.
- ANDRADY, A. L. The plastic in microplastics: a review. **Marine Pollution Bulletin**, v. 119, n. 1, p. 12–22, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.01.082>.
- AL HARRAQ, A.; BHARTI, B. Microplastics through the lens of colloid science. **ACS Environmental Au**, v. 2, n. 1, p. 18–26, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1021/acsenvironau.1c00016>.
- AKDOGAN, Z.; GUIVEN-GRAY, S. Microplastics in the environment: a critical review of current understanding and identification of future research needs. **Environmental Pollution**, v. 254, p. 113011, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113011>.
- ALIMI, O. S. *et al.* Weathering pathways and protocols for environmentally relevant microplastics and nanoplastics: what are we missing. **Journal of Hazardous Materials**, v. 423, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126955>.
- ALVIM, C. B.; MENDOZA-ROCA, J. A.; BES-PIÁ, A. Wastewater treatment plant as microplastics release source: quantification and identification techniques. **Journal of Environmental Management**, v. 255, p. 109739, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109739>.
- BRENNECKE, D. *et al.* Microplastics as vector for heavy metal contamination from the marine environment. **Environmental Pollution**, v. 218, p. 558–565, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2015.12.003>.

BAYO, J.; OLMOS, S.; LÓPEZ-CASTELLANOS, J. Microplastics in an urban wastewater treatment plant: the influence of physicochemical parameters and environmental factors. **Chemosphere**, v. 238, p. 124593, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.124593>.

BERGMANN, M. *et al.* White and wonderful? Microplastics prevail in snow from the Alps to the Arctic. **Science Advances**, v. 5, n. 8, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1126/sciadv.aax1157>.

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. DOI: <https://doi.org/10.1021/es201811s>.

CAO, Z. *et al.* Comparing environmental fate and ecotoxicity of conventional and biodegradable plastics: a critical review. **Science of The Total Environment**, v. 951, p. 175735, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.175735>.

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. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.01.002>.

CHAMAS, A. *et al.* Degradation rates of plastics in the environment. **ACS Sustainable Chemistry & Engineering**, v. 8, n. 9, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.9b06635>.

CHEN, M. C.; CHEN, T. H. Spatial and seasonal distribution of microplastics on sandy beaches along the coast of the Hengchun Peninsula, Taiwan. **Marine Pollution Bulletin**, v. 151, p. 110861, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110861>.

CHOKEJAROENRAT, C. *et al.* Decomposition of microplastics using copper oxide/bismuth vanadate-based photocatalysts: insight mechanisms and environmental impacts. **Marine Pollution Bulletin**, v. 201, p. 116205, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.116205>.

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

CHOUDHARY, B.; DHAR, V.; PAWASE, A. S. Blue carbon and the role of mangroves in carbon sequestration: its mechanisms, estimation, human impacts and conservation strategies for economic incentives. **Journal of Sea Research**, v. 199, art. 102504, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.seares.2024.102504>.

CASTILLO, R. T.; DUMALE, J. Rapid detection of microplastic contamination using Nile red fluorescent tagging. **International Journal of Biosciences**, v. 24, n. 2, p. 103–109, 2024. DOI: <http://dx.doi.org/10.12692/ijb/24.2.103-109>.

CIRANO, M.; LESSA, G. C. Oceanographic characteristics of Baía de Todos os Santos, Brazil. **Revista Brasileira de Geofísica**, v. 25, p. 363–387, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0102-261X2007000400002>.

CHAE, Y.; AN, Y. J. Current research trends on plastic pollution and ecological impacts on the soil ecosystem: A review. **Environmental Pollution**, v. 240, p. 387–395, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.05.008>.

COSTA, L. L. et al. Multiple species ingest microplastic but few reflect sediment and water pollution on sandy beaches: A baseline for biomonitoring. **Marine Pollution Bulletin**, v. 193, p. 115235, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115235>.

CORDOVA, M. R. et al. Characterization of microplastics in mangrove sediment of Muara Angke Wildlife Reserve. **Marine Pollution Bulletin**, v. 163, art. 112012, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112012>.

DENG, H. et al. PAEs and PBDEs in plastic fragments and wetland sediments in Yangtze estuary. **Journal of Hazardous Materials**, v. 409, art. 124937, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124937>.

DENG, J. et al. Microplastics and accumulated heavy metals in restored mangrove wetland surface sediments at Jinjiang Estuary (Fujian, China). **Marine Pollution Bulletin**, v. 159, p. 111482, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111482>.

DENG, Q. et al. Bacterial communities on polyethylene microplastics in mangrove ecosystems as a function of exposure sites: compositions and ecological functions. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 10, art. 107924, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.107924>.

DEVI, K. N.; RAJU, P.; SANTHANAM, P.; PERUMAL, P. Impacts of microplastics on marine organisms: present perspectives and the way forward. **The Egyptian Journal of Aquatic Research**, v. 48, p. 205–209, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ejar.2022.03.001>.

DAVIDSON-ARNOTT, R.; BAUER, B.; HOUSER, C. *Introduction to coastal processes and geomorphology*. 3. ed. Ontário: Universidade de Guelph, 2019. 434 p. ISBN: 9780511841507.

DEAKIN, K. et al. Plastic pollution in mangrove ecosystems: a global meta-analysis. **Marine Pollution Bulletin**, v. 218, p. 118165, 2025. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2025.118165>.

DUARTE, C. M. et al. The role of coastal plant communities for climate change mitigation and adaptation. **Nature Climate Change**, v. 3, p. 961–968, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1038/nclimate1970>.

DĄBROWSKA, A.; MIELAŃCZUK, M.; SYCZEWSKI, M. The Raman spectroscopy and SEM/EDS investigation of the primary sources of microplastics from cosmetics available in Poland. **Chemosphere**, v. 308, p. 136407, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.136407>.

DING, L. et al. The photodegradation processes and mechanisms of polyvinyl chloride and polyethylene terephthalate microplastic in aquatic environments: Important role of clay minerals. **Water Research**, v. 200, p. 117879, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117879>.

DUAN, J. et al. Weathering of microplastics and interaction with other coexisting constituents in terrestrial and aquatic environments. **Water Research**, v. 196, p. 117011, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117011>.

FERNANDINO, G. et al. Plastic fragments as a major component of marine litter: A case study in Salvador, Bahia, Brazil. **Journal of Integrated Coastal Zone Management**, v. 16, n. 3, p. 281–287, 2015. DOI: <https://doi.org/10.5894/rgeci649>.

FLORES-OCAMPO, I. Z.; ARMSTRONG-ALTRIN, J. S. Abundance and composition of microplastics in Tampico beach sediments, Tamaulipas State, southern Gulf of Mexico. **Marine Pollution Bulletin**, v. 191, p. 114891, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.114891>.

FENG, L. et al. Photocatalytic degradation of microplastics with TiO₂-based materials: a mini-review. **Journal of Hazardous Materials**, v. 428, p. 128216, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.128216>.

FUJISHIMA, A.; HONDA, K. Electrochemical photolysis of water at a semiconductor electrode. **Nature**, v. 238, p. 37–38, 1972.

GREENSHIELDS, J. et al. Sediment composition influences microplastic trapping in seagrass meadows. **Environmental Pollution**, v. 373, p. 126090, 2025. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2025.126090>.

GARCÉS-ORDÓÑEZ, O. et al. Marine litter and microplastic pollution on mangrove soils of the Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombian Caribbean. **Marine Pollution Bulletin**, v. 145, p. 455–462, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.06.058>.

GOVENDER, J. et al. Towards characterising microplastic abundance, typology and retention in mangrove-dominated estuaries. **Water**, v. 12, p. 2802, 2020. DOI: <https://doi.org/10.3390/w12102802>.

GURJAR, U. R. et al. Microplastic pollution in coastal ecosystem off Mumbai coast, India. **Chemosphere**, v. 288, p. 132484, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132484>.

GEMBO, R. O. et al. Global research trends in photocatalytic degradation of microplastics: a bibliometric perspective. **Microplastics**, v. 4, n. 3, p. 35, 2025. DOI: <https://doi.org/10.3390/microplastics4030035>.

GAO, Y. et al. A comprehensive review of microplastic aging: laboratory simulations, physicochemical properties, adsorption mechanisms, and environmental impacts. **Science of The Total Environment**, v. 957, p. 177427, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.177427>.

GAO, W. et al. Microbial degradation of (micro)plastics: mechanisms, enhancements, and future directions. **Fermentation**, v. 10, n. 9, p. 441, 2024. DOI: <https://doi.org/10.3390/fermentation10090441>.

GE, J. et al. Photocatalytic degradation of (micro)plastics using TiO₂-based and other catalysts: Properties, influencing factor, and mechanism. **Environmental Research**, v. 209, art. 112729, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.112729>.

GEYER, R.; JAMBECK, J. R.; LAW, K. L. Production, use, and fate of all plastics ever made. **Science Advances**, v. 3, n. 7, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1126/sciadv.1700782>.

GHOSH, S. K.; PAL, S.; RAY, S. Recent advances in doping of TiO₂ photocatalyst for the degradation of organic pollutants in wastewater. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, p. 26462–26484, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-019-05835-9>.

GONZÁLEZ-PLEITER, M. et al. Occurrence and transport of microplastics sampled within and above the planetary boundary layer. **Science of The Total Environment**, v. 761, p. 143213, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143213>.

GORJI, N. E.; PIENIĄZEK, A.; IANCU, A. et al. SEM, EDX, AFM, and XPS analysis of surface microstructure and chemical composition of nanograting patterns on silicon substrates. **Optics and Quantum Electronics**, v. 57, art. 204, 2025. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11082-025-08106-2>.

HAJIOUNI, S. et al. Occurrence of microplastics and phthalate esters in urban runoff: a focus on the Persian Gulf coastline. **Science of The Total Environment**, v. 806, art. 150559, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150559>.

HOLMES, L. A. et al. Adsorption of trace metals to plastic resin pellets in the marine environment. **Environmental Pollution**, v. 185, p. 155–160, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.08.052>.

HORIKOSHI, S. et al. Photocatalyzed degradation of polymers in aqueous semiconductor suspensions: IV. Theoretical and experimental examination of the photooxidative mineralization of constituent bases in nucleic acids at titania/water interfaces. **Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry**, v. 120, n. 1, p. 63–74, 1999. DOI: [https://doi.org/10.1016/S1010-6030\(98\)00408-0](https://doi.org/10.1016/S1010-6030(98)00408-0).

HURLEY, R. R.; NIZZETTO, L. Fate and occurrence of micro(nano)plastics in soils: Knowledge gaps and possible risks. **Current Opinion in Environmental Science & Health**, v. 1, p. 6–11, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2017.10.006>.

HALE, R. C. et al. A global perspective on microplastics across aquatic ecosystems. **Science**, v. 369, n. 6511, p. 1455–1461, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.abb1471>.

HU, B. et al. Sediment and interstitial water heavy metals in mangrove restoration wetland and preliminary exploration of microplastics in interstitial water. **Catena**, v. 221, art. 106764, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2022.106764>.

HAHLADAKIS, J. N. et al. An overview of chemical additives present in plastics: migration, release, fate and environmental impact during their use, disposal and recycling. **Journal of Hazardous Materials**, v. 344, p. 179–199, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.10.014>.

ISOBE, A. *et al.* Quantifying the retention and release of microplastics by beach sand: Evidence from field observations and laboratory experiments. **Marine Pollution Bulletin**, v. 187, p. 114695, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.114695>.

IVAR DO SUL, J. A.; COSTA, M. F. The present and future of microplastic pollution in the marine environment. **Environmental Pollution**, v. 185, p. 352–364, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.10.036>.

ISLAM, T.; CHENG, H. Existence and fate of microplastics in terrestrial environment: a global fretfulness and abatement strategies. **Science of The Total Environment**, v. 953, p. 176163, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.176163>.

INMET – Instituto Nacional de Meteorologia. Normais climatológicas – 1961 a 1990. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, 1992. 155 p.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Censo demográfico 2022: resultados preliminares. 2022. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br>.

JANG, M. *et al.* A close relationship between microplastic contamination and coastal area use pattern. **Water Research**, v. 171, art. 115400, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.115400>.

JIANG, Y. *et al.* A review of microplastic pollution in seawater, sediments and organisms of the Chinese coastal and marginal seas. **Chemosphere**, v. 286, art. 131677, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131677>.

JIANG, R. *et al.* Microplastic degradation by hydroxy-rich bismuth oxychloride. **Journal of Hazardous Materials**, v. 405, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124247>.

JIN, H. *et al.* Microplastic-induced oxidative stress in sediment: Impacts of pH, size, and surface characteristics. **Environmental Pollution**, v. 286, p. 117364, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117364>.

JUSTINE, Y. E. D.; SEENATH, A. Vegetative nature-based solutions for coastal flood risk management: benefits, challenges, and uncertainties. **Ocean & Coastal Management**, v. 261, art. 107520, 2025. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2024.107520>.

JUPIN, J. L. J. *et al.* Anthropogenic drivers of increasing sediment accumulation in contrasting Mexican mangrove ecosystems. **Catena**, v. 226, p. 107037, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2023.107037>.

JARI, Y. *et al.* A comprehensive review on TiO₂-based heterogeneous photocatalytic technologies for emerging pollutants removal from water and wastewater: from engineering aspects to modeling approaches. **Journal of Environmental Management**, v. 373, p. 123703, 2025. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.123703>.

JEYARAJ, J. *et al.* Mechanistic vision on polypropylene microplastics degradation by solar radiation using TiO₂ nanoparticle as photocatalyst. **Environmental Research**, v. 233, art. 116366, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.116366>.

KANE, I. A. *et al.* Seafloor microplastic hotspots controlled by deep-sea circulation. **Science**, v. 368, n. 6495, p. 1140–1145, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.aba5899>.

KRISTENSEN, E.; BOUILLOU, S.; DITTMAR, T.; MARCHAND, C. Organic carbon dynamics in mangrove ecosystems: a review. **Aquatic Botany**, v. 89, n. 2, p. 201–219, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2007.12.005>.

KUMAR, A. *et al.* Spatial distribution, sources and risk assessment of microplastics in mangrove ecosystems: A review of South and Southeast Asian studies. **Environmental Research**, v. 220, p. 114996, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.114996>.

KHURANA, S. *et al.* Bioremediation of microplastic pollution: a systematic review on mechanism, analytical methods, innovations, and omics approaches. **Journal of Hazardous Materials Advances**, v. 19, p. 100777, 2025. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2025.100777>.

LIMA, J. Z.; CASSARO, R.; OGURA, A. P.; VIANNA, M. M. G. R. A systematic review of the effects of microplastics and nanoplastics on the soil-plant system. **Sustainable Production and Consumption**, v. 38, p. 266–282, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.spc.2023.04.010>.

LIU, P. *et al.* Seasonal dynamics of dissolved organic matter in a small tropical estuary-coastal bay continuum: distribution, transformation, flux, and global perspectives. **Frontiers in Marine Science**, v. 11, 2024. DOI: <https://doi.org/10.3389/fmars.2024.1511427>.

LIU, Z. *et al.* Role of dissolved organic matter in microplastic aggregation and stabilization in estuarine sediments. **Environmental Science & Technology**, v. 57, n. 1, p. 341–351, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c06789>.

LIU, Y.; TANG, Y.; WANG, P.; ZENG, H. Carbonaceous halloysite nanotubes for the stabilization of Co, Ni, Cu and Zn in river sediments. **Environmental Science: Nano**, v. 6, p. 2420–2428, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1039/C9EN00136B>.

LIU, Y.; TANG, Y.; ZHONG, G.; ZENG, H. A comparison study on heavy metal/metalloid stabilization in Maozhou River sediment by five types of amendments. **Journal of Soils and Sediments**, 2019, p. 1–12. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11368-019-02343-2>.

LESSA, G. C. *et al.* Baía de Todos os Santos: oceanografia física. Salvador: EDUFBA, 2009.

LI, Y. *et al.* Microplastics distribution in different habitats of Ximen Island and the trapping effect of blue carbon habitats on microplastics. **Marine Pollution Bulletin**, v. 181, p. 113912, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113912>.

LI, R. *et al.* The distribution, characteristics and ecological risks of microplastics in the mangroves of Southern China. **Science of The Total Environment**, v. 708, art. 135025, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135025>.

LI, T. *et al.* Distinct microplastics abundance variation in root-associated sediments revealed the underestimation of mangrove microplastics pollution. **Science of The Total**

Environment, v. 899, art. 165611, 2023. DOI:
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165611>.

LI, J. *et al.* Microplastics in mussels sampled from coastal waters and supermarkets in the United Kingdom. **Environmental Pollution**, v. 241, p. 35–44, 2018. DOI:
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.05.038>.

LI, J.; SONG, Y.; CAI, Y. Focus topics on microplastics in soil: analytical methods, occurrence, transport, and ecological risks. **Environmental Pollution**, v. 257, p. 113570, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113570>.

LI, C. *et al.* Efficient photocatalytic degradation of polystyrene microplastics by Bi₂WO₆ under visible light irradiation. **Chemosphere**, v. 312, p. 137209, 2023. DOI:
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.137209>.

LI, L. *et al.* FTIR-based evaluation of microplastic degradation pathways and chemical functionalization. **Environmental Pollution**, v. 328, p. 121637, 2023. DOI:
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.121637>.

LO, H. S. *et al.* Impacts of Typhoon Mangkhut in 2018 on the deposition of marine debris and microplastics on beaches in Hong Kong. **Science of The Total Environment**, v. 716, p. 137172, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137172>.

LEE, Q. Y.; LI, H. Photocatalytic degradation of plastic waste: a mini review. **Micromachines**, v. 12, n. 907, 2021. DOI: <https://doi.org/10.3390/mi12080907>.

LIU, Y. *et al.* Photocatalytic degradation of plastic polymers: A review. **Chemosphere**, v. 77, p. 785–790, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.08.002>.

LIU, P. *et al.* New insights into the aging behavior of microplastics accelerated by advanced oxidation processes. **Environmental Science & Technology**, v. 53, n. 7, p. 3579–3588, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b00493>.

LLORANTE-GARCÍA, A. *et al.* Degradation of polyethylene microplastics by advanced oxidation processes: A gravimetric and spectroscopic approach. **Chemosphere**, v. 254, p. 126848, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126848>.

LLORIENTE-GARCÍA, I. *et al.* Photocatalytic degradation of microplastics: From the degradation pathways to the environmental implications. **Science of The Total Environment**, v. 718, p. 137282, 2020. DOI:
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137282>.

LEI, K. *et al.* Microplastics releasing from personal care and cosmetic products in China. **Marine Pollution Bulletin**, v. 123, n. 1–2, p. 122–126, 2017. DOI:
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.09.015>.

LOZANO, Y. M. *et al.* Photodegradation modifies microplastic effects on soil properties and plant performance. **Journal of Applied Ecology**, v. 61, n. 1, p. 13–24, 2023. DOI:
<https://doi.org/10.1111/1365-2664.14514>.

MALAFEEV, K. V. *et al.* Understanding the impact of biodegradable microplastics on living organisms entering the food chain: a review. **Polymers**, v. 15, n. 18, p. 3680, 2023. DOI: <https://doi.org/10.3390/polym15183680>.

MAGHSODIAN, Z. *et al.* Microplastics accumulation in sediments and *Periophthalmus waltoni* fish, mangrove forests in southern Iran. **Chemosphere**, v. 264, p. 128543, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128543>.

MATEOS-CÁRDENAS, A. *et al.* Rapid fragmentation of microplastics by the freshwater amphipod *Gammarus duebeni* (Lillj.). **Scientific Reports**, v. 10, p. 12799, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-020-69635-2>.

MENDES, D. S. *et al.* Comprehensive risk assessment of microplastics in tidal channel sediments in Amazonian mangroves (northern Brazil). **Journal of Environmental Management**, v. 366, p. 121826, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.121826>.

MENDES, D. S. *et al.* Microplastic in mangroves: A worldwide review of contamination in biotic and abiotic matrices. **Marine Pollution Bulletin**, v. 195, art. 115552, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115552>.

MARTINS, J.; SOBRAL, P. Plastic marine debris on the Portuguese coastline: a matter of size? **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, p. 2649–2653, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.09.028>.

MAGHSODIAN, Z. *et al.* Adsorption behavior of microplastics on mineral and organic sediments under different pH and salinity conditions. **Journal of Hazardous Materials**, v. 399, p. 122970, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122970>.

MIAO, F. *et al.* Degradation of polyvinyl chloride microplastics via an electro-Fenton-like system with a TiO₂/graphite cathode. **Journal of Hazardous Materials**, v. 399, p. 123023, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123023>.

MIRANDA, M. N. *et al.* Aging assessment of microplastics (LDPE, PET and uPVC) under urban environment stressors. **Science of The Total Environment**, v. 796, p. 148914, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148914>.

MITZEL, M. R. *et al.* Hydrophobicity of biofilm coatings influences the transport dynamics of polystyrene nanoparticles in biofilm-coated sand. **Water Research**, v. 92, p. 113–120, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.01.026>.

NAIK, R. K. *et al.* Microplastics in ballast water as an emerging source and vector for harmful chemicals, antibiotics, metals, bacterial pathogens, and HAB species: A potential risk to the marine environment and human health. **Marine Pollution Bulletin**, v. 149, p. 110525, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110525>.

NAJI, A. *et al.* Small microplastic particles (S-MPPs) in sediments of mangrove ecosystem on the northern coast of the Persian Gulf. **Marine Pollution Bulletin**, v. 146, p. 305–311, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.06.022>.

NEL, H. A. *et al.* Citizen science reveals microplastic hotspots within tidal estuaries and the remote Scilly Islands, United Kingdom. **Marine Pollution Bulletin**, v. 161, p. 111776, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111776>.

NOAA. Laboratory methods for the analysis of microplastics in the marine environment: recommendations for quantifying synthetic particles in waters and sediments. NOAA Technical Memorandum NOS-ORR-4, 2015.

NG, C. A. *et al.* Microplastic contamination in mangrove sediments of tropical estuaries in Southeast Asia. **Marine Pollution Bulletin**, v. 135, p. 444–451, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.07.012>.

NG, C. A. *et al.* Role of sediment composition in microplastic accumulation and mobility in aquatic environments. **Chemosphere**, v. 320, p. 138049, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.138049>.

NGUYEN, B. *et al.* Fate and degradation of microplastics in the environment: Impacts of environmental factors and photocatalytic processes. **Environmental Research**, v. 191, p. 110119, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.110119>.

NOBLE, B. S.; LOPEZ, S. H.; OLIVER, S. R. J.; ROGERS, R. D. Photodegradation of polyethylene microplastics using titanium dioxide nanoparticles under UV light. **Environmental Science: Nano**, v. 10, p. 128–138, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1039/D2EN00586H>.

OUYANG, X.; GUO, F.; LEE, S. Y. Multiple drivers for carbon stocks and fluxes in different types of mangroves. **Science of The Total Environment**, v. 906, 167511, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167511>.

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, p. 56–88, 2025. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-024-35741-1>.

PARVEZ, M. S. *et al.* Role of microplastics in global warming and climate change: a review. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 235, art. 201, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11270-024-07003-w>.

POUREBRAHIMI, S.; PIROOZ, M. Microplastic pollution in the marine environment: A review. **Journal of Hazardous Materials Advances**, v. 10, art. 100327, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2023.100327>.

PAES, E. da S. *et al.* Widespread microplastic pollution in mangrove soils of Todos os Santos Bay, northern Brazil. **Environmental Research**, v. 210, p. 112952, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.112952>.

PAN, Z. *et al.* Reinforced human intervention drives microplastic pollution in estuarine beaches and nearshore sediments of Dongshan Bay, China. **Gondwana Research**, v. 119, p. 153–163, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.gr.2023.03.013>.

PENG, G. *et al.* Microplastics in sediments of the Changjiang estuary, China. **Environmental Pollution**, v. 225, p. 283–290, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.12.064>.

PLASTICSEUROPE. Plastics – the Facts 2020: An analysis of European plastics production, demand and waste data. 2020.

PRIYA, A. K. *et al.* Microplastics in the environment: Recent developments in characteristic, occurrence, identification and ecological risk. **Chemosphere**, v. 298, p. 134161, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134161>.

QI, K. *et al.* Ionic liquid-assisted synthesis of porous boron-doped graphitic carbon nitride for photocatalytic hydrogen production. **Chemosphere**, v. 272, artigo 129953, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.129953>.

QI, X. *et al.* Photocatalytic degradation of PET coupled to green hydrogen generation using flexible Ni₂P/TiO₂/C nanofiber film catalysts. **Applied Catalysis A: General**, v. 656, p. 119130, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.apcata.2023.119130>.

QIU, Q. *et al.* Biofilm development on microplastics and its role in particle retention in estuarine sediments. **Environmental Science & Technology**, v. 56, n. 8, p. 5092–5100, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c08172>.

RAHIM, N. H. A. *et al.* Dataset of microplastics in the mangrove brachyuran crabs at Setiu Wetlands, Peninsular Malaysia. **Data in Brief**, v. 49, p. 109420, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.dib.2023.109420>.

RAMÍREZ-ESCÁRCEGA, K. J. *et al.* Advancing photocatalytic strategies for microplastic degradation in aquatic systems: insights into key challenges and future pathways. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 13, n. 2, p. 115594, 2025. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2025.115594>.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. R: A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2024. Disponível em: <https://www.r-project.org/>.

RIBEIRO, T. S. *et al.* Environmental fate of microplastics: An overview on degradation pathways, chemical transformations and associated impacts. **Marine Pollution Bulletin**, v. 192, p. 115069, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115069>.

REBELEIN, A.; INT-VEEN, I.; KAMMANN, U.; SCHARSACK, J. P. Microplastic fibers — Underestimated threat to aquatic organisms? **Science of The Total Environment**, v. 777, art. 146045, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146045>.

ROCHA-SANTOS, T.; DUARTE, A. C. Characterization and analysis of microplastics. Amsterdam: Elsevier, 2021. 276 p. ISBN: 9780444638991.

ROCHMAN, C. M. *et al.* Ingested plastic transfers hazardous chemicals to fish and induces hepatic stress. **Scientific Reports**, v. 3, n. 1, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1038/srep03263>.

RODRIGUES, S. M. *et al.* Microplastic contamination in an urban estuary: abundance and distribution of microplastics and fish larvae in the Douro estuary. **Science of The Total Environment**, v. 659, p. 1071–1081, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.273>.

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, p. 130261, 2021. DOI: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0045653521016266>.

SATHISH, N.; JEYASANTA, K. I.; PATTERSON, J. Abundance, characteristics and surface degradation features of microplastics in beach sediments of five coastal areas in Tamil Nadu, India. **Marine Pollution Bulletin**, v. 142, p. 112–118, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.03.022>.

SEERUTTUN, L. D.; RAGHBOR, P.; APPADOO, C. Mangrove and microplastic pollution: A case study from a small island (Mauritius). **Regional Studies in Marine Science**, v. 62, p. 102906, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2023.102906>.

SHARMA, S.; BASU, S.; SHETTI, N. P.; NADAGOUDA, M. N.; AMINABHAVI, T. M. Microplásticos no meio ambiente: ocorrência, perigos e erradicação. **Chemical Engineering Journal**, v. 408, p. 127317, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.127317>.

SHAH, A. A. *et al.* Biological degradation of plastics: A comprehensive review. **Biotechnology Advances**, v. 26, n. 3, p. 246–265, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2007.12.005>.

SHEN, M.; SONG, B.; ZHOU, C.; ZENG, G.; ZHANG, Y. Advanced oxidation processes for the elimination of microplastics from aqueous systems: Assessment of efficiency, perspectives and limitations. **Science of The Total Environment**, v. 790, p. 156723, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156723>.

SILVA, D. B.; MARQUES, A. C. TiO₂-based photocatalytic degradation of microplastics in water: current status, challenges and future perspectives. **Journal of Water Process Engineering**, v. 72, p. 107465, 2025. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2025.107465>.

SINGH, N. *et al.* Characteristics and spatial distribution of microplastics in the lower Ganga River water and sediment. **Marine Pollution Bulletin**, v. 163, art. 111960, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111960>.

SO, M. W. K. *et al.* The role of mangrove crabs, the key macrofaunal bioengineers, in microplastic production in tropical coastal forests. **Regional Studies in Marine Science**, v. 63, p. 103012, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2023.103012>.

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

SOLIZ, D. L. *et al.* Identification and morphological characterization of different types of plastic microparticles. **Heliyon**, v. 10, n. 11, e30749, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e30749>.

SZAFRANSKI, G. T.; GRANEK, E. F. Contamination in mangrove ecosystems: A synthesis of literature reviews across multiple contaminant categories. **Marine Pollution Bulletin**, v. 196, p. 115595, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115595>.

SUN, Q.; REN, S. Y.; NI, H. G. Incidence of microplastics in personal care products: an appreciable part of plastic pollution. **Science of The Total Environment**, v. 742, p. 140218, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140218>.

TANG, L. *et al.* Degradation pathways of microplastics in estuarine sediments: Effects of pH and sediment organic matter. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 899, p. 165745, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165745>.

TANG, C. *et al.* Environmental fate and biodegradability of photodegraded microplastics: Insights from FTIR and microbial interaction studies. **Journal of Hazardous Materials**, v. 452, p. 131154, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.131154>.

TRAN, T. M. *et al.* Microplastic contamination in tropical mangroves: Accumulation hotspots and role of sediment characteristics. **Environmental Pollution**, Oxford, v. 300, p. 118945, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.118945>.

TALUKDAR, A. *et al.* Microplastics in mangroves with special reference to Asia: Occurrence, distribution, bioaccumulation and remediation options. **Science of the Total Environment**, v. 904, p. 166165, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166165>.

TAN, B. *et al.* Microplastics accumulation in mangroves increasing the resistance of its colonization by Vibrio and Shewanella. **Chemosphere**, v. 295, p. 133861, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.133861>.

TAN, W. *et al.* FTIR and SEM-EDS analysis of weathered microplastics: A method to assess their environmental degradation. **Science of the Total Environment**, v. 651, p. 1911–1918, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.151>.

THOMPSON, R. C. *et al.* Twenty years of microplastic pollution research – what have we learned? **Science**, v. 386, n. 6720, p. eadl2746, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.adl2746>.

TRINDADE, L. S. *et al.* Microplastics in surface waters of tropical estuaries around a densely populated Brazilian bay. **Environmental Pollution**, v. 323, p. 121224, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.121224>.

TSOCHATZIS, E. D. *et al.* Microplastics and nanoplastics: exposure and toxicological effects require important analysis considerations. **Heliyon**, v. 10, n. 11, e32261, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e32261>.

UFBA – Universidade Federal da Bahia. Laboratórios de Pesquisa e Apoio Acadêmico da UFBA. Salvador, 2024. Disponível em: <https://ppeq.ufba.br/infraestrutura>.

VILAR, C. C. *et al.* Impacts of mining pollution on coastal ecosystems: is fish body condition a reliable indicator? **Marine Environmental Research**, p. 106070, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2023.106070>.

VEERASINGAM, S. *et al.* Factors influencing the vertical distribution of microplastics in the beach sediments around the Ras Rakan Island, Qatar. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, p. 34259–34268, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-021-12841-y>.

WANG, F. *et al.* Sorption behavior and mechanisms of organic contaminants to nano and microplastics. **Molecules**, v. 25, n. 8, p. 1827, 2020. DOI: <https://doi.org/10.3390/molecules25081827>.

WANG, F. *et al.* Effects of microplastics on soil properties: current knowledge and future perspectives. **Journal of Hazardous Materials**, v. 424, p. 127531, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127531>.

WANG, J. *et al.* Microplastics in the surface sediments from the Beijiang River littoral zone: composition, abundance, surface textures and interaction with heavy metals. **Chemosphere**, v. 171, p. 248-258, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.12.074>.

WILSON, D. R. *et al.* The influence of depositional environment on the abundance of microplastic pollution on beaches in the Bristol Channel, UK. **Marine Pollution Bulletin**, v. 164, p. 111997, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.111997>.

WU, P. *et al.* Spatial-temporal distribution of microplastics in surface water and sediments of Maozhou River within Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area. **Science of the Total Environment**, v. 717, p. 135187, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135187>.

WU, Y. *et al.* Light-driven degradation of microplastics: Mechanisms, technologies, and future directions. **Journal of Hazardous Materials Advances**, v. 17, p. 100628, 2025. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2025.100628>.

WU, X. *et al.* Humic acid and fulvic acid hinder long-term weathering of microplastics in lake water. **Environmental Science & Technology**, v. 55, n. 23, 2021a. DOI: <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c04501>.

WU, X. *et al.* Photo aging of polypropylene microplastics in estuary water and coastal seawater: Important role of chlorine ion. **Water Research**, v. 202, p. 117396, 2021b. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117396>.

WU, X. *et al.* Recent advances in doped TiO₂ for photocatalytic degradation of microplastics: a review. **Journal of Hazardous Materials**, v. 436, p. 129134, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.129134>.

WANG, Ying *et al.* The interactions, impacts, and removal strategies of microplastics (MPs) and antibiotic resistance genes (ARGs) in aquatic environments, particularly in wastewater

treatment plants (WWTPs). **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 13, n. 5, p. 117426, 2025. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2025.117426>.

WANG, X. *et al.* Exploring the mechanisms of humic acid mediated degradation of polystyrene microplastics under ultraviolet light conditions. **Chemosphere**, v. 327, p. 138544, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.138544>.

WANG, Q. *et al.* The adsorption behavior of metals in aqueous solution by microplastics effected by UV radiation. **Journal of Environmental Sciences**, v. 87, p. 272–280, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jes.2019.07.006>.

XIE, A. *et al.* Photocatalytic technologies for transformation and degradation of microplastics in the environment: current achievements and future prospects. **Catalysts**, v. 13, n. 846, 2023. DOI: <https://doi.org/10.3390/catal13040846>.

XU, X. *et al.* Nitrogen-rich organic sediments enhance microplastic accumulation: Evidence from estuarine mangrove wetlands. **Environmental Research**, v. 233, p. 116384, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.116384>.

XU, Yanghui *et al.* Photo-oxidation of micro- and nanoplastics: physical, chemical, and biological effects in environments. **Environmental Science & Technology**, v. 58, n. 2, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1021/acs.est.3c07035>.

XIE, Anyou *et al.* Photocatalytic technologies for transformation and degradation of microplastics in the environment: current achievements and future prospects. **Catalysts**, v. 13, n. 5, p. 846, 2023. DOI: <https://doi.org/10.3390/catal13050846>.

YANG, J. *et al.* Microplastics in different water samples (seawater, freshwater, and wastewater): Removal efficiency of membrane treatment processes. **Water Research**, v. 232, p. 119673, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.119673>.

YANG, D. *et al.* Effects of sediment pH and organic content on microplastic weathering in coastal zones. **Marine Environmental Research**, v. 180, p. 105748, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2022.105748>.

YOSHIDA, S. *et al.* A bacterium that degrades and assimilates poly(ethylene terephthalate). **Science**, v. 351, n. 6278, p. 1196–1199, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.aad6359>.

ZHANG, X. *et al.* Microplastic pollution and its relationship with the bacterial community in coastal sediments near Guangdong Province, South China. **Science of The Total Environment**, v. 760, p. 144091, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144091>.

ZHANG, X. *et al.* Adsorption of organic pollutants onto microplastics: Interactions with biofilm and sediment matrix. **Chemosphere**, v. 303, p. 134900, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134900>.

ZHAO, X. *et al.* Cor: um fator importante, mas negligenciado, para o fotoenvelhecimento do plástico e a formação de microplásticos. **Environmental Science & Technology**, v. 56, n. 13, p. 9161–9163, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c02402>.

ZHAO, H. *et al.* Dominance of adsorption over release: Microplastics' impact on sediment dissolved organic matter dynamics. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 13, n. 3, artigo 116609, 2025. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2025.116609>.

ZHOU, Q. *et al.* Characteristics and distribution of microplastics in the coastal mangrove sediments of China. **Science of The Total Environment**, v. 703, p. 134807, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134807>.

ZHOU, Q. *et al.* The distribution and morphology of microplastics in coastal soils adjacent to the Bohai Sea and the Yellow Sea. **Geoderma**, v. 322, p. 201-208, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.03.021>.

ZHOU, D. *et al.* Efficient photocatalytic degradation of the persistent PET fiber-based microplastics over Pt nanoparticles decorated N-doped TiO₂ nanoflowers. **Advanced Fiber Materials**, v. 4, n. 5, p. 1094–1107, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1007/s42765-022-00149-4>.

ZHOU, Dawang *et al.* Feasible degradation of polyethylene terephthalate fiber-based microplastics in alkaline media with Bi₂O₃@N-TiO₂ Z-scheme photocatalytic system. **Advanced Sustainable Systems**, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1002/adsu.202100516>.

ZHOU, Yuwen *et al.* Current research trends on cosmetic microplastic pollution and its impacts on the ecosystem: A review. **Environmental Pollution**, v. 320, p. 121106, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.121106>.

ZETTLER, E. R.; MINCER, T. J.; AMARAL-ZETTLER, L. A. Life in the “Plastisphere”: Microbial communities on plastic marine debris. **Environmental Science & Technology**, v. 47, n. 13, p. 7137–7146, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1021/es401288x>.

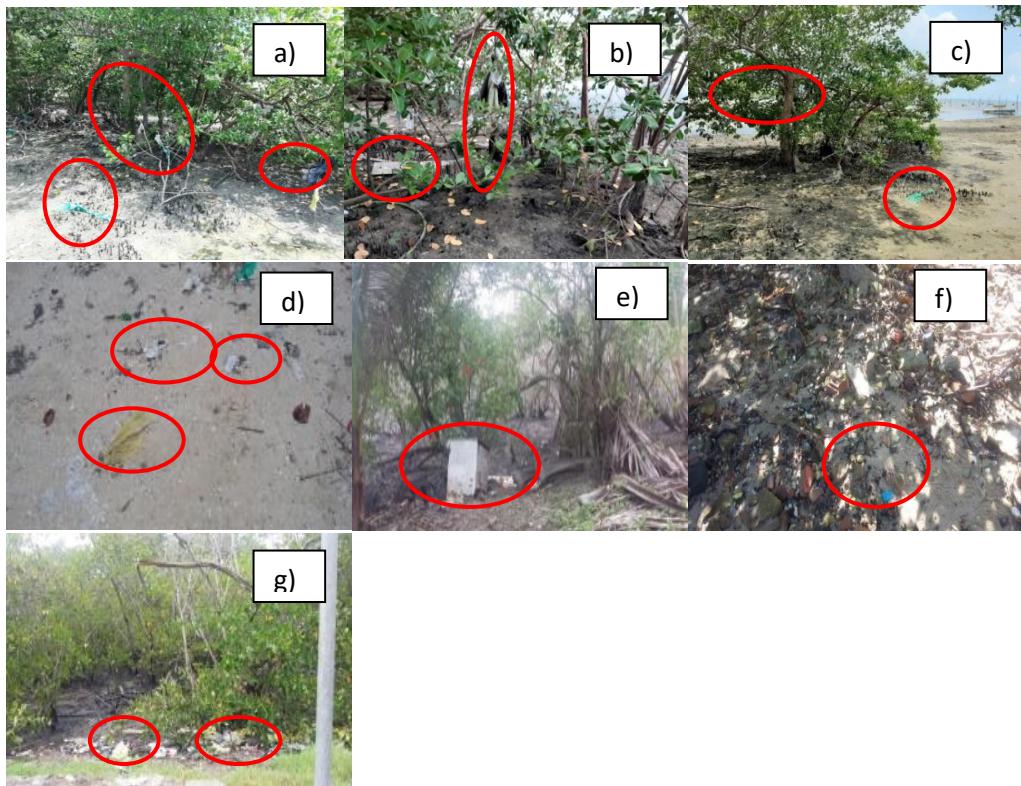
ZUMSTEIN, M. T. *et al.* Biodegradation of synthetic polymers in soils: tracking carbon into CO₂ and microbial biomass. **Science Advances**, v. 4, n. 7, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1126/sciadv.aas9024>.

APÊNDICES

DISTRIBUIÇÃO E FONTES DE MICROPLÁSTICOS EM SEDIMENTOS DE MANGUEZAIS E PRAIAS DA BAÍA DE TODOS OS SANTOS

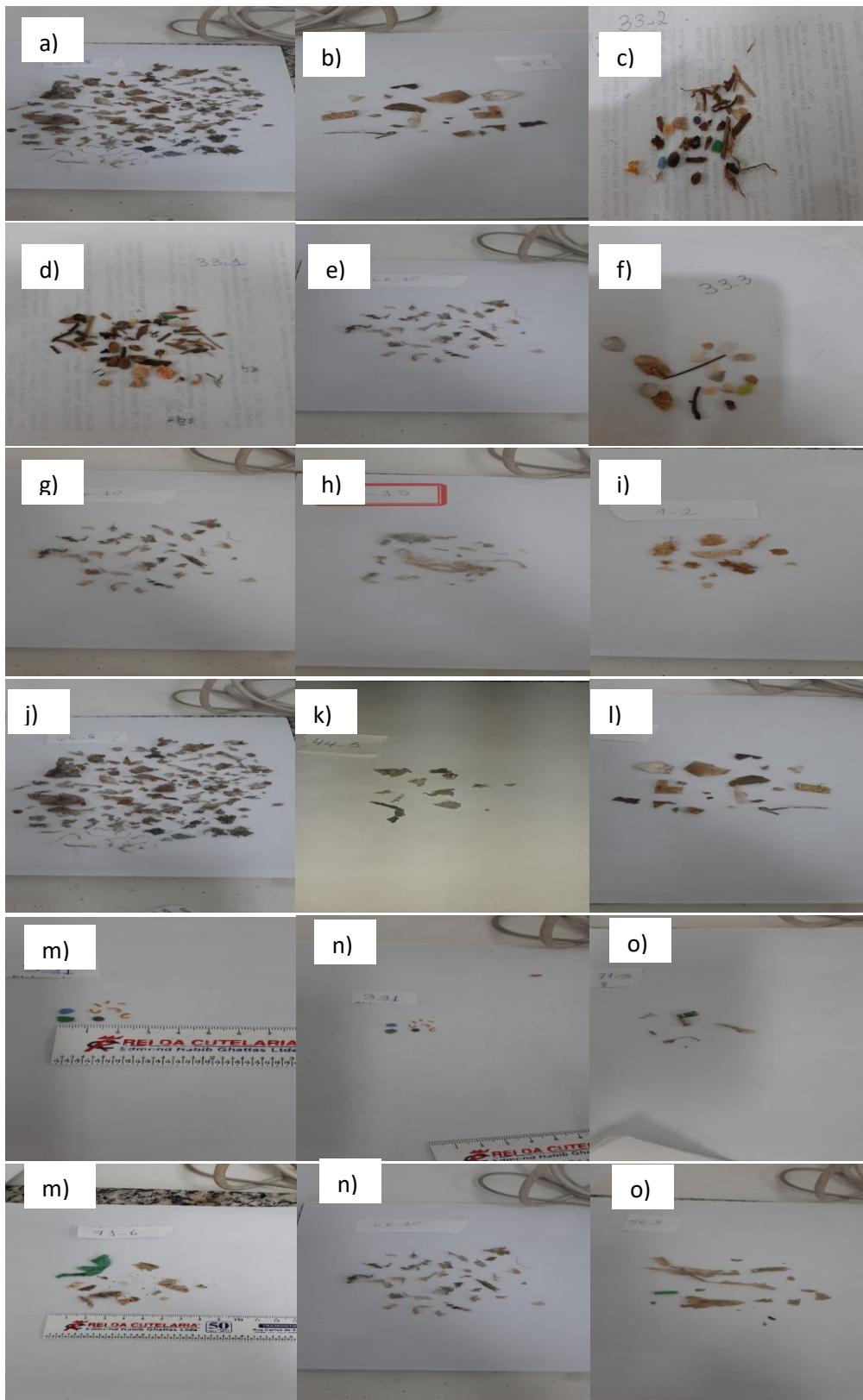
Figura 2.S1 –Fotografias realizadas com câmera de resolução 2400 × 1080 pixels, ilustrando a poluição plástica nas proximidades dos locais de coleta de sedimentos em manguezais e praias. Itens plásticos visíveis foram destacados nos diferentes ambientes:

- (a) São Francisco do Conde – sacolas plásticas pretas e verdes, rede de pesca incolor;
- (b) São Francisco do Conde – sacolas plásticas amarelas, verdes e incolores;
- (c) São Francisco do Conde – sacolas plásticas verdes;
- (d) São Francisco do Conde – presença de lixo plástico misturado ao sedimento;
- (e) Manguezais de Santo Amaro – descarte irregular de móvel branco;
- (f) São Francisco do Conde – lacre plásticos nas cores amarela e azul;
- (g) Manguezais de Maragogipe – resíduos plásticos diversos (brancos, incolores, amarelos, verdes e azuis)



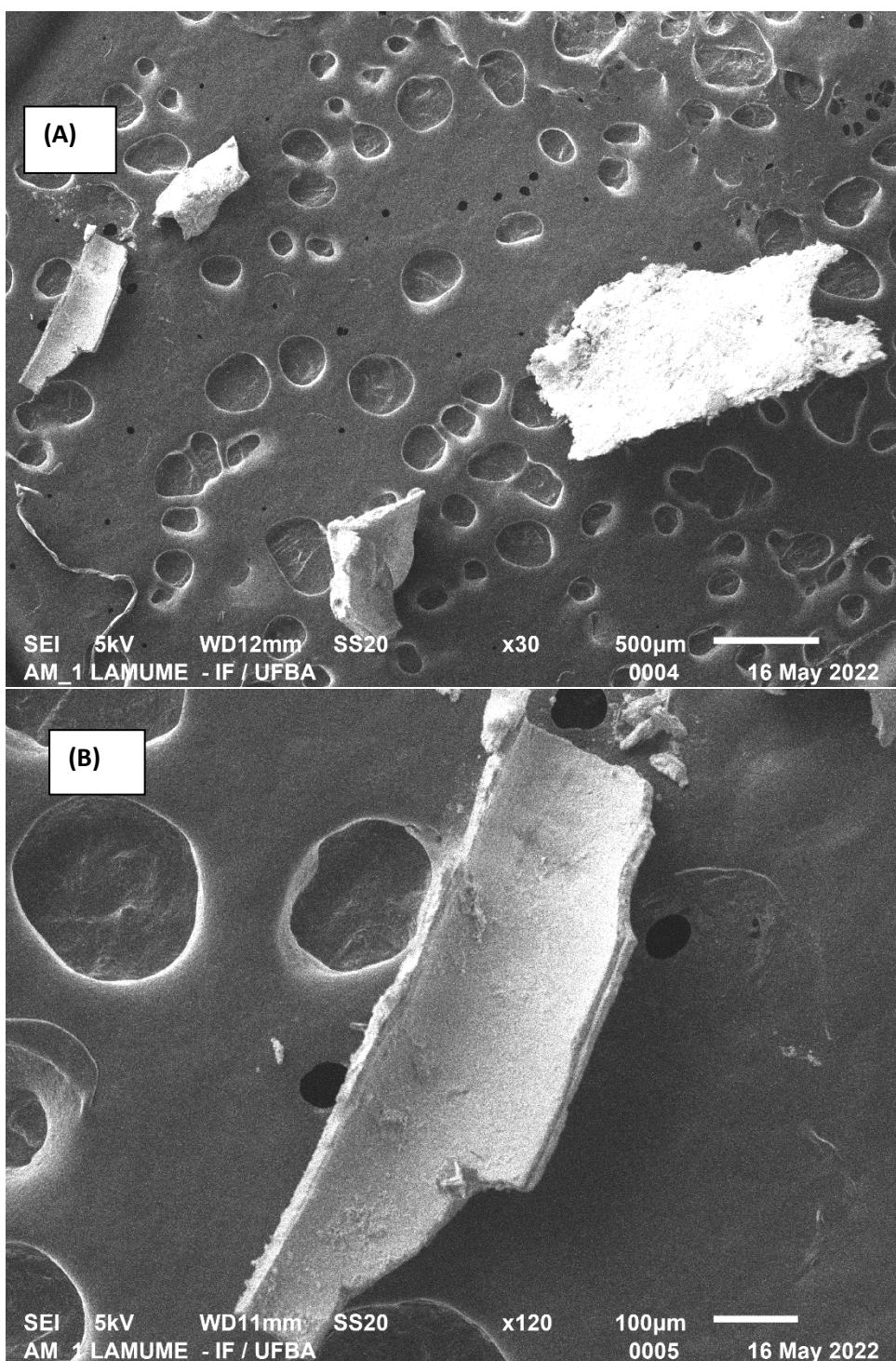
Fonte: A autora (2025).

Figura 2.S2 - Fotografias realizadas com câmera (resolução de 2400 × 1080 pixels) de diferentes tipos de macroplásticos (5–20 mm) e microplásticos (1–5 mm) identificados a olho nu em amostras de sedimentos de manguezais e praias: (a) Maragogipe; (b) Passa Vaca (Salvador); (c) Boca do Rio (Salvador); (d) Boca do Rio (Salvador); (e) Salinas das Margaridas; (f) Paripe (Salvador)



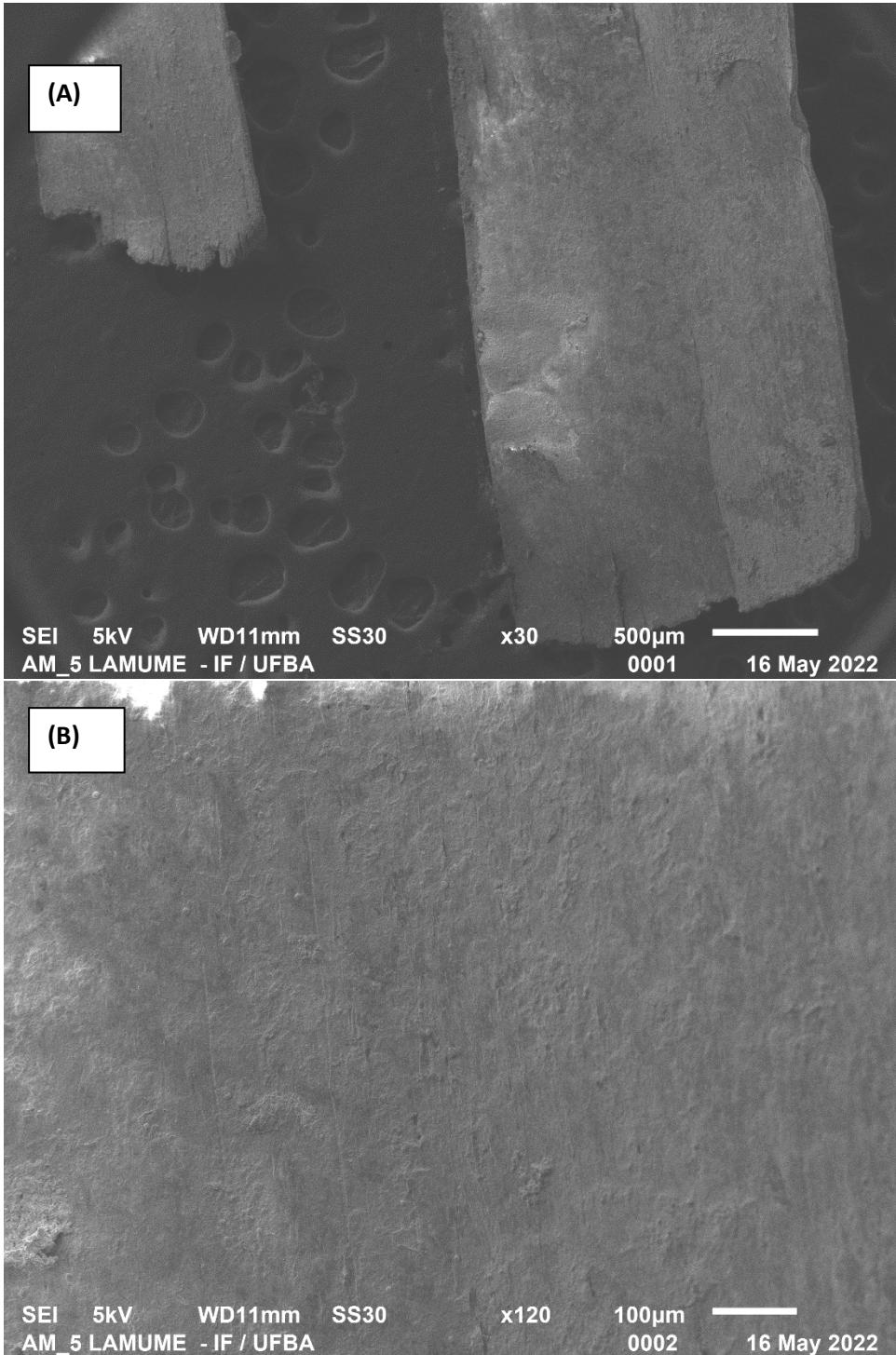
Fonte:A autora (2025)

Figure 2.S3 - Características morfológicas de MPs encontrados nos sedimentos de manguezal e praia nas áreas de estudo: Madre de Deus (manguezal)- (a) Fragmento de MPs (aumento x30); (b) Fragmento de MPs identificado no item a) com aumento x120



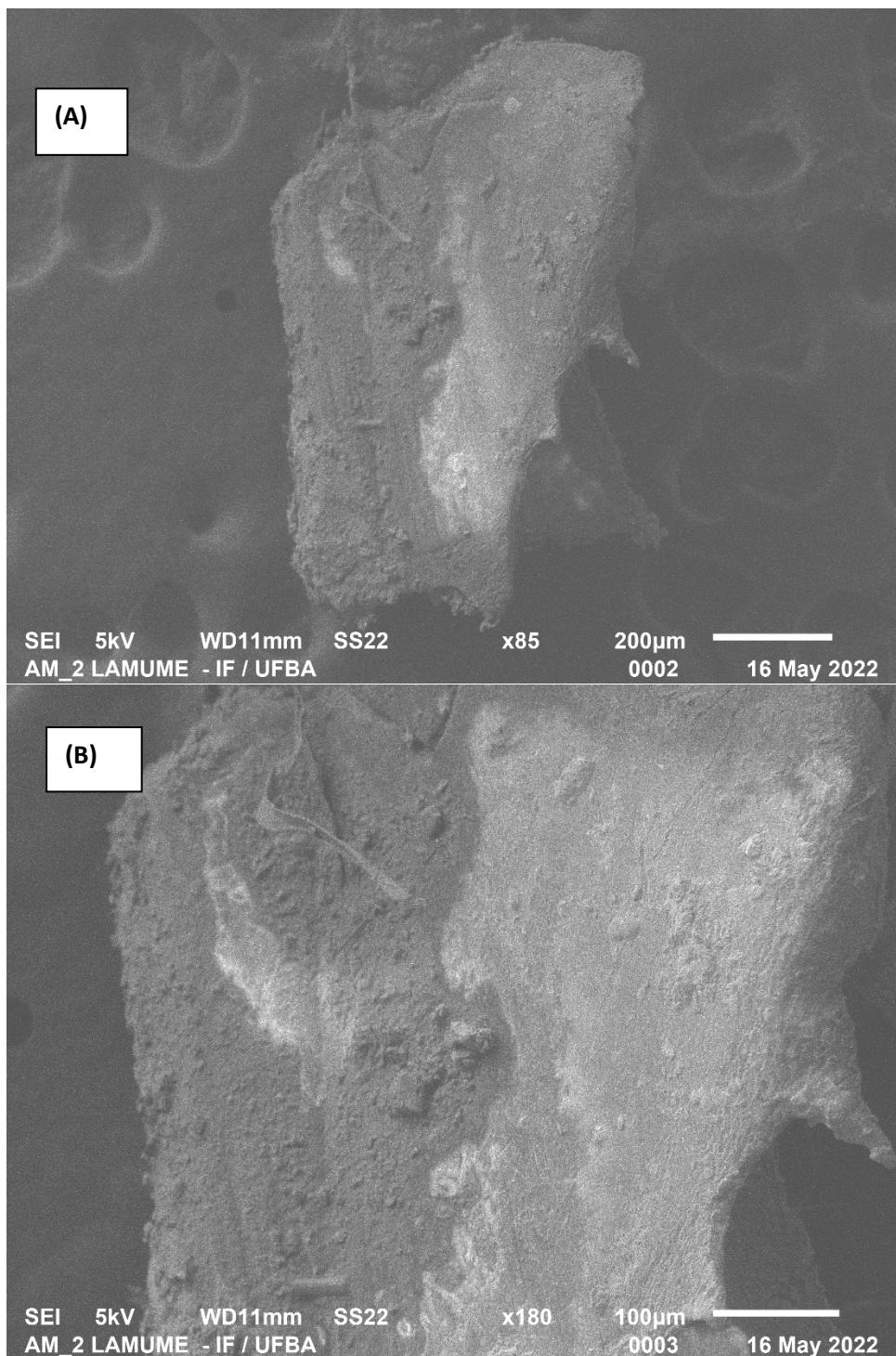
Fonte: A autora (2025). LAMUME-IF/UFBA.

Figura 2.S4 - Imagens obtidas por microscopia eletrônica de varredura (MEV) de microplásticos (MPs) encontrados em sedimentos de manguezal: (a) Saubara – fragmentos ampliados 30×; (b) detalhe do fragmento destacado na imagem (a), ampliado 120×



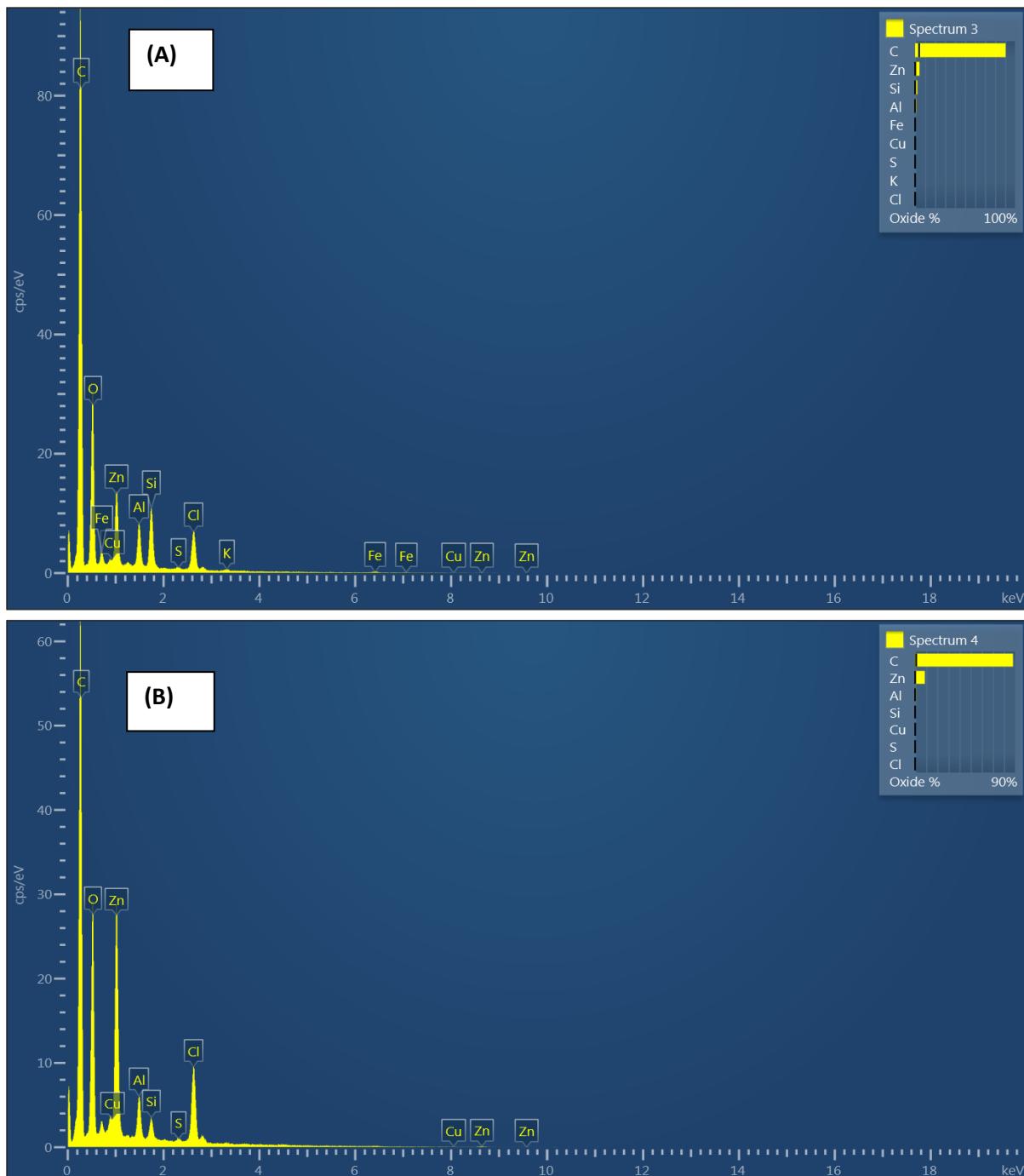
Fonte: A autora (2025). LAMUME-IF/UFBA.

Figura 2.S5 - Imagens obtidas por microscopia eletrônica de varredura (MEV) de microplásticos (MPs) encontrados em sedimentos de manguezal: (a) São Francisco do Conde – fragmento ampliado 85×; (b) detalhe do fragmento destacado na imagem (a), ampliado 180×



Fonte: A autora (2025). LAMUME-IF/UFBA.

Figura 2.S6 - (a) Espectro gerado pela EDS da superfície dos MPs encontrados em sedimento de manguezal São Francisco do Conde, referente a Fig. S5; (b) Espectro gerado pela EDS da superfície dos MPs encontrados na área de estudo. AM_2-Saubara (manguezal), referente ao fragmento de MPs identificado na Fig.S4



Fonte: A autora (2025). LAMUME-IF/UFBA.

INTERAÇÕES FÍSICO-QUÍMICAS E IMPACTOS ECOLÓGICOS DE MICROPLÁSTICOS NA BTS: UMA ABORDAGEM ESTATÍSTICA

Tabela 3.S1 - Análise Descritiva e Teste de Normalidade (Shapiro-Wilk) para Parâmetros Físico-Químicos, Abundância de MPs, Coloração e Formas de MPs nos Sedimentos

Variável	Média	Desvio Padrão	Teste de Shapiro-Wilk	
			Valor W	Valor p
pH	5,709	1,232	0,967	0,297
COT (%)	1,657	2,166	0,748	$8,23 \times 10^{-7}$
Areia (%)	0,724	0,261	0,815	$1,77 \times 10^{-5}$
Lama (%)	0,276	0,261	0,815	$1,77 \times 10^{-5}$
MPs (itens/kg)	735,043	216,963	0,959	0,16713
Coloridos	155,556	87,970	0,923	0,01115
Incolores	333,333	135,724	0,959	0,16448
Amarelados	68,376	60,673	0,847	$8,94 \times 10^{-5}$
Pretos	33,333	43,930	0,706	$1,58 \times 10^{-7}$
Brancos	136,752	92,968	0,928	0,01529
Fragmento	341,957	173,340	0,951	0,08646
Fibra	264,957	128,179	0,954	0,11388
Filme	86,325	72,029	0,962	0,00845
Pellet	5,128	14,385	0,405	$2,15 \times 10^{-11}$

Tabela 3.S2 - Estatísticas Descritivas por Grupo (Praia e Manguezal) para Parâmetros Físico-Químicos, Abundância de Microplásticos, Coloração e Formas dos MPs em Sedimentos

Variável	Grupo	N	Média	Mediana	Desvio Padrão	Erro Padrão
pH	Manguezal	27	5,346	5,330	1,281	0,246
	Praia	12	6,526	6,590	0,558	0,161
COT (%)	Manguezal	27	2,382	1,150	2,254	0,434
	Praia	12	0,026	0,000	0,090	0,026
Areia (%)	Manguezal	27	0,636	0,753	0,269	0,052
	Praia	12	0,923	0,931	0,046	0,013
Lama (%)	Manguezal	27	0,364	0,247	0,269	0,052
	Praia	12	0,077	0,069	0,046	0,013
MPs (itens/kg)	Manguezal	27	817,284	800,000	211,501	40,703
	Praia	12	550,000	550,000	54,123	15,624
Coloridos	Manguezal	27	160,494	133,333	84,751	16,310
	Praia	12	144,444	133,333	97,787	28,229
Incolores	Manguezal	27	391,358	400,000	114,948	22,122
	Praia	12	202,778	216,667	74,479	21,500
Amarelados	Manguezal	27	72,840	66,667	55,499	10,681
	Praia	12	58,333	33,333	72,648	20,972
Pretos	Manguezal	27	29,630	33,333	38,490	7,407
	Praia	12	41,667	33,333	55,277	15,957
Brancos	Manguezal	27	151,852	133,333	106,351	20,467
	Praia	12	102,778	100,000	36,121	10,427
Fragmento	Manguezal	27	411,111	433,333	135,873	26,149
	Praia	12	186,361	233,333	148,365	42,829
Fibra	Manguezal	27	303,704	300,000	131,505	25,308
	Praia	12	177,778	166,667	62,496	18,041
Filme	Manguezal	27	102,469	100,000	76,754	14,771
	Praia	12	50,000	33,333	43,809	12,646
Pellet	Manguezal	27	0,000	0,000	0,000	0,000
	Praia	12	16,667	0,000	22,473	6,487

Tabela 3.S3 - Comparação dos Parâmetros Ambientais e da Abundância de Microplásticos Entre Manguezais e Praias (Teste de Mann-Whitney U)

Variável	Estatística (U)	Valor p
pH	69,500	0,00511
COT (%)	0,000	6,69×10 ⁻⁷
Areia (%)	47,000	4,93×10 ⁻⁴
Lama (%)	47,000	4,93×10 ⁻⁴
MPs (itens/kg)	29,500	5,70×10 ⁻⁵

Nota: $H_0: \mu_{\text{manguezal}} \neq \mu_{\text{praia}}$.

Tabela 3.S4 - Resultados do Teste de Mann-Whitney U para Microplásticos em Manguezal e Praia

Variável	Estatística (U)	Valor p
MPs (itens/kg)	29,500	5,70×10 ⁻⁵
Coloridos	145,000	0,61118
Incoloros	26,500	3,52×10 ⁻⁵
Amarelados	120,000	0,19501
Pretos	141,000	0,50424
Brancos	115,500	0,15559
Fragmento	38,000	1,61×10 ⁻⁴
Fibra	67,000	0,00370
Filme	97,000	0,04693
Pellet	94,500	4,41×10 ⁻⁴

Nota: $H_0: \mu_{\text{manguezal}} \neq \mu_{\text{praia}}$.

Tabela 3.S5 - Resultados do Teste de Kruskal-Wallis para Parâmetros Ambientais e Abundância de Microplásticos

Parâmetro	χ^2 (Qui-quadrado)	gl	Valor p	ϵ^2 (Tamanho do Efeito)
pH	27,595	11	0,00373	0,726
COT (%)	30,999	11	0,00110	0,816
Areia (%)	36,064	11	1,65×10 ⁻⁴	0,949
Lama (%)	36,064	11	1,65×10 ⁻⁴	0,949
MPs (itens/kg)	18,437	11	0,07198	0,485

Tabela 3.S6 - Matriz de Correlação de Spearman entre Variáveis Ambientais (pH, Carbono Orgânico Total - COT, Percentual de Areia e Lama) e Abundância de Microplásticos (MPs) em Sedimentos

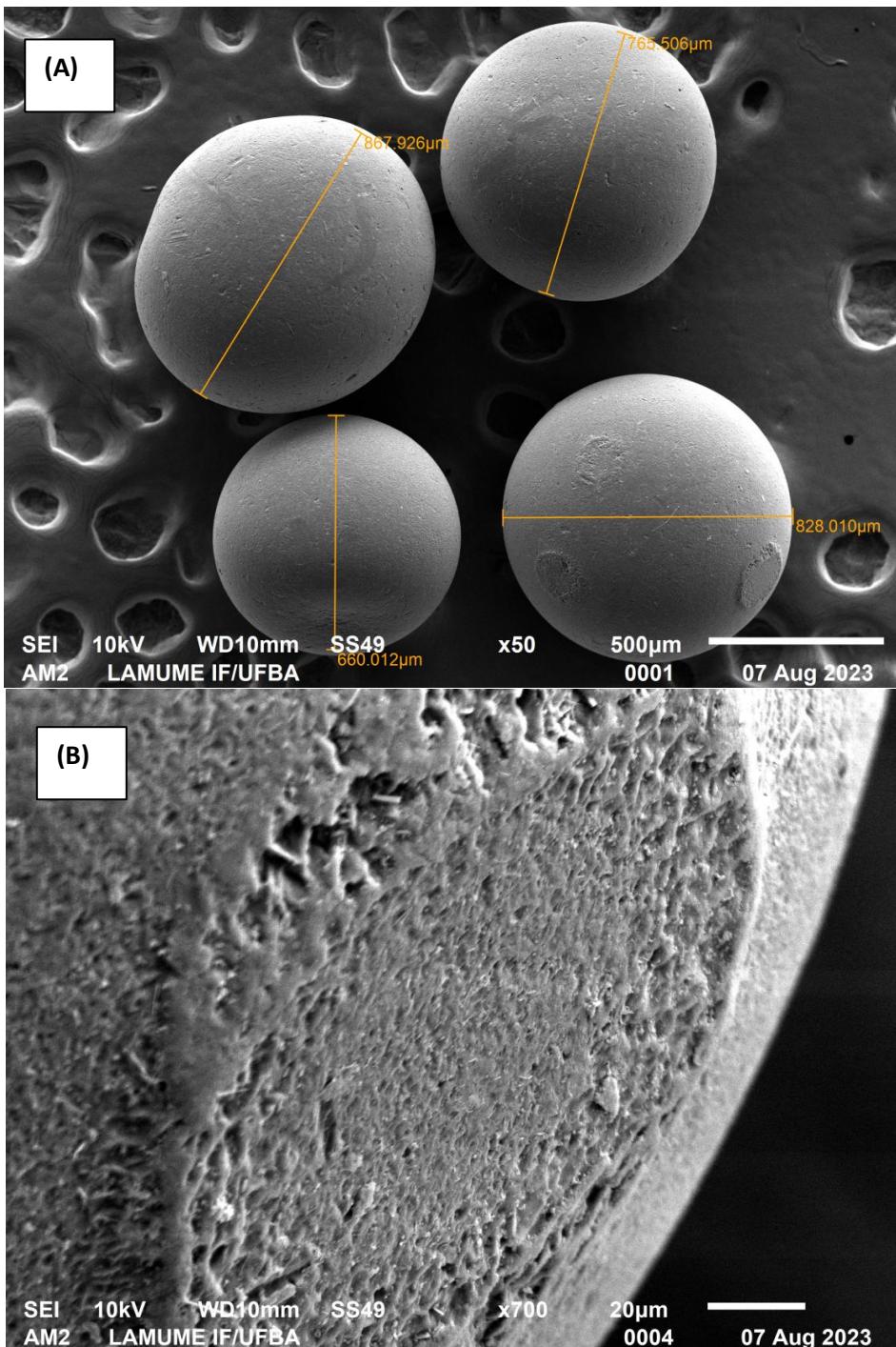
Variável	pH	COT (%)	Areia (%)	Lama (%)	MPs (itens/kg)
pH	1,000	-0,582	0,269	-0,269	-0,414
COT (%)	-0,582	1,000	-0,320	0,320	0,602
Areia (%)	0,269	-0,320	1,000	-1,000	-0,313
Lama (%)	-0,269	0,320	-1,000	1,000	0,313
MPs (itens/kg)	-0,414	0,602	-0,313	0,313	1,000

Tabela 3.S7 - Cargas Fatoriais dos Componentes Ambientais Obtidas por Análise de Componentes Principais com Rotação Varimax

Componente	1	2	Unicidade
Areia (%)	0,982		0,005
Lama (%)	-0,982		0,005
COT (%)		0,862	0,248
pH	0,335	-0,748	0,328
MPs (itens/kg)		0,734	0,452

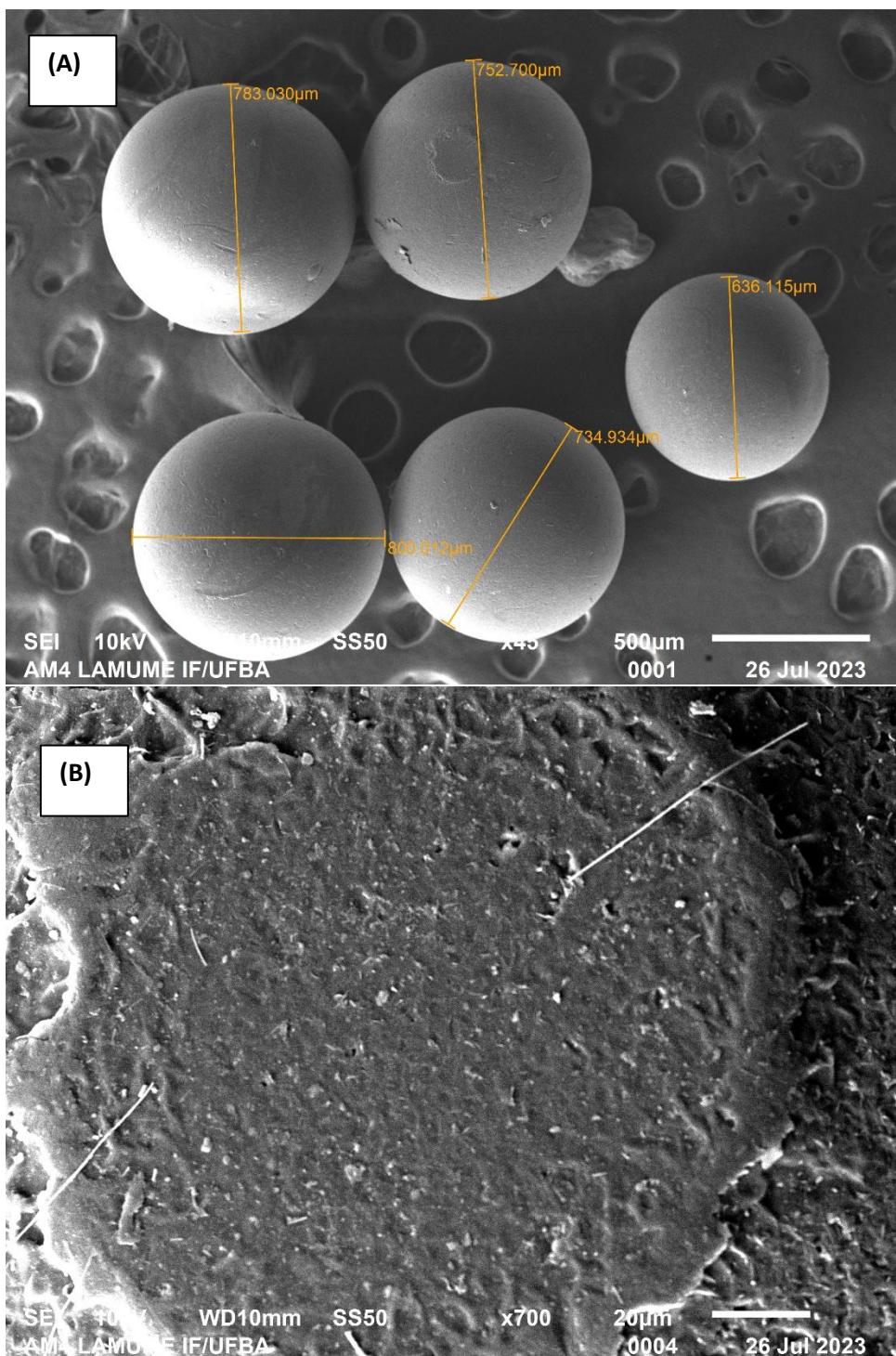
ESTRATÉGIA FOTOCATALÍTICA NA MITIGAÇÃO DA POLUIÇÃO MICROPLÁSTICA EM AMBIENTES DE MANGUEZAIS E DE PRAIA.

Figura 4.S1 - Micrografias MEV de MPs, após fotólise, por 120 h de irradiação, em sedimento de praia, considerando a granulometria: (a) Aumento x50, com diâmetro correspondente; (b) Aumento x100; (c) Aumento x700; (d) Aumento x2000



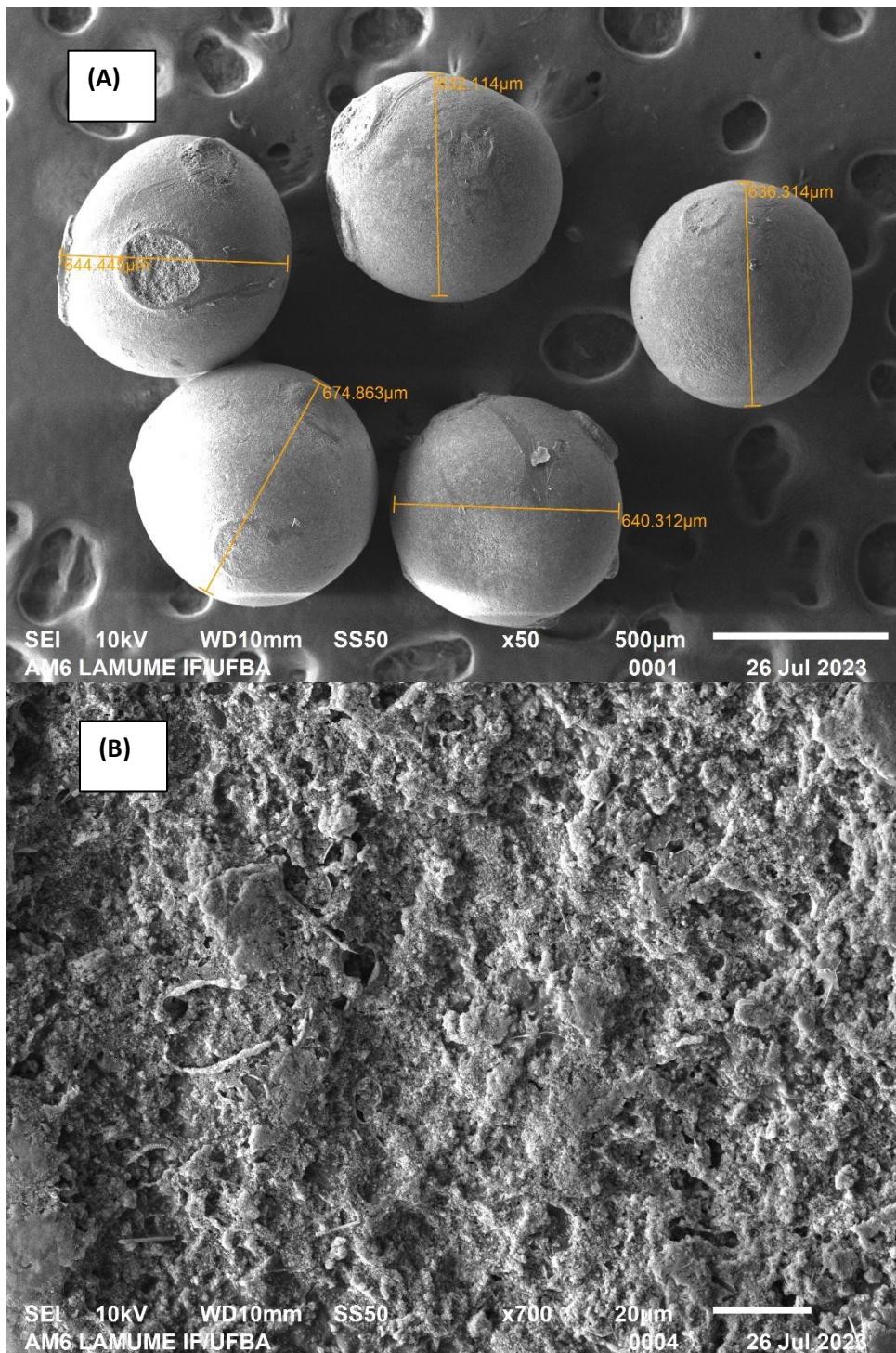
Fonte: A autora (2025). LAMUME-IF/UFBA .

Figura 4.S2 - Micrografias MEV de MPs após fotólise por 120 h de irradiação, em sedimento de praia, considerando conteúdo orgânico. (a) Aumento x50, com diâmetro correspondente; (b) Aumento x100; (c) Aumento x700; (d) Aumento x2000



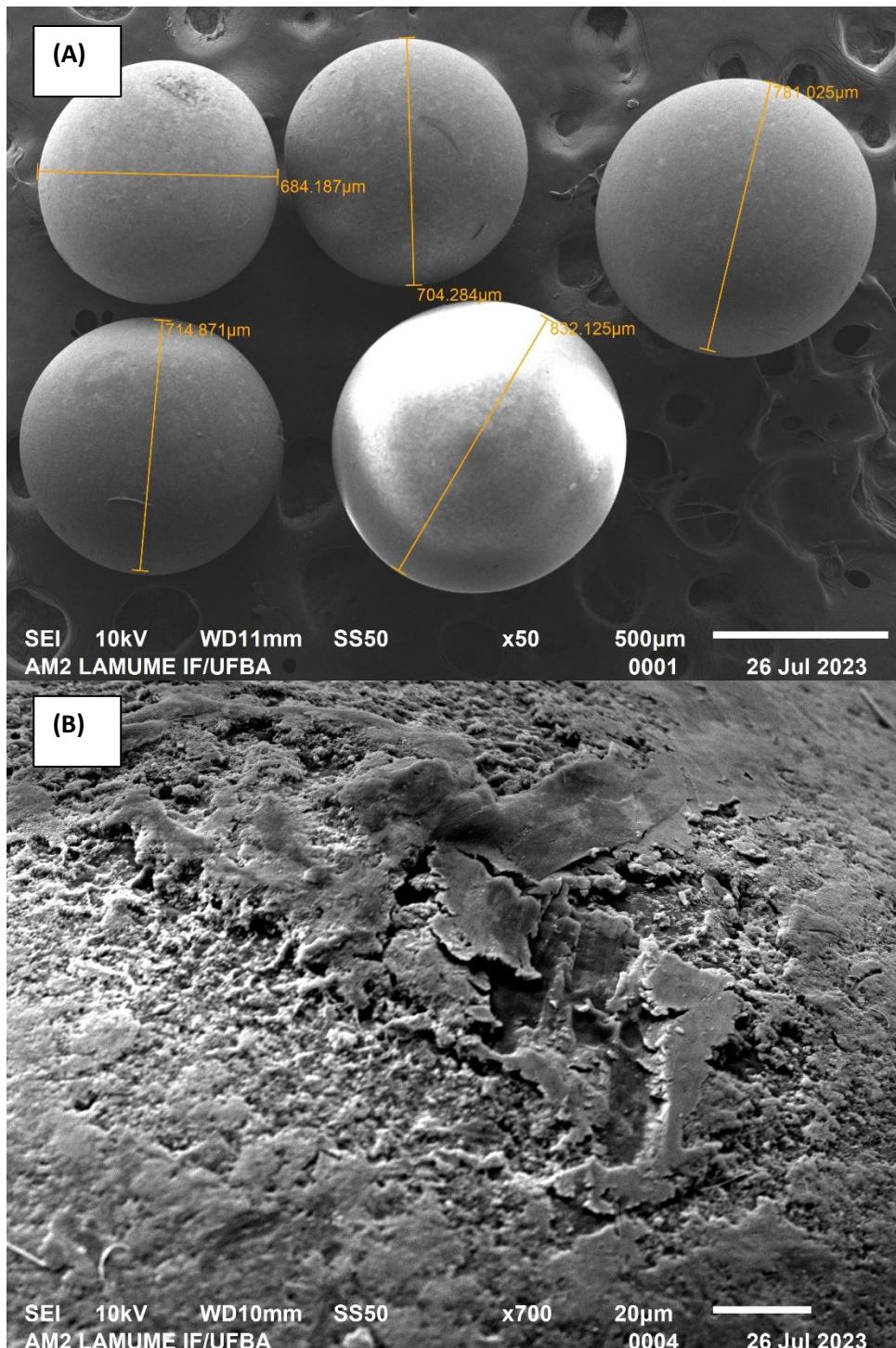
Fonte: A autora (2025). LAMUME-IF/UFBA.

Figura 4.S3 - Micrografias MEV de MPs, após a fotocatálise, por 120 h de irradiação, em sedimento de praia, usando o TiO_2 catalisador, considerando a granulometria: (a) Aumento x50, com diâmetro correspondente das esferas; (b) Aumento x100; (c) Aumento x700; (d) Aumento x2000



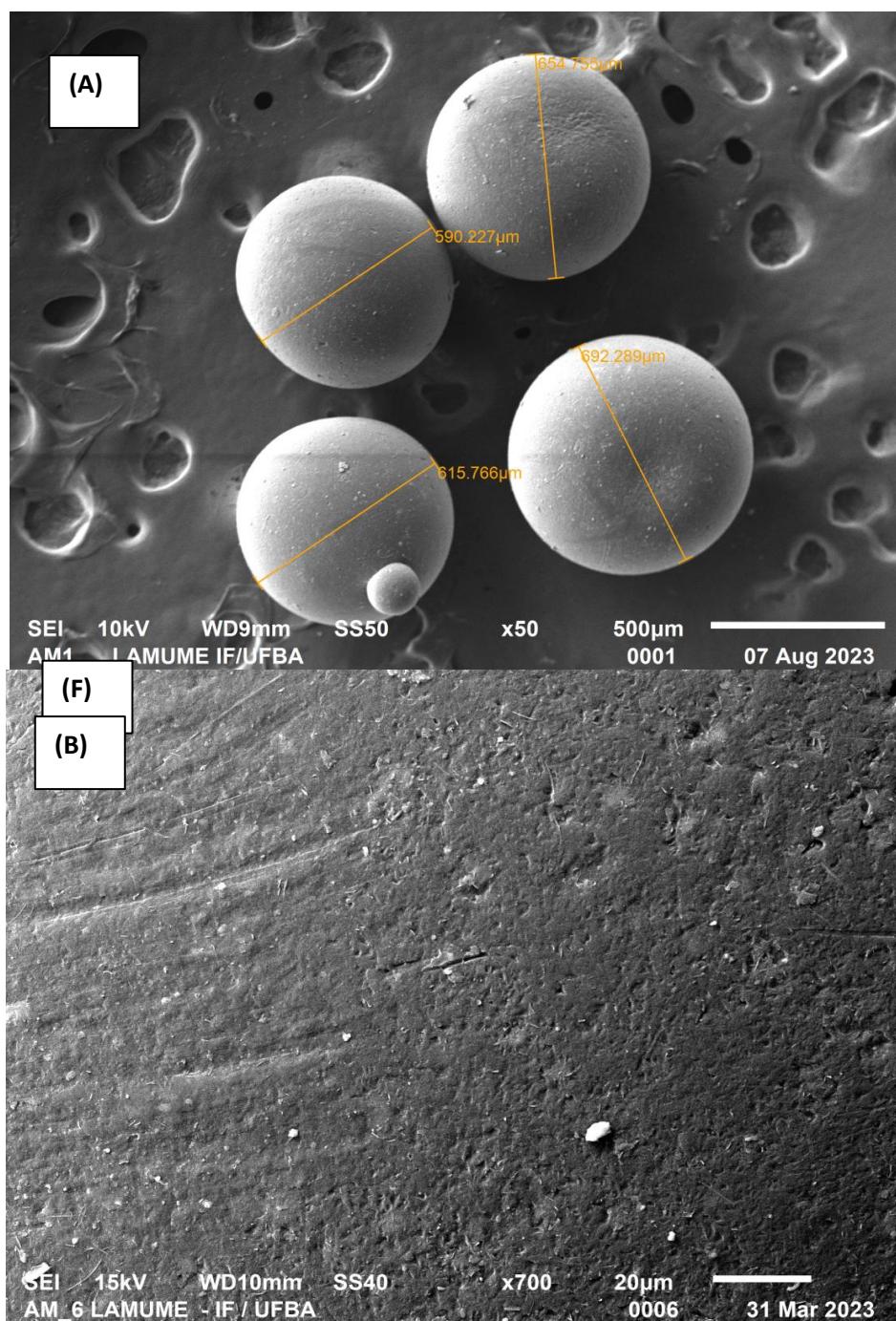
Fonte: A autora (2025). LAMUME-IF/UFBA.

Figura 4.S4. -Micrografias MEV de MPs. após a fotocatálise, por 120 h de irradiação, em sedimento de praia considerando o conteúdo orgânico: a) Conjunto de MPs com aumento x40, com diâmetro correspondente; b) e e) MPs isolado do conjunto (a) com aumento x100; (c) MPs isolado (b) com aumento x700; d) MPs isolado (b) com aumento x2000; f) MPs isolado (e) com aumento x700



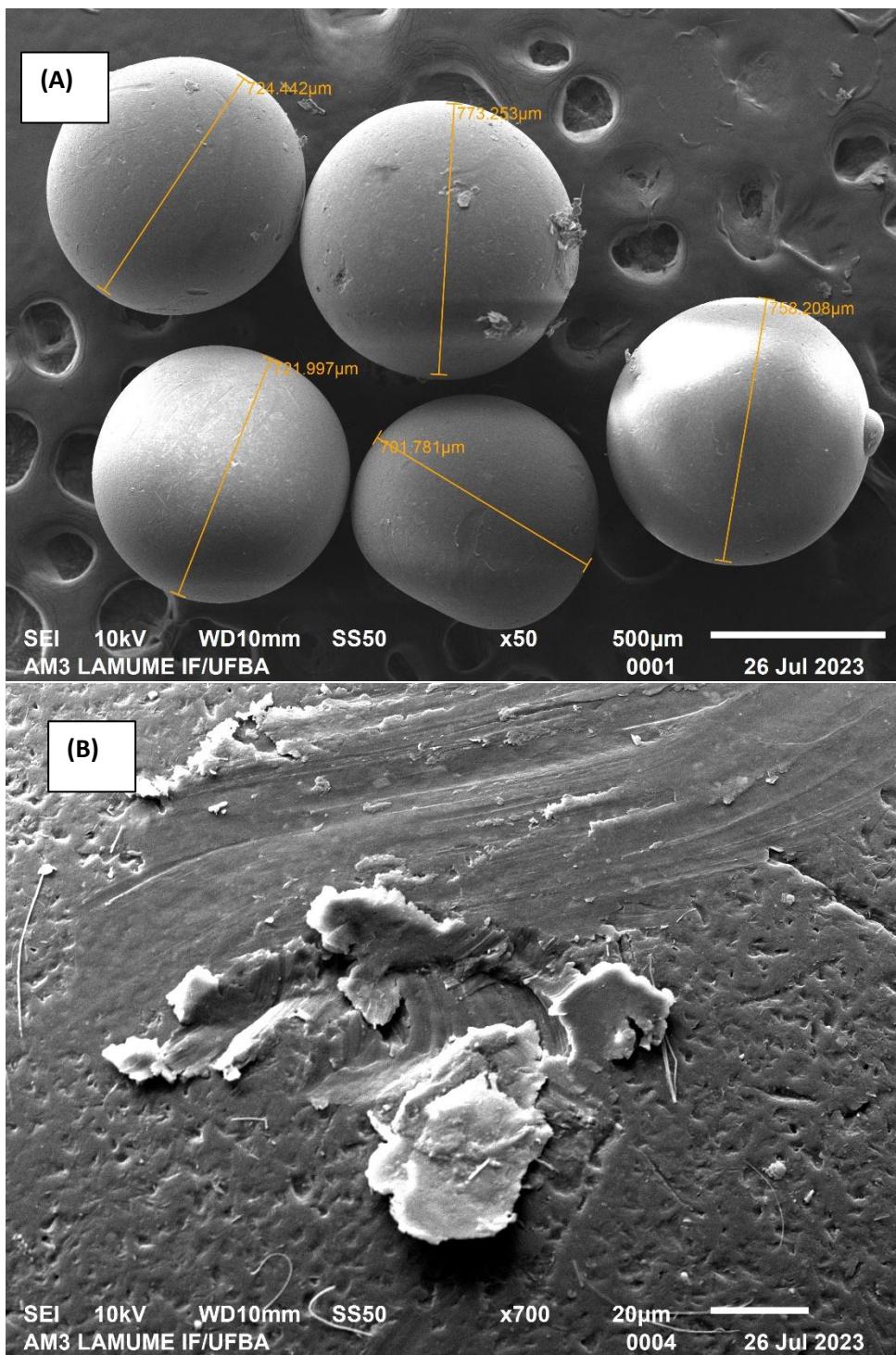
Fonte: A autora (2025). LAMUME-IF/UFBA.

Figura 4.S5 - Micrografias MEV de MPs, após a fotólise, por 120 h de irradiação, em sedimento de manguezal, considerando a granulometria: (a) Aumento x45, com diâmetro correspondente; (b) Aumento x100; (c) Aumento x700; (d) Aumento x2000



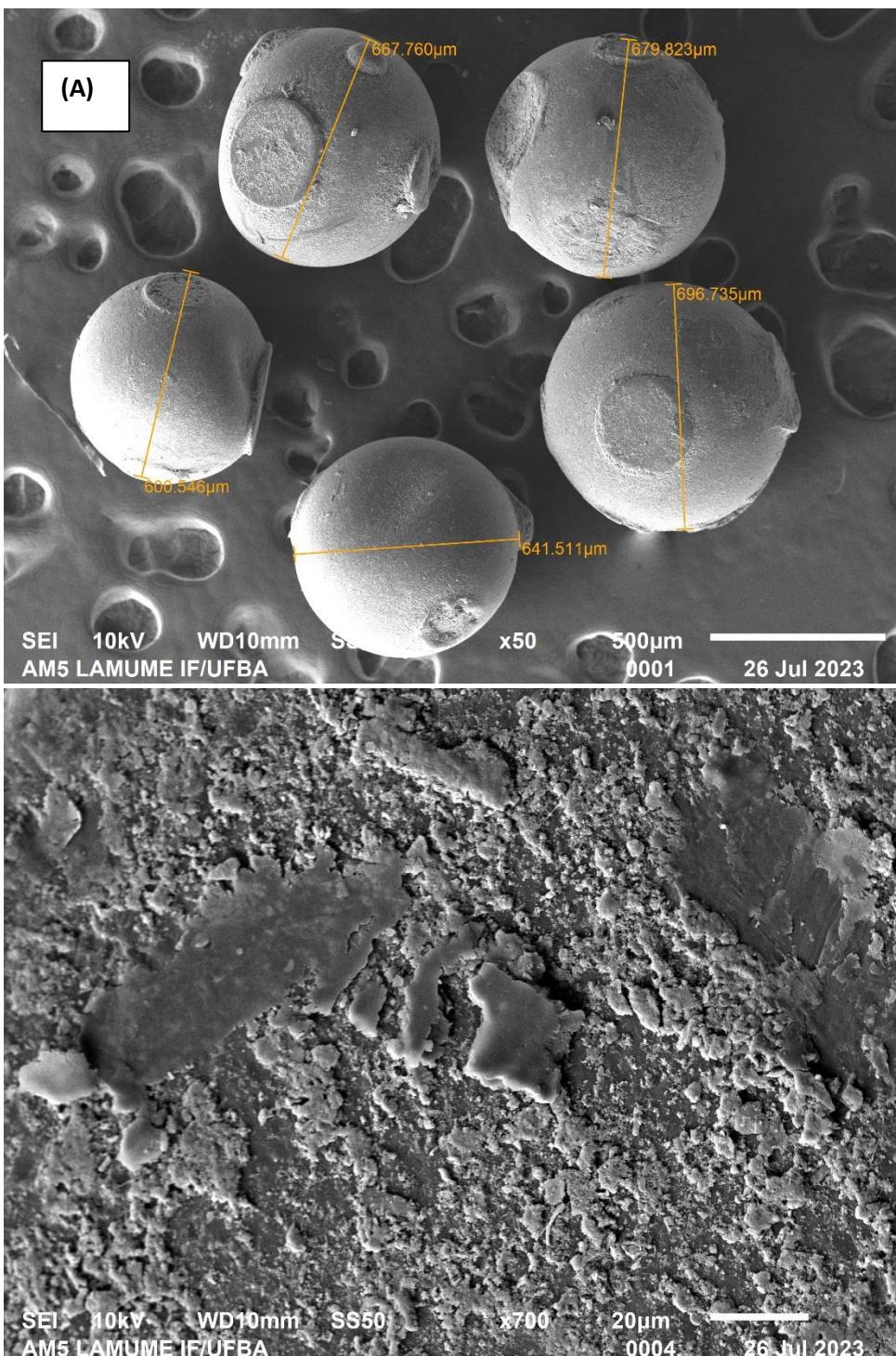
Fonte: A autora (2025). LAMUME-IF/UFBA

Figura 4.S6 - Micrografias MEV de MPs. após fotólise, por 120 h de irradiação, em sedimento de manguezal, considerando o conteúdo orgânico: (a) Aumento x50, com diâmetro correspondente; (b)Aumento x100; (c)Aumento x700; (d) Aumento x2000



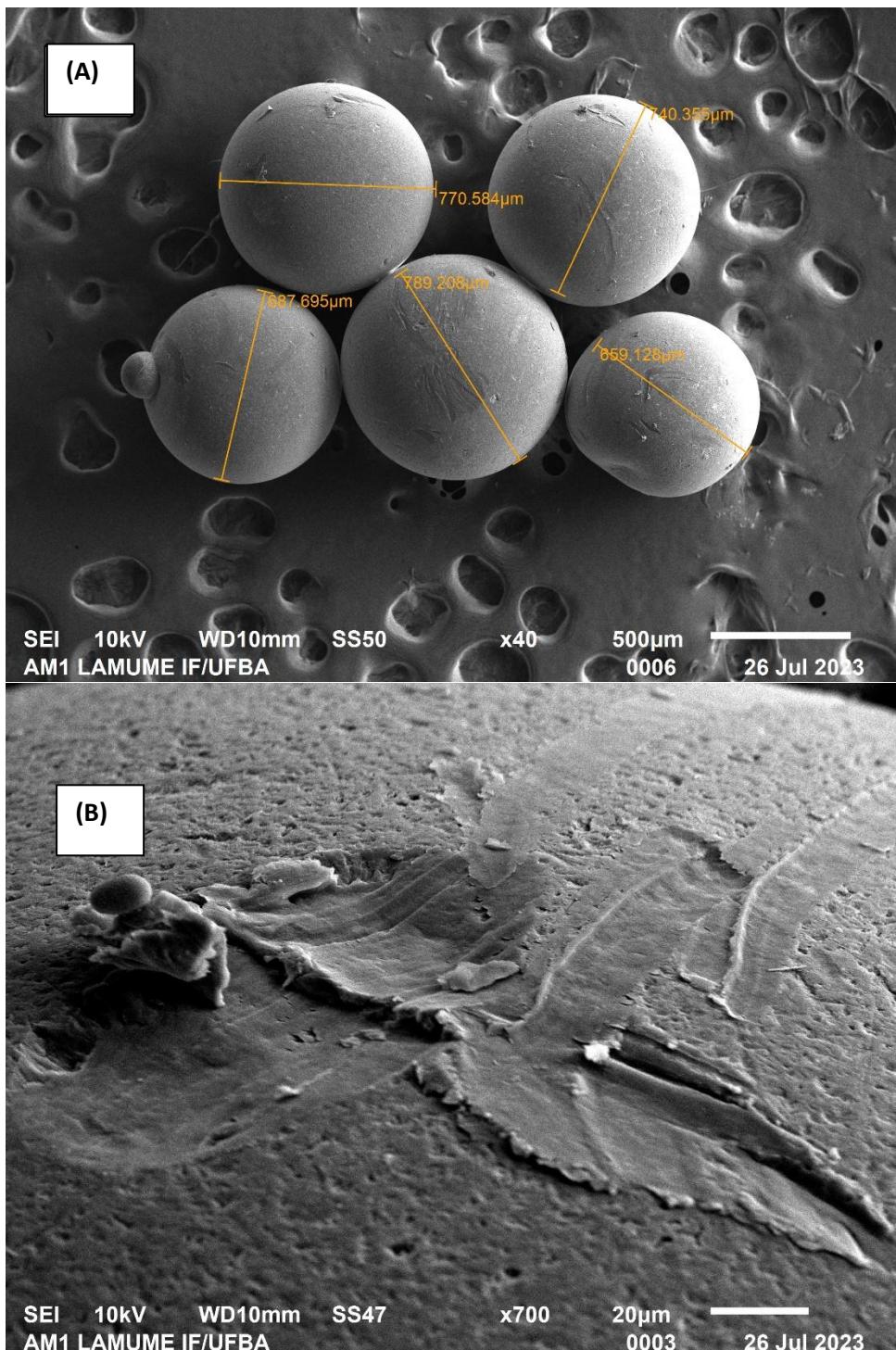
Fonte: A autora (2025). LAMUME-IF/UFBA.

Figura 4.S7 - Micrografias MEV de MPs. após fotocatálise, por 120 h de irradiação, em sedimento de manguezal, considerando a granulometria: (a) Aumento x50, com diâmetro correspondente; (b)Aumento x100; (c)Aumento x700; (d) Aumento x2000



Fonte: A autora (2025). LAMUME-IF/UFBA.

Figura 4.S8 - Micrografias MEV de MP, após a fotocatálise, por 120 h de irradiação, em sedimento de manguezal, considerando o conteúdo orgânico: (a) Aumento x40, com diâmetro correspondente; (b) Aumento x100; (c) Aumento x700; (d) Aumento x2000



Fonte: A autora (2025). LAMUME-IF/UFBA.

Tabela 4.S1 - Composição Elementar determinada pela EDS da superfície dos MPs. após fotólise por 120 h de irradiação, em sedimento de praia, considerando conteúdo orgânico

Element	Line Type	Apparent Concentration	k Ratio	Wt%	Wt% Sigma	Atomic %	Standard Label	Factory Standard	Standard Calibration Date
C	K series	40.32	0.40325	99.32	0.10	99.71	C Vit	Yes	
Al	K series	0.18	0.00132	0.25	0.03	0.11	Al2O3	Yes	
Si	K series	0.30	0.00239	0.41	0.04	0.18	SiO2	Yes	
Cu	L series	0.01	0.00008	0.02	0.09	0.00	Cu	Yes	
Total:				100.00		100.00			

Tabela 4.S2 - Composição Elementar determinada pela EDS da superfície dos MPs, após a fotocatálise, por 120 h de irradiação, em sedimento de praia, usando o TiO2 catalisador, considerando a granulometria

Element	Line Type	Apparent Concentration	k Ratio	Wt%	Wt% Sigma	Atomic %	Standard Label	Factory Standard	Standard Calibration Date
C	K series	17.90	0.17905	61.88	0.26	76.91	C Vit	Yes	
O	K series	6.53	0.02197	17.96	0.22	16.76	SiO2	Yes	
Si	K series	0.15	0.00116	0.23	0.03	0.12	SiO2	Yes	
Ti	K series	9.45	0.09451	19.93	0.22	6.21	Ti	Yes	
Cu	L series	0.00	0.00000	0.00	0.00	0.00	Cu	Yes	
Total:				100.00		100.00			

Tabela 4.S3 - Composição Elementar determinada pela EDS da superfície dos MPs, após a fotocatálise, por 120 h de irradiação, em sedimento de praia , considerando o conteúdo orgânico

Element	Line Type	Apparent Concentration	k Ratio	Wt%	Wt% Sigma	Atomic %	Standard Label	Factory Standard	Standard Calibration Date
C	K series	35.38	0.35377	84.34	0.22	91.19	C Vit	Yes	
O	K series	3.81	0.01283	8.26	0.18	6.70	SiO2	Yes	
Mg	K series	0.10	0.00068	0.12	0.03	0.06	MgO	Yes	
Si	K series	0.29	0.00231	0.35	0.03	0.16	SiO2	Yes	
Ti	K series	4.10	0.04095	6.93	0.16	1.88	Ti	Yes	
Cu	L series	0.00	0.00000	0.00	0.00	0.00	Cu	Yes	
Total:				100.00		100.00			

Tabela 4.S4 -Composição Elementar determinada pela EDS da superfície dos MPs, após fotólise, por 120 h de irradiação, em sedimento de manguezal, considerando o conteúdo orgânico

Element	Line Type	Apparent Concentration	k Ratio	Wt%	Wt% Sigma	Atomic %	Standard Label	Factory Standard	Standard Calibration Date
C	K series	39.87	0.39866	98.98	0.06	99.56	C Vit	Yes	
Al	K series	0.16	0.00117	0.21	0.03	0.10	Al2O3	Yes	
Si	K series	0.60	0.00475	0.81	0.04	0.35	SiO2	Yes	
Cu	L series	0.00	0.00000	0.00	0.00	0.00	Cu	Yes	
Total:				100.00		100.00			

Tabela 4.S5 - Composição Elementar determinada pela EDS da superfície dos MPs após a fotocatálise, com 120 h de irradiação, usando TiO₂ como catalisador, em sedimento de manguezal, considerando a granulometria

Element	Line Type	Apparent Concentration	k Ratio	Wt%	Wt% Sigma	Atomic %	Standard Label	Factory Standard	Standard Calibration Date
C	K series	24.37	0.24370	70.49	0.32	81.16	C Vit	Yes	
O	K series	8.45	0.02842	16.74	0.21	14.47	SiO2	Yes	
Mg	K series	0.19	0.00123	0.23	0.03	0.13	MgO	Yes	
Al	K series	0.94	0.00676	1.14	0.04	0.59	Al2O3	Yes	
Si	K series	1.61	0.01274	1.98	0.05	0.98	SiO2	Yes	
Ti	K series	5.00	0.04998	8.45	0.17	2.44	Ti	Yes	
Fe	K series	0.56	0.00557	0.97	0.31	0.24	Fe	Yes	
Cu	L series	0.00	0.00000	0.00	0.00	0.00	Cu	Yes	
Total:				100.00		100.00			

Tabela 4.S6 - Composição Elementar determinada pela EDS da superfície dos MPs, após a fotocatálise, por 120 h de irradiação, em sedimento de manguezal, considerando o conteúdo orgânico

Element	Line Type	Apparent Concentration	k Ratio	Wt%	Wt% Sigma	Atomic %	Standard Label	Factory Standard	Standard Calibration Date
C	K series	39.24	0.39239	88.31	0.21	92.78	C Vit	Yes	
O	K series	3.69	0.01243	7.31	0.17	5.77	SiO2	Yes	
Mg	K series	0.29	0.00195	0.32	0.03	0.17	MgO	Yes	
Al	K series	0.15	0.00111	0.17	0.03	0.08	Al2O3	Yes	
Si	K series	0.88	0.00698	1.00	0.04	0.45	SiO2	Yes	
Ti	K series	1.82	0.01819	2.89	0.13	0.76	Ti	Yes	
Cu	L series	0.00	0.00000	0.00	0.00	0.00	Cu	Yes	
Total:				100.00		100.00			

Legenda:

Amostra	Condição	Tempo	Ambiente	Meio
AM1	-Controle	-	-	-
AM2	Fotocatálise	120	M	-
AM3	Fotocatálise	120	P	-
AM4	Fotólise	8	M	-
AM5	Fotólise	8	P	-
AM6	Fotólise	120	M	-
AM7	Fotólise	120	P	-
AM8	Fotocatálise	120	M	Orgânico
AM9	Fotocatálise	120	P	Orgânico
AM10	Fotólise	120	M	Orgânico
AM11	Fotólise	120	P	Orgânico

Tabela 4.S7 – Análise Estatística Descritiva e Avaliação da Normalidade (Shapiro-Wilk) das Taxas de Fotodegradação dos Microplásticos

Variável	Méd	Mediana	Desv-pad	Mín	Máx	W	p-valor
TDF-G (%)	1.415	1.376	0.763	0.198	2.564	0.938	0.223
TDL-G (%)	0.486	0.585	0.285	0.000	0.960	0.929	0.149
TDF-MO (%)	1.985	1.771	1.237	0.000	3.936	0.936	0.197
TDL-MO (%)	1.166	0.865	0.873	0.192	3.255	0.847	0.005

Tabela 4.S8 – Análise Estatística Descritiva e Avaliação da Normalidade (Shapiro-Wilk) das Taxas de Fotodegradação dos Microplásticos em Sedimentos de Manguezal e Praia

Variável	Ambiente	Méd	Mediana	Desv-pad	Mín	Máx	W	p-valor
TDF-G (%)	Manguezal	1.691	1.768	0.755	0.588	2.564	0.891	0.174
TDF-G (%)	Praia	1.139	1.079	0.699	0.198	2.180	0.938	0.531
TDL-G (%)	Manguezal	0.410	0.388	0.325	0.000	0.784	0.845	0.050
TDL-G (%)	Praia	0.562	0.587	0.229	0.192	0.960	0.956	0.740
TDF-MO (%)	Manguezal	1.974	1.771	1.078	0.568	3.936	0.959	0.772
TDF-MO (%)	Praia	1.996	1.950	1.437	0.000	3.677	0.876	0.118
TDL-MO (%)	Manguezal	1.730	1.426	0.908	0.754	3.255	0.901	0.226
TDL-MO (%)	Praia	0.602	0.591	0.278	0.192	0.962	0.920	0.358

Tabela 4.S9 – Comparação das Taxas de Fotodegradação dos Microplásticos entre os Ambientes Manguezal e Praia por meio do Teste U de Mann-Whitney

Variável	Teste	Estatística	p-valor
TDF-G (%)	U de Mann-Whitney	29.0	0.123
TDL-G (%)	U de Mann-Whitney	41.0	0.519
TDF-MO (%)	U de Mann-Whitney	49.0	0.970
TDL-MO (%)	U de Mann-Whitney	10.0	0.003

Nota: $H_0: \mu_{\text{manguezal}} \neq \mu_{\text{praia}}$

Tabela 4.S10 – Estatísticas Descritivas das Taxas de Fotodegradação dos Microplásticos nos Sedimentos de Manguezal e Praia

Variável	Grupo	N	Méd	Med	Desv-pad	Erro-padrão
TDF-G (%)	Manguezal	10	1.691	1.768	0.755	0.2390
TDF-G (%)	Praia	10	1.139	1.079	0.699	0.2211
TDL-G (%)	Manguezal	10	0.410	0.388	0.325	0.1030
TDL-G (%)	Praia	10	0.562	0.587	0.229	0.0724
TDF-MO (%)	Manguezal	10	1.974	1.771	1.078	0.3410
TDF-MO (%)	Praia	10	1.996	1.950	1.437	0.4544
TDL-MO (%)	Manguezal	10	1.730	1.426	0.908	0.2870
TDL-MO (%)	Praia	10	0.602	0.591	0.278	0.0880

PLANO DE CONTINUIDADE DO PROJETO

Este anexo apresenta o planejamento estratégico para dar continuidade ao projeto após a conclusão da tese, incluindo cronograma de atividades, parcerias estratégicas e metas a serem alcançadas em três frentes: pós-doutorado, transferência tecnológica e captação de recursos.

1. Cronograma de Atividades (2025–2028)

Período	Atividade	Responsáveis	Produto Esperado
Mai–Dez 2025	Redação e submissão de artigo I (Distribuição de Pesquisador MPs)	principal (PP)	Artigo submetido a periódico A
Jan–Jun 2026	Redação e submissão de artigo II (Interações PP químicas)	coorientadores	e Artigo submetido a periódico B
Jul–Dez 2026	Início de pós-doutorado (UEFS/UFBA)	PP	Projeto de pesquisa aprovado
Jan–Dez 2027	Desenvolvimento de protótipo de remoção de PP e grupo de MPs (lab scale)	engenharia	Relatório e patente provisória
Jan–Jun 2028	Ensaios piloto em manguezais (scale-up)	PP, parceiros locais	Relatório técnico e publicação de caso
Jul–Dez 2028	Consolidação de rede de parcerias e editais	PP	Propostas submetidas a FAPESB/CNPq/etc.

2. Parcerias Estratégicas

- Universidade Estadual de Feira de Santana (UEFS): supervisão de pós-doutorado, infraestrutura laboratorial em Biotecnologia;
- Universidade Federal da Bahia (UFBA): cooperação em análises ambientais avançadas (MEV-EDS, espectroscopia);
- Instituto de Pesquisas da Marinha (IPqM): apoio logístico para testes em campo e protocolos de monitoramento costeiro;
- Prefeitura Municipal de Salvador (Semmar): validação de políticas de gestão de resíduos e realização de mutirões de limpeza;

- Empresa XYZ de Biotecnologia: desenvolvimento conjunto de tecnologias enzimáticas para degradação de MPs;
- ONG Mangue Vivo: engajamento comunitário e divulgação dos resultados.

3. Metas e Indicadores

3.1. Pós-Doutorado

- Meta: conclusão de pós-doutorado em 2028 com produção de 2 artigos de alto impacto e formação de 1 bolsista.
- Indicadores: número de publicações em Q1, apresentações em congressos internacionais, registro de 1 bolsa CAPES/Sandwich.

3.2. Transferência Tecnológica

- Meta: desenvolvimento de um protótipo (TRL 4–5) para extração de MPs de sedimentos e água; depósito de pedido de patente provisória até dez/2027.
- Indicadores: patente provisória registrada, parcerias com setor privado, obtenção de certificado de ID Técnico.

3.3. Captação de Recursos

- Meta: angariar no mínimo R\$ 1.000.000 em editais (FAPESB, CNPq, Finep) entre 2025–2028.
- Indicadores: número de projetos submetidos, escala de aprovação (meta: $\geq 50\%$), valor financeiro aprovado.

4. Monitoramento e Avaliação

- Relatórios semestrais: análise de progresso e ajustes de cronograma.
- Reuniões de governança: comitê gestor trimestral envolvendo orientadores, parceiros e stakeholders.
- Indicadores de Desempenho: cumprimento de marcos, publicação de artigos, avanços tecnológicos e recursos captados.