



FUNDAÇÃO UNIVERSIDADE FEDERAL DA GRANDE DOURADOS
FACULDADE DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLOGIA – FACET
Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental

ROBERTA SORHAIA SAMAYARA SOUSA ROCHA DE FRANÇA

**DESENVOLVIMENTO DE TECNOLOGIA MAGNÉTICA DE BAIXO CUSTO
PARA REMOÇÃO DE MICROPLÁSTICOS USANDO *Luffa Cylindrica***

DOURADOS - MS
2026

FUNDAÇÃO UNIVERSIDADE FEDERAL DA GRANDE DOURADOS
FACULDADE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLOGIA PROGRAMA DE PÓS-
GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL

ROBERTA SORHAIA SAMAYARA SOUSA ROCHA DE FRANÇA

**DESENVOLVIMENTO DE TECNOLOGIA MAGNÉTICA DE BAIXO CUSTO
PARA REMOÇÃO DE MICROPLÁSTICOS USANDO *Luffa Cylindrica***

Tese apresentada ao programa de pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Federal da Grande Dourados – UFGD como requisito para a obtenção do título de Doutor na área de concentração de Tecnologia Ambiental.
Orientadora: Prof^ª. Dr^ª. Rozanna M. Muzzi.
Coorientadora: Prof^ª. Dr^º. Rosangela Maria Ferreira da Costa e Silva

DOURADOS - MS
Agosto de 2026

FICHA CATALOGRÁFICA

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP).



ATA DA DEFESA DE TESE DE DOUTORADO APRESENTADA POR ROBERTA SORHAIA SAMAYARA SOUSA ROCHA DE FRANÇA, DISCENTE DO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL, ÁREA DE CONCENTRAÇÃO "TECNOLOGIA AMBIENTAL".

Aos onze dias do mês de agosto do ano de dois mil e vinte e seis, às quatorze horas, em sessão pública, realizou-se na Universidade Federal da Grande Dourados, a Defesa de Tese de Doutorado intitulada **"DESENVOLVIMENTO DE TECNOLOGIA MAGNÉTICA DE BAIXO CUSTO PARA REMOÇÃO DE MICROPLÁSTICOS USANDO LUFFA CYLINDRICA"**, apresentada pela pessoa doutoranda Roberta Sorhaia Samayara Sousa Rocha de França, do Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, à Banca Examinadora constituída pelos membros: Prof.^a Dr.^a Rozanna Marques Muzzi/UFGD (presidente/orientadora), Prof. Dr. Claudio Rodrigo Nogueira/UFGD (membro titular interno), Prof. Dr.

Heberth Juliano Vieira/UFGD (membro titular interno), Prof.^a Dr.^a Daniele Mignolo dos Santos/UFGD (membro titular externo), Prof. Dr. Ivan Pires de Oliveira/UFGD (membro titular externo). Iniciados os trabalhos, a presidência deu a conhecer à pessoa candidata e aos integrantes da banca as normas a serem observadas na apresentação da Tese. Após a pessoa candidata ter apresentado a sua Tese, os membros da Banca Examinadora fizeram suas arguições. Terminada a Defesa, a Banca Examinadora, em sessão secreta, passou aos trabalhos de julgamento, tendo a pessoa candidata obtido APROVADA.

Nada mais havendo a tratar, lavrou-se a presente ata, que vai assinada pelos membros da Comissão Examinadora.

Dourados/MS, 11 de agosto de 2026.

Documento assinado digitalmente
gov.br ROZANNA MARQUES MUZZI
Data: 12/08/2026 10:02:50-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof.^a Dr.^a Rozanna Marques Muzzi
Presidente/orientadora

Documento assinado digitalmente
gov.br CLAUDIO RODRIGO NOGUEIRA
Data: 14/08/2026 10:21:51-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Claudio Rodrigo Nogueira
Membro Titular Interno

Documento assinado digitalmente
gov.br HEBERTH JULIANO VIEIRA
Data: 17/08/2026 10:01:16-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Heberth Juliano Vieira
Membro Titular Interno

Documento assinado digitalmente
gov.br DANIELE MIGNOLO DOS SANTOS
Data: 17/08/2026 10:14:07-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof.^a Dr.^a Daniele Mignolo dos Santos
Membro Titular Externo

Documento assinado digitalmente
gov.br IVAN PIRES DE OLIVEIRA
Data: 17/08/2026 15:07:29-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Ivan Pires de Oliveira
Membro Titular Externo

**ATA HOMOLOGADA PELA PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO DA UFGD
PROPG/UFGD**

À Yeshua, minha mãe (*in memoriam*) e ao meu amado esposo.

AGRADECIMENTOS

Ao amado da minha alma Yeshua, que me sustentou para concluir a linda missão de produzir ciência. À minha mãe que em toda infância me motivou a criar e pensar em soluções para os problemas. Às minhas irmãs, em especial a Zara e Iranilde que mantiveram o ombro amigo em dias difíceis. A minha amiga Jeniffer Sanches por sempre estar presente mesmo longe.

Agradeço a minha orientadora Prof^ª. Dr^ª. Rozanna Marques Muzzi por toda dedicação e empenho para que este trabalho fosse desenvolvido até mesmo em outros países, pelos ensinamentos, orientação, correções e paciência, que foram essenciais para o êxito desta pesquisa.

Agradeço a minha coorientadora Prof^ª. Dr^ª. Rosangela Maria por me acolher tão bem na jornada da pesquisa, me ensinando que a ciência está para além das paredes do laboratório, por tantos ensinamentos não só para a vida profissional, mas também na jornada na vida. Sou grata ao seu apoio e esforços para o êxito desse trabalho, bem como ao seu esposo Dr. Osmar que juntamente me ajudou e abriu caminhos na fazenda experimental da UFGD.

Agradeço a família que ainda no mestrado sonhou comigo: Maria Aparecida e Tio Guimarães, a vó Cleuza e Isadora Cirele que me acolheram com amor no início da jornada científica.

Agradeço a cada amizade construída no laboratório: Anderson que sempre trocou experiências comigo, Pedro pelo pouco tempo juntos, Telma pelas tardes com trabalho e conversas sobre comida com ensaios musicais, Ingrid dividindo as risadas, Mikale sempre me ensinando um olhar mais sensível, Joyner me lembrando a vida na Colômbia, Giovana sempre me ensinando sobre paciência e química, meu mais sincero obrigada.

Aos professores, colaboradores e colegas da UEMS pelo laboratório, equipamentos e materiais cedidos a pesquisa, em especial a coordenação do curso de química e as técnicas e professores: as técnicas: Sabrina de Avila Pereira e Cássia Canaza Fonseca de Almeida. Professores: Dra. Rosa Maria Faria Asmos, Dra. Leila Cristina Konradt Moraes, Dr. Vinícius de Oliveira Ribeiro, Dra. Claudia Andrea e Dra. Marcelina Ovelar. E ao grande colega e pesquisador Dr. Alessandro Minillo.

Aos professores, colaboradores e colegas da UFGD e demais instituições envolvidas UFMG, UNIFEI, CEFET e IFMS pelo ensino, suporte logístico de equipamentos e materiais – em

especial aos professores e técnicos Daniel de Lima Silva, Rubens Lucas de Freitas Filho , Vinicius Veríssimo de Carvalho, Guilherme Oliveira Siqueira , Guilherme Jorge Brigolini Silva ,Thiago Maturana Ribeiro , Diana Quintão Lima , José Agenor Carvalho Junior, em especial Dra. Angela Leão pelas contribuições pertinentes. Ao Dr. Lucas Pizzuti pelos materiais cedidos e colaboração.

Agradeço aos professores da banca em especial aqueles que já me ajudaram para além desse momento: Professores Dr. Cláudio Nogueira pelo apoio em laboratório, Dr. Herbert Juliano pelo apoio com materiais e Dra. Daniele Mignolo que foi minha professora de química ainda na graduação e professor Dr. Eduardo Arruda. Meu muito obrigada ao professor Ivan Oliveira por aceitar o convite.

A professora Dr. Patricia Hatsue Suegama pela contribuição com o trabalho.

Ao professor Dr. Marcelo Fossa da Paz, que sempre me ajudou em termos de recursos de laboratório e com bons conselhos pra jornada acadêmica, meu muito obrigada.

Aos funcionários da sede da fazenda experimental por todo apoio, em especial ao Maximiliano Kawahata, incluindo os motoristas sempre prestativos.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental (PPGCTA) da Universidade Federal da Grande Dourados (UFGD), pela oportunidade.

A faculdade de engenharia FAEN pelo uso dos laboratórios e apoio dos técnicos.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES), pela bolsa de estudos concedida.

Por fim, sou muito grata a todos aqueles que contribuíram direta ou indiretamente para a conclusão desse trabalho.

“Quanto mais estudo a natureza, mais fico
maravilhado com a obra do Criador.”

- Louis Pasteur

RESUMO

Os microplásticos no ambiente estão a tornar-se onipresentes e sua ampla distribuição em ambientes aquáticos representa uma preocupação ambiental em escala global. Diante da tendência de aumento dessa contaminação, torna-se necessário desenvolver tecnologias de remoção que aliem eficiência e baixo custo. Nesse contexto, a adsorção associada à separação magnética apresenta-se como uma estratégia promissora, por possibilitar simultaneamente a captura dos MPs e a recuperação do adsorvente do meio aquoso. Assim, este trabalho teve como objetivo desenvolver e avaliar um bioadsorvente magnético constituído por frutos de *Luffa cylindrica* (LC), popularmente conhecida como esponja vegetal, modificados com NaOH e associados à magnetita natural micrométrica (MAG), denominado LCMAGNaOH, para a remoção de micropartículas de poliestireno (PS) e tereftalato de polietileno (PET). A síntese foi realizada sem o uso de solventes orgânicos e empregando temperaturas inferiores a 100 °C. O material obtido foi caracterizado por técnicas físico-químicas e morfológicas, incluindo microscopia eletrônica de varredura (MEV), espectroscopia no infravermelho com transformada de Fourier (FTIR) e difração de raios X (DRX), que permitiram avaliar sua morfologia e confirmar a presença da fase de magnetita. O percentual de remoção do LCMAGNaOH foi avaliado utilizando MPs de PS e PET com tamanhos entre 75 e 600 µm, em três matrizes aquosas: água potável, água do mar simulada e água coletada em um lago eutrófico localizado em Dourados, Mato Grosso do Sul, Brasil. Os ensaios foram realizados em curto tempo de contato e sem agitação contínua, e a concentração residual dos MPs foi determinada por espectroscopia na região do ultravioleta-visível (UV-Vis) e gravimetria. Também foram avaliadas a estabilidade da fase magnética, a recuperação do bioadsorvente por separação magnética utilizando ímã de neodímio e sua reutilização ao longo de três ciclos. O LCMAGNaOH apresentou elevada capacidade de remoção em curto tempo de contato, alcançando aproximadamente 82% para PS e 81% para PET em 10 min. A separação magnética permitiu ainda recuperar mais de 90% da massa do material, demonstrando a viabilidade de sua remoção do meio aquoso após o tratamento. Os resultados demonstram que LCMAGNaOH é um bioadsorvente magnético eficiente para a captura de MPs em diferentes matrizes aquosas, constituindo uma estratégia promissora para a remoção de microplásticos em ambientes aquosos.

Palavra-chave: Remediação ambiental, *Luffa cylindrica*, Óxido de ferro, Microplásticos, Magnetita natural.

ABSTRACT

Microplastics in the environment are becoming ubiquitous, and their widespread distribution in aquatic environments poses a global environmental concern. Given the rising trend of this contamination, it is necessary to develop removal technologies that combine efficiency with low cost. In this context, adsorption combined with magnetic separation emerges as a promising strategy, as it enables both the capture of microplastics (MPs) and the recovery of the adsorbent from the aqueous medium. Thus, this study aimed to develop and evaluate a magnetic bioadsorbent—designated LCMAGNaOH—composed of *Luffa cylindrica* (LC) fruit (commonly known as vegetable sponge) modified with NaOH and combined with natural micrometric magnetite (MAG), for the removal of polystyrene (PS) and polyethylene terephthalate (PET) microparticles. Synthesis was carried out without organic solvents and at temperatures below 100 °C. The resulting material was characterized using physicochemical and morphological techniques—including scanning electron microscopy (SEM), Fourier-transform infrared spectroscopy (FTIR), and X-ray diffraction (XRD)—to assess its morphology and confirm the presence of the magnetite phase. The removal efficiency of LCMAGNaOH was evaluated using PS and PET MPs ranging from 75 to 600 µm in size across three aqueous matrices: drinking water, simulated seawater, and water collected from a eutrophic lake in Dourados, Mato Grosso do Sul, Brazil. Tests were conducted with short contact times and without continuous agitation, and residual MP concentrations were determined via ultraviolet-visible (UV-Vis) spectroscopy and gravimetry. Additionally, the stability of the magnetic phase, the recovery of the bioadsorbent via magnetic separation using a neodymium magnet, and its reusability over three cycles were evaluated. LCMAGNaOH demonstrated high removal capacity with a short contact time, achieving approximately 82% for PS and 81% for PET within 10 minutes. Magnetic separation also enabled the recovery of over 90% of the material mass, demonstrating the feasibility of its removal from the aqueous medium after treatment. The results show that LCMAGNaOH is an efficient magnetic bioadsorbent for capturing microplastics in various aqueous matrices, representing a promising strategy for microplastic removal in aquatic environments.

Keywords: Environmental remediation, *Luffa cylindrica*, Iron oxide, Microplastics, Natural magnetite.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Fotooxidação do PET.....	24
Figura 2. Fotodegradação do poliestireno.....	25
Figura 3. Bucha vegetal (<i>Luffa cylindrica</i>) verde, seca e semente.....	29
Figura 4. – Mapa à esquerda – Dourados/MS e à direita – Parque Antenor Martins (Parque do lago) principais pontos de entrada e saída de água no parque incluindo o ponto de coleta de plásticos.....	35
Figura 5. Amostra de adsorventes de LC in natura fixados em uma linha (a), amostra de adsorventes de LC in natura medida do adsorvente utilizando um paquímetro (20 a 23 mm) (b).....	38
Figura 6 - Esquema experimental dos testes de remoção dos MPs utilizando LCIN e LCNaOH em água potável.....	38
Figura 7. Esquema experimental dos testes de remoção dos MPs utilizando LCMAGNaOH, LCMAGHCl e LCMAGIN em água potável	39
Figura 8. Provetas com água real do parque do lago e MPs de poliestireno para experimentos de remoção com LCMAGNaOH no intervalo de 10 min.....	41
Figura 9. Teor de MPs PS e PET residual na solução por gravimetria e espectroscopia para o bioadsorvente LCMAGNaOH nos tempos de 5, 10 e 15 minutos. * Medida realizada em água potável a 25 °C.....	50
Figura 10. – Representação esquemática das estruturas químicas da matriz lignocelulósica e magnetita e das possíveis interações envolvidas na remoção de microplásticos de PS e PET pelo bioadsorvente LCMAGNaOH.....	51
Figura 11. Massa recuperada real de LCMAGNaOH em testes de remoção por gravimetria para MPs de PS e PET..	54
Figura 12. Teor de MPs PS e PET residual na solução por espectroscopia utilizando LCIN e LCMAGNaOH, nos tempos de 5, 10 e 15 minutos. * Medida realizada em água potável a 25 °C.....	58
Figura 13. Teor de MPs PS e PET residual na solução por espectroscopia em LCNaOH e LCMAGNaOH, nos tempos de 5, 10 e 15 minutos. * Medida realizada em água potável a 25 °C.....	60
Figura 14. Teor de MPs de PS e PET residual na solução por espectroscopia no tempo de 10 minutos. * Medidas realizadas em água potável (AGP), água do mar sintética (AGM) e água do parque do lago (AGL) a 25 °C.....	61
Figura 15. Demanda Bioquímica de oxigênio (DBO) da água do lago, através da incubação por um período de 5 dias a 20 °C, com a determinação dos níveis iniciais e finais de oxigênio através do método da Azida modificado.....	62
Figura 16. Curva analítica utilizada para a determinação espectrofotométrica de PET.....	64
Figura 17. Curva analítica utilizada para a determinação espectrofotométrica de PS.....	65
Figuras 18a. e b. Espectros UV-Vis utilizados na determinação espectrofotométrica de PET (a) e PS (b), juntamente com os respectivos solventes.....	65
Figuras 19a e 19b. Absorção de água LCMAGNAOH em função do tempo e taxa de recuperação de massa em função do tempo.....	66
Figura 20. Comparativo teste Tukey entre as 3 matrizes aquáticas (AGP, AGM e AGL) para os microplásticos de PS e PET.....	70
Figuras 21a e 21b – Espectros de FTIR - ATR dos microplásticos de PET e PS.....	71
Figura 22. Micrografias da LC in natura.....	72
Figura 23. Micrografias da <i>Luffa cylindrica</i> tratada com 0,1 mol L ⁻¹ de NaOH.....	73
Figura 24. Micrografia da Magnetita.....	74
Figura 25. Micrografias do bioadsorvente LCMAGNaOH.....	75
Figura 26. Espectros FTIR de: (a) LCIN; (b) LCMAGIN- LC in natura e impregnada com Magnetita; (c) MAG – magnetita natural.....	77

Figura 27. – Espectros FTIR (a) e ampliação da região de 4000-500 cm^{-1} (b) de (a) LCIN; (b) LCMAGHCl LC tratada com HCl e impregnada com Magnetita ; (c) LCMAGNaOH LC tratada com NaOH e impregnada com magnetita.....	77
Figura 28. Isotermas de adsorção-dessorção de nitrogênio a 77 K de LCIN, LCNaOH, MAG e LCMAGNaOH.....	78
Figura 29. Mapeamento elementar por EDX da Magnetita – MAG	80
Figura 30. Mapeamento elementar por EDX de LCNaOH	81
Figura 31. Mapeamento elementar por EDX de LCMAGNaOH	81
Figura 32. – Difratogramas experimentais e teóricos obtidos pelo refinamento de Rietveld das amostras de (a) MAG, (b) LCNaOH e (c) LCMAGNaOH, e (d) Resultado da análise quantitativa de fases para a amostra MAG obtido pelo refinamento de Rietveld.....	83
Figura 33. - Imagem da Luffa cylindrica tratada com NaOH por Microscópio Biológico Binocular Aumento até 1600X alta Definição. Aumento:40X.....	85
Figuras 34a e 34b. TG e DTG de LCNaOH, MAG e LCMAGNaOH.....	86
Figuras 35a e 35b. Potencial zeta das frações (a) LCIN, LCNaOH, LCMAGNaOH e MAG, e (b) frações MPS, em função do pH.	87
Figura 36. - Câmara de Neubauer com MPs de PET.....	88
Figuras 37a e b. – Microplásticos de PET adsorvidos na superfície do bioadsorvente LCMAGNaOH em testes em AGP observados por microscopia óptica. As barras amarelas indicam as dimensões das partículas selecionadas, variando de aproximadamente 149,1 a 333,2 μm (33b).....	88
Figuras 38a b e c. – Microplásticos de PS adsorvidos na superfície do bioadsorvente em testes em AGM observados por microscopia óptica. As barras amarelas indicam as dimensões das partículas selecionadas, variando de aproximadamente 74,8 a 346,1 μm (34c).....	88

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. – Um comparativo dos insumos que geram custos	55
Tabela 2. – Comparação de rota de síntese e energética de LCMAGNaOH com adsorventes da literatura.....	56
Tabela 3. - Tempo de queda, de flutuação e deslocamento máximo na proveta das amostras de LCIN, LCNaOH e LCMAGNaOH	68
Tabela 4. - Resultados ANOVA 2 fatores para a taxa de remoção de microplásticos de PET PS nas 3 diferentes matrizes aquáticas (AGP, AGM e AGL)	69
Tabela 5.- Área superficial específica BET, diâmetro médio dos poros e volume total de poros de LCIN, LCNaOH, MAG e LCMAG NaOH.....	79
Tabela 6.- Composição elementar das amostras (% m/m) MAG, LCNaOH e LCMAGNaOH por fluorescência de raios X.....	80
Tabela 7. - Resultado da análise de ICP – OES para <i>Luffa cylindrica</i> tratada com NaOH conforme metodologia do tópico 4.4.2.....	85

LISTA DE SÍMBOLOS E ABREVIATURAS

MPs – Microplásticos

ANOVA – Análise de variância

PP – polipropileno

PEBD – polietileno de baixa densidade

PEAD – polietileno de alta densidade

PVC – policloreto de vinila

PET - tereftalato de polietileno

PS – poliestireno

LC – *Luffa Cylindrica*

LCIN- *Luffa Cylindrica* in natura

LCNaOH – LC tratada com NaOH

LCHCl – LC tratada com HCl

LCMAGNaOH – LC tratada com NaOH impregnada com magnetita

LCMAGHCl - LC tratada com HCl impregnada com magnetita

LCMAGIN - LC in natura impregnada com magnetita

UV – VIS – Ultravioleta Visível

FTIR – Espectroscopia no infravermelho por transformada de Fourier

ABREMA - Associação Brasileira de Resíduos e Meio Ambiente

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária

ONU – Organizações das Nações Unidas

ADIRPLAST – Associação Brasileira dos Distribuidores de Resinas Plásticas e Afins

SUMÁRIO

SUMÁRIO.....	15
1. INTRODUÇÃO.....	17
2.1 OBJETIVO GERAL.....	20
2.1 Objetivo geral.....	20
2.2 Objetivos específicos.....	20
3.0 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	21
3.1 Principais tipos de plásticos.....	21
3.2 Degradação dos plásticos	22
3.3 Microplásticos em lagos.....	25
3.4 Técnicas de remoção dos microplásticos.....	27
3.5 Bioadsorventes.....	28
3.5.1 <i>Luffa cylindrica</i>	29
3.5.2 <i>Luffa cylindrica</i> como adsorvente.....	31
3.6 Materiais magnéticos na remoção de MPs.....	32
4.0 MATERIAL E MÉTODOS.....	35
4.1 Coleta e preparo das amostras de microplásticos simulados.....	35
4.2 Caracterização das amostras de microplásticos.....	36
4.3 Coleta e preparo das amostras de <i>LC</i>	36
4.4 Produção dos bioadsorventes magnéticos.....	36
4.4.1 Tratamento da <i>LC</i> com ácido e base.....	36
4.4.2 Preparo dos bioadsorventes magnéticos com <i>LCIN</i> , <i>LCHCl</i> e <i>LCNaOH</i>	37
4.4.3 Testes de remoção dos MPs com <i>LCIN</i> e <i>LCNaOH</i> em água potável	37
4.4.4 Testes de remoção dos microplásticos com <i>LCMAGIN</i> , <i>LCMAGNaOH</i> , <i>LCMAGHCl</i>	39
4.4.5 Testes de remoção de MPs (<i>PS</i> e <i>PET</i>) por <i>LCMAGNaOH</i> em água do mar sintética (<i>AGM</i>) ou água do lago do parque (<i>AGL</i>).....	40
4.4.6 Análise de espectroscopia na região do UV – Vis para o microplástico <i>PET</i> e <i>PS</i>	41
4.4.7 Teste de reutilização.....	42
4.4.8 Testes físico-químicos dos adsorventes e bioadsorventes magnéticos.....	42
4.4.9 Testes de sedimentação dos adsorventes e bioadsorvente magnético na coluna de água.....	42
4.4.10 Teste de absorção da água do bioadsorvente magnético.....	43
4.5 Caracterização das amostras.....	44
4.5.1 Microscopia Eletrônica de Varredura (<i>MEV</i>) e Espectroscopia por Energia Dispersiva de Raios X (<i>EDS</i>).....	44
4.5.2 Espectroscopia no Infravermelho por Transformada de Fourier (<i>FTIR</i>).....	44
4.5.3 Área Superficial Específica e Distribuição do Tamanho de Poros (<i>BET</i> / <i>BJH</i>).....	44
4.5.4 Fluorescência de Raios X (<i>FRX</i>).....	44
4.5.5 Difração de Raios X (<i>DRX</i>) e Refinamento Estrutural.....	44

4.5.6 Espectrometria de Emissão Óptica por Plasma Acoplado Indutivamente - ICP-OES da amostra LCNaOH.....	45
4.5.7 Análise Termogravimétrica (TGA/DTG).....	45
4.5.8 Potencial Zeta.....	45
4.5.9 Microscopia dos MPs de PS e PET após remoção por LCMAGNaOH.....	46
5.0 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	46
5.1 Resultado dos testes de remoção de MPs com bioadsorventes magnéticos.....	46
5.1.1 Avaliação preliminar da recuperação magnética dos bioadsorventes.....	46
5.1.2 Resultado dos testes de remoção de PS e PET com LCMAGNaOH, em água potável.....	48
5.1.3 Resultado dos testes de remoção dos MPs com LCIN e LCNaOH em água potável.....	57
5.1.4 Resultado dos testes de remoção dos MPs com LCMAGNaOH em água do mar sintética (AGM) e água do lago (AGL).....	60
5.2 Determinação espectrofotométrica dos MPs de PET e PS.....	63
5.3 Reutilização do bioadsorvente LCMAGNaOH.....	65
5.4 Resultados dos testes físico-químicos.....	65
5.4.1 Resultados do teste de absorção de água de LCMAGNaOH.....	65
5.4.2 Resultados dos testes de deslocamento relativo (%) dos adsorventes e bioadsorvente magnético na coluna de água.....	67
5.5 Análise Estatística – Desempenho de LCMAGNaOH para PET e PS nas diferentes matrizes aquáticas.....	68
5.6 Caracterização dos MPs.....	70
5.6.1 Espectroscopia de infravermelho por transformada de Fourier - FTIR das amostras de MPs.....	70
5.7 Caracterização das amostras adsorventes.....	71
5.7.1 Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV) da LC, LCNaOH e LCMAGNaOH e Magnetita.....	71
5.7.2 Espectroscopia de infravermelho por transformada de Fourier - FTIR das amostras LCIN, MAG e LCMAGIN, LCMAGHCl, LCMAGNaOH.....	74
5.7.3 Análise de BET (Brunauer-Emmett-Teller).....	77
5.7.4 Análise de fluorescência de raios X.....	78
5.7.5 Difração de raio X das amostras de MAG, LCNaOH e LCMAGNaOH.....	81
5.7.6 Espectrometria de Emissão Óptica por Plasma Acoplado Indutivamente - ICP-OES da amostra LCNaOH.....	83
5.7.7 Termogravimetria da LCNaOH, MAG e LCMAGNaOH.....	84
5.7.8 Potencial Zeta das amostras de LCIN, LCNaOH, LCMAGNaOH, MAG, PS e PET.....	85
5.7.9 Microscopia dos MPs de PS e PET após remoção por LCMAGNaOH.....	86
6.0 CONCLUSÃO.....	89
7.0 REFERÊNCIAS.....	90
7.1 Referências de preços da Tabela 1.....	112
8.0 Apêndice – Tabela de polímeros.....	115
9.0 Anexo 1 - Certificado de aceite de artigo científico para publicação na revista Magnetochemistry.....	118

1. INTRODUÇÃO

A poluição da água por microplásticos (MPs) é um problema global que ameaça não apenas a saúde humana, mas toda a biosfera (Mishra, 2023). Estudos indicam que esses poluentes afetam os ecossistemas por meio da contaminação da água, do solo e do ar e impactam a saúde humana pela inalação de partículas transportadas pelo ar ou pelo consumo de água e alimentos contaminados (Kinigopoulou et al., 2022). Os MPs são definidos como partículas plásticas de 0,0001 a 5 mm (Desforges et al., 2014) e podem se originar tanto da fragmentação de plásticos maiores quanto de produtos de uso cotidiano, como cosméticos (Napper et al., 2015) e fibras têxteis (Mathalon et al., 2014).

Esses contaminantes emergentes atuam ainda como vetores de toxinas (Kinigopoulou et al., 2022) e, desde 2004, despertam crescente interesse da comunidade científica e de órgãos internacionais, como a Organização das Nações Unidas (Thompson et al., 2004). Nesse contexto, uma das metas do Objetivo 6 da Agenda 2030 é melhorar a qualidade da água por meio da redução da poluição, da eliminação de descargas e da minimização da emissão de produtos químicos e materiais perigosos, ampliando a reutilização segura em escala global (Agenda 2030, 2026).

Em países da Ásia, América Latina e África, a poluição por plásticos é mais evidente devido aos serviços de coleta inadequados e à capacidade limitada dos aterros sanitários (Macleod et al., 2021; Pathak et al., 2023). No Brasil, a ausência de regulamentação específica é agravada pela ineficiência na gestão de resíduos. O país gera anualmente entre 12 e 14 milhões de toneladas de resíduos plásticos, predominantemente polímeros de uso único, com taxa de reciclagem em torno de 8%. E mais de 60% das embalagens produzidas não possuem rastreamento adequado de seu destino final, favorecendo o descarte irregular. Apesar desse cenário, ainda não há padrões legislativos nacionais para concentração de MPs em águas potáveis ou residuárias, e as empresas de saneamento não realizam monitoramento de MPs na água destinada ao consumo humano (Pincelli et al., 2021; Sodré et al., 2023; Abrema, 2025).

A capacidade de reter e quantificar MPs em sistemas de tratamento de água varia globalmente, refletindo desigualdades no acesso a tecnologias de monitoramento e tratamento. Países desenvolvidos, como os europeus, apresentam maior eficiência na remoção de MPs em estações de tratamento de águas residuais, com taxas de remoção entre 72% e 99% (Haldar et al., 2025; Iyare et al., 2020). Em contraste, países em desenvolvimento enfrentam limitações metodológicas,

financeiras e de infraestrutura, resultando em eficiências de remoção entre 15% e 79% (Sri et al., 2025; Cristaldi et al., 2020).

Em sistemas convencionais de tratamento de água potável, os MPs não são completamente removidos: fibras com diâmetro em torno de 10 μm , por exemplo, não são eficientemente retidas (Carrington et al., 2017). De forma semelhante, em estações de tratamento de águas residuárias, MPs com tamanho inferior a 100 μm não são separados de maneira eficaz (Krishnan et al., 2023).

Diversos métodos físicos, químicos e biológicos, como filtração, flotação, oxidação e biodegradação, vêm sendo testados para remoção de MPs. Contudo, esses processos enfrentam limitações relacionadas ao custo, ao consumo de energia, à geração de subprodutos e à baixa eficiência para partículas muito pequenas ($< 20 \mu\text{m}$) (Li et al., 2024a; Aragón et al., 2025). Nesse cenário, a adsorção emerge como uma rota promissora (Anil et al., 2020).

A técnica de adsorção já é amplamente empregada na remoção de contaminantes em estações de tratamento de água (ETAs) no Brasil e no mundo, principalmente como etapa complementar aos métodos convencionais (coagulação, floculação, sedimentação, filtração e desinfecção), visando remover compostos não totalmente eliminados por esses processos (Sanepar, 2023; Da Costa et al., 2019; Sales et al., 2019; Dotto; McKay, 2020; Grégorio et al., 2019), em grande parte devido ao seu baixo custo (Liu et al., 2020).

Entre as abordagens baseadas em adsorção, adsorventes magnéticos têm se destacado como alternativa promissora para a remoção de MPs. Adsorventes magnéticos podem ser obtidos a partir de fontes naturais ou pela síntese de precursores de óxidos de ferro, como Fe_3O_4 e $\text{Fe}_3\text{O}_4/\text{Fe}_2\text{O}_3$ (Heo et al., 2022; Tang et al., 2021; Shi et al., 2022). A magnetita (Fe_3O_4) nano ou microestruturada, frequentemente funcionalizada com silanos ou surfactantes, apresenta eficiências de remoção superiores a 90% para polímeros como poliestireno (PS) e polietileno tereftalato (PET) (Heo et al., 2022; Li et al., 2024b; Srichonphaisarn et al., 2025; Li et al., 2023b).

Apesar da alta eficiência, muitos desses adsorventes magnéticos são baseados em nanomateriais sintéticos de alto custo, com rotas de síntese complexas, escalabilidade limitada (frequentemente restrita a ensaios laboratoriais) e regeneração energeticamente intensiva, geralmente exigindo pirólise a 400–600 $^{\circ}\text{C}$ (Srichonphaisarn et al., 2025; Aragón et al., 2025; Wu et al., 2023).

Esse cenário tem impulsionado o desenvolvimento de bioadsorventes magnéticos, em que resíduos lignocelulósicos são magnetizados (Choudhry, et al., 2021; Enyoh et al., 2025; Wang et al., 2021). Biochars e biocompósitos magnéticos derivados de resíduos agrícolas têm removido

MPs com eficiências > 90% (Li et al., 2023a; Wang et al., 2021), configurando uma alternativa de baixo custo para países em desenvolvimento.

Embora haja avanços em bioadsorventes magnéticos para MPs, persiste uma lacuna no aproveitamento integral de matrizes vegetais porosas (Mulindwa et al., 2024). Estruturas de origem vegetal, como fibras ou esponjas, como a *Luffa cylindrica* (LC), oferecem elevada porosidade, ampla disponibilidade e facilidade de funcionalização superficial, características desejáveis para o desenvolvimento de compósitos magnéticos super-hidrofóbicos, recicláveis e de baixo custo (Sharma et al., 2022; Choudhry et al., 2021).

Diante da necessidade de estratégias sustentáveis e economicamente viáveis para a remediação de ambientes aquáticos contaminados por MPs, neste trabalho foram preparados adsorventes magnéticos de baixo custo, obtidos a partir da biomassa lignocelulósica de LC, e testados em diferentes matrizes aquosas por meio do mecanismo de adsorção.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Desenvolver adsorvente magnético e sustentável a partir do fruto da LC, visando a remoção de MPs de PET e PS de diferentes matrizes aquáticas.

2.2 Objetivos específicos

- a) Caracterizar a LC e MPs
- b) Avaliar capacidade de adsorção da esponja vegetal LC por tratamento em meio básico
- c) Estudar a adsorção de 2 tipos de MPs (PET e PS) nas esponjas *in natura*, tratadas e impregnadas com magnetita
- d) Comparar a eficiência do bioadsorvente magnético em diferentes condições: água potável, água do mar sintética e água real do lago.
- e) Estudar a taxa de reutilização do bioadsorvente

3.0 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Principais tipos de plásticos

Os plásticos apresentam propriedades únicas, como ampla faixa de resistência térmica, elevada resistência química e à radiação luminosa, além de alta resistência mecânica e tenacidade. Essa combinação de características, associada ao baixo custo de produção, impulsionou o aumento contínuo da demanda global anual por plásticos (Andrady; Neal, 2009).

Os polímeros de maior demanda industrial incluem o **tereftalato de polietileno (PET)**, caracterizado pela leveza e resistência mecânica; o **polietileno de alta densidade (PEAD)**, que apresenta elevada rigidez e baixa permeabilidade à umidade; e o **cloreto de polivinila (PVC)**, notório por sua durabilidade e inércia química. Adicionalmente, destacam-se o **polietileno de baixa densidade (PEBD)**, devido à sua flexibilidade e transparência (usado em embalagens plásticas); o **polipropileno (PP)**, por sua estabilidade térmica e resistência à fadiga; e o **poliestireno (PS)**, amplamente aplicado por seu potencial isolante e rigidez (Crawford; Quinn, 2016).

Esses polímeros estão entre os mais produzidos mundialmente e são frequentemente aplicados em produtos de curto ciclo de vida, como embalagens, o que contribui para sua predominante onipresença em resíduos plásticos e microplásticos ambientais, especialmente em ambientes aquáticos continentais (Erni-Cassola et al., 2019). Essa ampla distribuição também foi observada na área investigada. O Apêndice/anexo apresenta uma tabela com a estrutura química, simbologia da indústria, meia vida estimada no ambiente, biodegradabilidade, temperaturas de degradação, fusão e ebulição, bem como a densidade de cada um desses polímeros.

Para a produção dos microplásticos simulados e realização dos testes de remoção, foram selecionados PET e PS, por serem os polímeros de maior abundância nas amostras ambientais. Em 2024, o volume de resina PET virgem produzido no Brasil foi da ordem de 801.000 toneladas, representando crescimento de 11,25% em relação ao ano anterior (Plásticos em Revista, 2025).

De forma semelhante, o mercado brasileiro de PS vem apresentando crescimento expressivo: o volume comercializado pelos associados da entidade ADIRPLAST (Associação Brasileira dos Distribuidores de Resinas Plásticas e Afins) aumentou de 45.701 toneladas, em 2021, para 57.030 toneladas, em 2023 (Adirplast, 2024). Esses dados reforçam a relevância de PET e PS como polímeros modelo na avaliação da geração de microplásticos e de estratégias de remoção em sistemas aquáticos.

3.2 Degradação dos plásticos

Os plásticos podem permanecer no meio ambiente de um ano a milhares de anos, dependendo do tipo e tamanho do polímero (Chamas et al., 2020). Durante esse período, a ação contínua de fatores físicos, químicos e biológicos promove sua degradação e fragmentação progressiva, originando partículas de tamanho mesoplástico (aproximadamente 5–20 mm), microplásticos grandes (aproximadamente 1–5 mm), microplásticos pequenos (aproximadamente 20–999 μm) e nanoplásticos ($<1 \mu\text{m}$) (Ter Halle et al., 2016; Poulain et al., 2018; Ter Halle et al., 2017).

Entre os mecanismos que envolvem a degradação dos plásticos quando expostos a ambientes externos, frequentemente os processos bióticos e abióticos interagem. Enquanto nos processos bióticos ocorre a participação de organismos vivos, nos processos abióticos não ocorre. Dessa forma a degradação pode ser resultante de fotodegradação, degradação térmica, dentre outros, que os transformam em moléculas menores que podem ser decompostas ou mineralizadas por microrganismos posteriormente (Crawford; Quinn, 2016).

A degradação mecânica corresponde à fragmentação do plástico em partes menores em razão de estresses físicos, como abrasão e impacto (Browne et al., 2007). As propriedades mecânicas de cada polímero determinam sua resposta a esses esforços (Crawford; Quinn, 2016). Em ambientes aquáticos, destacam-se como estressores a ação das ondas e das partículas de sedimento em suspensão, especialmente em águas lênticas, como lagos e reservatórios, onde esses contaminantes tendem a se acumular (Hurley et al., 2020; Cooper; Corcoran, 2010). Danos físicos na superfície, como rachaduras e arranhões, aumentam a área exposta e favorecem a ação subsequente de processos químicos e biológicos (Mai et al., 2024; Browne et al., 2007; Raquez et al., 2011).

Degradação térmica é um termo geral para uma variedade de mecanismos de degradação que ocorrem quando os polímeros são aquecidos a altas temperaturas (Browne et al., 2007; Król-morkisz; Pielichowska, 2019). Isso pode ocorrer com os plásticos quando eles são aquecidos acima das temperaturas ambiente do ar circundante (Pegram; Andrady, 1989) e durante o processamento, onde altas temperaturas são necessárias para atingir as propriedades de fluxo desejadas para a

moldagem do polímero (White; Turnbull, 1994). Mecanicamente, a degradação térmica é semelhante à fotodegradação, pois ambos são processos oxidativos.

De forma mais ampla, a degradação química de polímeros envolve alterações na estrutura química, como cisão de cadeia (quebra da cadeia principal), substituição de átomos e reticulação, em que cadeias são interligadas (Singh, 2008). Esses processos podem ser promovidos por hidrólise, oxidação e outras reações que modificam o esqueleto polimérico. A substituição é o mecanismo menos comum e, em geral, provoca alterações estruturais mais discretas (White; Turnbull, 1994).

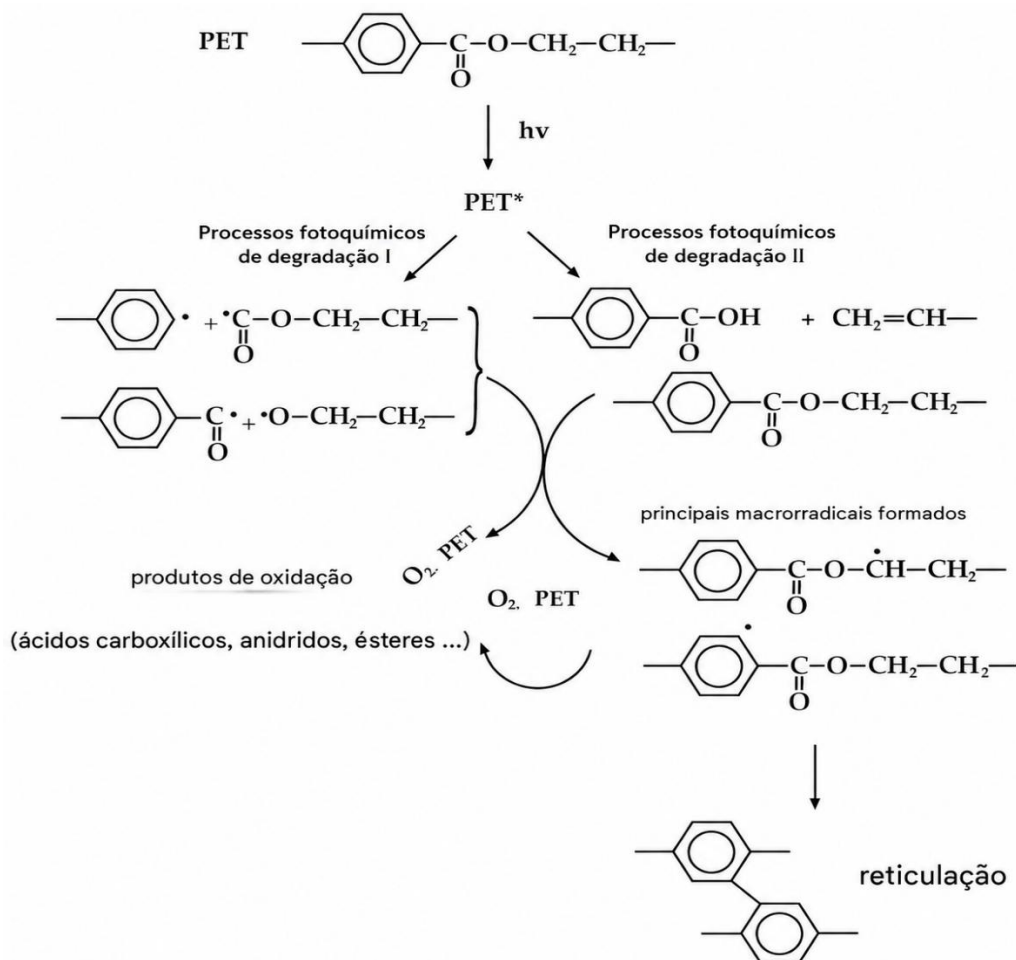
Entre os processos químicos, a fotooxidação induzida pela radiação ultravioleta (UV) é um dos principais mecanismos de degradação de muitos tipos de plástico (Crawford; Quinn, 2016; Browne et al., 2007; Hurley et al., 2020). A exposição à luz UV enfraquece a estrutura polimérica, tornando o material mais quebradiço e facilitando sua fragmentação (Hurley et al., 2020; Andrady, 2011).

A suscetibilidade à fotooxidação está relacionada à presença de grupos fotorreativos, ou cromóforos, na cadeia polimérica. Esses grupos absorvem comprimentos de onda específicos de luz e, além de conferirem cor ao material, podem atuar como sítios de iniciação da degradação (Millington, 2009; Crawford; Quinn, 2016). Muitos cromóforos são impurezas estruturais, como ligações duplas C=C insaturadas na cadeia principal ou nas extremidades dos polímeros (Crawford; Quinn, 2016).

No caso específico do polietileno tereftalato (PET), sua estrutura é composta por grupos alternados de tereftalato e etilenoglicol unidos por ligações éster e, embora processos oxidativos térmicos sejam possíveis para o PET, a hidrólise e a fotooxidação são mecanismos de degradação mais comuns no PET no ambiente natural. Se o PET for depositado em um aterro sanitário em um ambiente pobre em oxigênio, é improvável que a degradação anaeróbica ocorra naturalmente devido às altas temperaturas necessárias (≥ 200 °C) (Chamas et al., 2020). A hidrólise do PET é lenta em pH neutro, mas é catalisada em condições ácidas.

O esquema da foto-oxidação do PET é mostrado na figura 1. Ambientes de alta umidade promovem a hidrólise, um processo no qual as moléculas de água quebram as ligações éster na cadeia principal do PET. Essa reação produz ácido tereftálico (TPA) e etilenoglicol (EG) como principais produtos de degradação, enfraquecendo a estrutura do PET e levando à diminuição da resistência mecânica e ao aumento da fragilidade (Gardette et al. 2014; Rostampour et al., 2024).

Figura 1 - Fotooxidação do PET. Fonte: (Rostampour et al., 2024; Gardete et al., 2014 adaptado)



Embora a hidrólise possa parecer menos prevalente em condições secas, é importante considerar a presença de moléculas de água absorvidas no próprio PET. Essas moléculas de água internas ainda podem contribuir para a hidrólise ao longo do tempo, embora a uma taxa mais lenta em comparação com ambientes saturados (Rostampour et al., 2024).

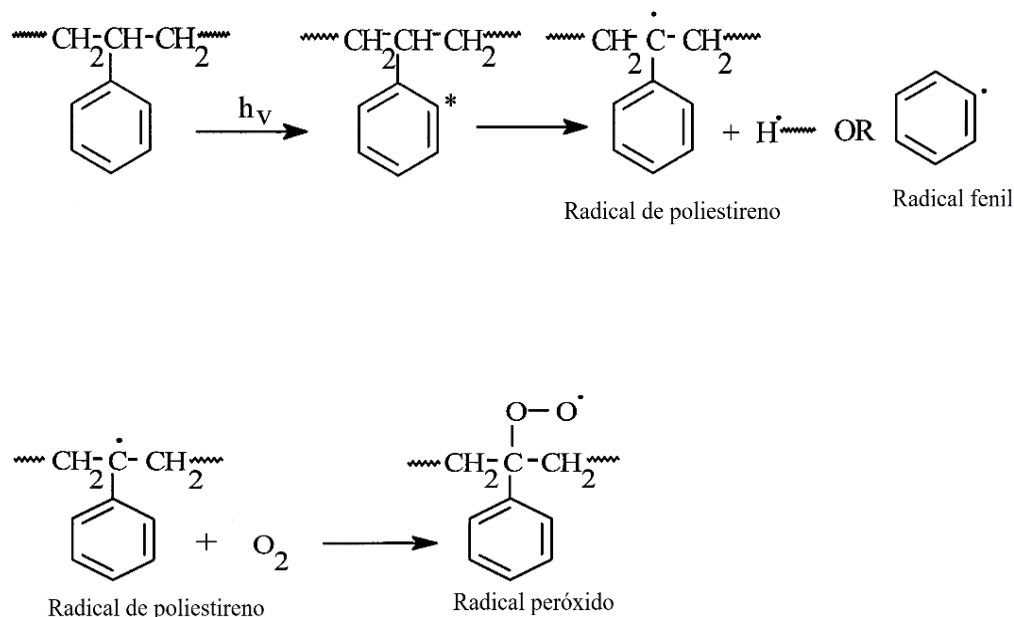
Além disso, a presença de oxigênio pode exacerbar a degradação do PET em ambas as condições de umidade. A hidrólise pode criar novos grupos funcionais, como ácidos carboxílicos, que atuam como sítios de ataque de radicais livres por moléculas de oxigênio. Isso inicia a degradação oxidativa, levando a novas quebras de cadeia e a produtos de degradação adicionais (Rostampour et al., 2024).

Por sua vez, o PS é composto por unidades repetidas de estireno. Comparada com a estrutura do polietileno (PE), esta cadeia de hidrocarbonetos possui um grupo fenil no lugar de um hidrogênio. O PS degrada-se principalmente pela exposição ao calor ou à luz UV (figura 2); na

ausência desses fatores, sua degradação é muito lenta, como demonstrado nos estudos de Kiatkamjornwong et al. (1999), que mostrou que em amostras enterradas ou mantidas em ambientes internos (enterramento no solo) o PS manteve-se quase inalterado.

Microrganismos podem iniciar a degradação do PS ao consumir o amido incorporado ao polímero (Kiatkamjornwong et al., 1999). O aumento do teor de amido no PS tende a elevar sua suscetibilidade à biodegradação e a favorecer etapas subsequentes de degradação por mecanismos alternativos. Além dos processos bióticos, o PS também pode sofrer degradação por mecanismos abióticos, especialmente pela ação da radiação ultravioleta. O mecanismo fotodegradativo do PS é ilustrado na figura 2.

Figura 2 – Fotodegradação do poliestireno. Fonte: (Kiatkamjornwong et al., 1999 adaptado)



3.3 Microplásticos em lagos

Lagos e rios são os primeiros receptores de efluentes urbanos e industriais, incluindo detritos plásticos (Alimi et al., 2018). As principais vias de entrada desses detritos em sistemas aquáticos incluem estações de tratamento de esgoto, vazamentos de aterros sanitários, lixo mal gerenciado, escoamento superficial agrícola e urbano, afluentes industriais e derramamentos acidentais (Alimi et al., 2018; Raju et al., 2018; Ziajahromi et al., 2016).

O comportamento dos polímeros varia conforme a densidade: alguns flutuam na superfície ou margens, outros permanecem na coluna d'água ou se acumulam na zona bentônica, modulando a contaminação subsequente de rios, mares e oceanos e impactando ecossistemas dos quais as

sociedades dependem (Dusaucy et al., 2021).

Os lagos são ecossistemas acumuladores de poluentes e, portanto, bons indicadores do estado da bacia hidrográfica. Suas características climáticas, geográficas e físicas determinam o tempo de retenção da água, que influencia diretamente na dinâmica dos contaminantes: tempos curtos favorecem rápida entrada e saída de poluentes, enquanto tempos longos promovem acumulação prolongada, maior fragmentação e processos secundários de degradação (Montuelle et al., 2015). Lagos com maior tempo de retenção tendem a apresentar maiores concentrações de microplásticos (MPs), como observado em estudos na Mongólia (Free et al., 2014; Iannilli et al., 2020).

Em lagos oligotróficos (pobres em nutrientes e com baixa produtividade biológica), a alta penetração da radiação UV e a baixa bioincrustação (deposição e crescimento indesejados de microrganismos em superfícies) tendem a acelerar a degradação, ao passo que, em lagos eutróficos, maior disponibilidade de fósforo e nitrogênio favorecem a formação de biofilmes e microrganismos que podem colonizar e degradar plásticos, acelerando fragmentação física/química (Andrady, 2003, 2011; Free et al., 2014; Chen et al., 2020).

A fragmentação plástica nesses ecossistemas favorece a contaminação trófica, por ingestão direta de MPs por organismos zooplancívoros (alimentam-se de zooplâncton), ou indireta (bioacumulação), por peixes carnívoros (Scherer et al., 2018) facilitando a exposição humana por meio do consumo de pescado. Além dos riscos à saúde pública, os MPs causam danos biológicos severos aos organismos aquáticos, como estresse oxidativo, distúrbios metabólicos e danos ao DNA (Li et al., 2023c). Persiste, contudo, uma lacuna crítica quanto à magnitude da transferência trófica de MPs e seus contaminantes associados para humanos (Li et al., 2024c).

A compreensão do destino ambiental dos MPs em lagos requer, portanto, uma abordagem multifatorial que integre características hidromorfológicas (vazão, tempo de retenção, volume e profundidade), geográficas (altitude e área da bacia) e antropogênicas. Parâmetros como o uso do solo (áreas urbanas e agrícolas), eficiência no tratamento de efluentes e densidade populacional são determinantes para identificar as fontes de aporte e padrões de dispersão desses contaminantes nos ecossistemas lacustres (Dusaucy et al., 2021).

Neste trabalho, os macroplásticos na forma de garrafas (PET) e embalagem de alimentos (PS) foram coletados no Parque Municipal Antenor Martins, em Dourados (MS). Criado em 1977, o parque possui 244.049 m² (Marchioro, 2016). A área abriga um grande lago artificial, projetado

para drenagem pluvial, além de uma nascente do Córrego Água Boa, cujo entorno é cercado e reflorestado com vegetação nativa (Lunas; Ribas, 2013). Recentemente revitalizado, o local é hoje um polo de lazer, recreação e pesca esportiva (Grechi et al., 2024).

3.4 Técnicas de remoção de microplásticos

Os efluentes domésticos e industriais configuram-se como as principais rotas de inserção de MPs nos ecossistemas aquáticos (Ajith et al., 2020). A heterogeneidade destas partículas, aliada à presença de impurezas orgânicas e inorgânicas nas matrizes hídricas, impõe desafios significativos à sua completa eliminação (Liu et al., 2021). Nesse contexto, a literatura científica tem explorado tecnologias inovadoras que variam em eficiência e escalabilidade (Singh et al., 2021; Padervand et al., 2020).

As técnicas de remoção de MPs têm sido investigadas em diferentes níveis de aplicação, desde estudos em escala de bancada até sistemas em escala real, incluindo aplicações no tratamento de águas residuais. Em geral, três métodos podem ser empregados para remover esses contaminantes de sistemas aquáticos: métodos físicos, químicos e biológicos (Dayal et al., 2024).

Métodos físicos: Compreendem operações que removem os MPs sem alterar sua estrutura química ou as propriedades biológicas do meio. Estas técnicas são frequentemente empregadas como etapas preliminares e incluem a adsorção, a filtração (em areia ou discos), a flotação e a separação magnética (Bayo et al., 2020; Talvitie et al., 2017; Dayal et al., 2024).

Métodos Químicos: Baseiam-se na adição de agentes específicos para promover reações de agregação ou degradação. Processos de coagulação e floculação são cruciais quando a granulometria das partículas impede a remoção por meios puramente físicos (Ahmed et al., 2021b). Além destes, destacam-se a oxidação eletroquímica, a degradação fotocatalítica e a ozonização, que visam a mineralização ou transformação dos polímeros em subprodutos de menor toxicidade (Dayal et al., 2024).

Métodos biológicos: Baseiam-se na capacidade metabólica de diversos agentes biológicos, sobretudo bactérias, fungos e outros microrganismos que promovem a biodegradação dessas partículas (Amparán et al., 2025). Adicionalmente, o uso de macrófitas e outras espécies vegetais tem sido investigado no âmbito da fitorremediação, empregando mecanismos de adsorção e bioacumulação (Yannick et al., 2025). No campo das tecnologias de tratamento, abordagens recentes integram esses princípios biológicos a sistemas de engenharia, incluindo o uso de

biorreatores de membrana dinâmica, biofiltros e filtros de biochar (Dayal et al., 2024).

A eficiência destas tecnologias é variável. Segundo Abidin et al. (2024), a coagulação química pode atingir 97% de remoção para PS, enquanto a eletrocoagulação apresenta eficácia superior a 99% para PE. A extração magnética e a adsorção também demonstram potencial significativo, com taxas de remoção próximas a 94% e 90%, respectivamente.

Entre as diferentes estratégias de remoção de MPs, a degradação fotocatalítica tem demonstrado elevada eficiência em escala laboratorial. Em contraste, métodos biológicos ainda enfrentam limitações cinéticas, com taxas de biodegradação reportadas em torno de 19,7% para MPs de PP, PE e PET (Khin et al., 2012; Abidin et al., 2024).

Além dos processos de degradação, outras estratégias de remoção de MPs têm sido amplamente investigadas, incluindo técnicas de filtração e adsorção. Apesar de os filtros de biochar apresentarem eficiências próximas a 100%, a escolha da técnica deve considerar o custo-benefício e o risco de geração de poluentes secundários. Dessa forma, a otimização destas tecnologias para escalas industriais permanece como o principal foco das investigações atuais (Dayal et al., 2024).

3.5 Bioadsorventes

Bioadsorventes ou biossorventes são materiais de origem biológica (biomassa microbiana, resíduos agrícolas, florestais, industriais, cascas, folhas, fibras, etc.) usados para reter impurezas na superfície ou na estrutura do sólido (Torres et al., 2020; Molebatsi et al., 2025;). Esses materiais possuem grupos funcionais (hidroxila, carboxila, amino, fosfato, fenólico) capazes de interagir com íons metálicos e moléculas orgânicas. São aplicados principalmente na remoção de contaminantes em água e efluentes, incluindo metais pesados, corantes, fármacos, pesticidas, nutrientes (fosfato, nitrato, fluoreto) e outros poluentes orgânicos emergentes (Osman et al., 2023; Karić et al., 2022; Singh et al., 2020).

Os bioadsorventes podem ser usados na forma *in natura* ou após modificações físicas e químicas. A preparação usual envolve seleção de lavagem para remoção de impurezas, secagem, moagem e peneiramento (Asemave et al., 2021; Osman et al., 2023; Karić et al., 2022). Para aumentar a capacidade de adsorção, são feitos tratamentos comuns como ativação térmica (pirólise para produzir biochar ou carvão ativado), ativação química com ácidos ou bases, impregnação com óxidos/metais (por exemplo, biossorventes magnéticos) ou reticulação com polímeros naturais/sintéticos.

Esses processos geram materiais de baixo custo, muitas vezes reutilizáveis após regeneração térmica ou química, adequados para tratamento de águas em escala laboratorial e industrial (Aragaw ; Bogale 2021; Osman et al., 2023; Karić et al., 2022).

3.5.1 *Luffa cylindrica*

É uma trepadeira anual herbácea da família *Cucurbitaceae* encontrada abundantemente em vários continentes: Oceania (Austrália), Ásia (países como Índia, Coreia, China e Japão), América Latina e África (Nwosu-Obieogu et al., 2021). Embora seja uma planta cultivada, encontra-se naturalizada em diferentes tipos de vegetação com alta pluviosidade. Sua origem é incerta devido ao longo histórico de cultivo e uso (Adetoyese et al., 2020), favorecido pela elevada capacidade de adaptação a distintas condições climáticas, incluindo solos áridos (Oladoja; Aboluwoye; Akinkugbe, 2009).

São descritas oito espécies de LC (Filipowicz et al., 2014), sendo que a mais conhecida e cultivada no Brasil, a LC. A principal variedade é a “bucha de metro” (Carvalho, 2007), cujo fruto apresenta de 80 cm a 1,6 m de comprimento e fibras finas, resistentes, elásticas e macias, de maior relevância comercial. A Figura 3 apresenta a bucha nos estágios verde e maduro, bem como suas sementes.

Figura 3. – Bucha vegetal (*Luffa cylindrica*) madura, verde e sementes



Fonte: Shutterstock e Wikimedia Commons (morfologia de sementes)

A LC possui um sistema vascular fibroso. A arquitetura microcelular característica, com

micro canais ocos contínuos (10-20 μm) produz um multimodal sistema hierárquico de poros (Zampiere et al., 2006). Os filamentos fibrosos de sua rede exibem estrutura microesponjosa contendo entre 200 e 500 fibras de microcélulas, levando a um alto volume acessível e a uma alta capacidade de absorção (Bal et al., 2012).

Do ponto de vista químico, as fibras de LC são predominantemente constituídas por hemicelulose (84%) e celulose (66%) (Khadir et al., 2021) e apresentam capacidade de absorção de energia e boas propriedades mecânicas, como alta resistência e rigidez, (Shen et al., 2012; Mohanta; Acharya, 2016). A densidade da LC varia entre 0,82 e 0,92 g cm^{-3} , inferior à de outras fibras naturais amplamente usadas, como sisal e cânhamo (Joseph et al., 1999; Anbukarasi; Kalaiselvam, 2015; Siqueira et al., 2013).

As fibras de LC também apresentam excelentes propriedades, como alta estabilidade, grande área superficial e cinética de adsorção rápida (Liatsou et al., 2017). Outra vantagem é que, em comparação com outros materiais lignocelulósicos, a esponja em nações tropicais tem uma excelente adaptabilidade à atmosfera e ao solo árido, é barata e subutilizada (Adetoyese et al., 2020).

A esponja possui amplas aplicações, como em compósitos para fins comerciais, produção de bioplásticos, agricultura, uso medicinal e biotecnológico (Anastopoulos e Pashalidis, 2020 Akay et al., 2022; Azeez; Bello, 2013; Akgül et al., 2013) e é usada como coagulante na descontaminação de efluentes aquosos (Baharlouei et al., 2018).

3.5.2 *Luffa cylindrica* como adsorvente

A adsorção destaca-se como técnica eficiente para remoção de poluentes em solução aquosa, e a escolha do adsorvente é determinante para o desempenho do processo. Buscando reduzir custos, materiais de baixo custo e origem ambientalmente sustentável têm sido amplamente investigados (Pyrzynska, 2019). LC tem se destacado como um adsorvente promissor para a remoção de poluentes em soluções aquosas.

A literatura científica reporta sua eficácia na adsorção e filtração de diversos contaminantes, podendo ser empregada *in natura*, tratada, modificada ou ativada, o que amplia suas possibilidades de aplicação no tratamento de água (Anastopoulos & Pashalidis, 2020).

A esponja de *Luffa cylindrica* (LC) tem sido empregada na adsorção de diferentes espécies metálicas, incluindo Fe^{2+} (ferro) (Ad et al., 2016), Cd^{2+} (cádmio) (Lindino et al., 2014), Cr(VI) (cromo) (Nwosu-Obieogu; Okolo, 2020), Sm^{3+} (samário) (Liatsou et al., 2017), Ce^{3+} (cério) (Liu

et al., 2017), Ni^{2+} (níquel) (Chifaa et al., 2016), U(VI) (urânio) (Su et al., 2018), Pb^{2+} (chumbo) (Oun et al., 2021), Zn^{2+} (zinco) (Obboh et al., 2011) e Th(IV) (tório) (Liatsou et al., 2018).

Outros contaminantes investigados incluem fármacos, como norfloxacina (Feng et al., 2018), sulfadimetoxina (Zhang et al., 2019a), cefalexina e cafeína (Anastopoulos et al., 2019); surfactantes catiônicos (Ye; Hu; Wang, 2013); e corantes, como azul de metileno (Demir et al., 2008), verde malaquita (Altinişik; Gür; Seki, 2010), rodamina B (Su et al., 2022), azul de tripan (Nadaroglu et al., 2017) e laranja de metila (Demir et al., 2018).

Shittu, Aransiola e Alabi-Babalola (2020) avaliaram a eficiência da LC na remoção de petróleo bruto, variando a concentração inicial de óleo ($5\text{--}8\text{ g L}^{-1}$), massa de LC ($0,5\text{--}2,5\text{ g}$), tempo de contato ($15\text{--}105\text{ s}$) e temperatura ($20\text{--}50\text{ }^{\circ}\text{C}$). As análises de espectroscopia no infravermelho por transformada de Fourier (FTIR) e microscopia eletrônica de varredura (MEV) indicaram que suas propriedades superficiais são adequadas à adsorção, com remoção ótima de 82% a $20\text{ }^{\circ}\text{C}$. Lindino et al. (2014) utilizaram a biomassa de LC para adsorção de Cd^{2+} , avaliando pH, tempo de contato, isoterma, parâmetros termodinâmicos, percolação e dessorção. A retenção de Cd atingiu 99,80% em pH 5,0 no sistema de percolação, demonstrando o potencial da esponja vegetal na remediação de efluentes.

Arana et al. (2017) aplicaram biomassa bruta de LC na remoção de cianeto em meio aquoso. As condições ótimas foram pH 9,0 e 10 min de contato, com remoção de $\sim 98,2\%$ em águas residuais simuladas de mineração de ouro, contendo principalmente íons de cianeto, zinco e cobre. Liatsou et al. (2017) estudaram fibras de LC carbonizadas (biochar) na adsorção de lantanídeos, obtendo capacidade excepcional ($2,4\text{ mol kg}^{-1}$), atribuída à estrutura vascular do biochar.

De modo geral, as capacidades de adsorção relatadas para LC variam de 2,335 a 714 mg g^{-1} para metais tóxicos, 9,63 a $210,97\text{ mg g}^{-1}$ para corantes e 9,25 a 278 mg g^{-1} para poluentes emergentes (Anastopoulos; Pashalidis, 2020).

Ha et al. (2023) desenvolveram uma esponja super-hidrofóbica e biodegradável para remover óleo e MPs utilizando LC. Os revestimentos hidrofóbicos consistiram em cera de abelha e cera de palma, aplicadas por meio da técnica de dip-coating (imersão e retirada) utilizada para funcionalizar a superfície. A capacidade de adsorção de MPs de PS foi entre $370,45\text{--}520,98\text{ mg g}^{-1}$ após 30 minutos de agitação. A eficiência de remoção de MPs de PS foi $> 99\%$. O artigo tem como ponto positivo a obtenção de um bioadsorvente, com o uso de matéria-prima de origem

vegetal e natural, de baixo impacto em caso de pequenas perdas no ambiente, baixo custo e escalável. No entanto, ainda há um limitante: o solvente utilizado para revestimento da cera era extremamente tóxico (xileno).

3.6 Materiais magnéticos na remoção de MPs

Adsorventes magnéticos são materiais projetados para remover impurezas de soluções aquosas, combinando alta capacidade de adsorção com fácil separação por campo magnético externo (Tatarchuk et al., 2023). Podem ser constituídos por nanopartículas magnéticas, óxidos de ferro (como Fe_3O_4) ou estruturas híbridas com polímeros, biomateriais, argilas e estruturas metalorgânicas, frequentemente funcionalizadas para otimizar a captura de corantes, metais pesados, fármacos, pesticidas e MPs (Sharma et al., 2022).

O uso do magnetismo para remoção de MPs foi inicialmente reportado por Grbic et al. (2019), que empregaram nanopartículas de ferro hidrofóbicas, alcançando até 93% de remoção para diferentes tipos e tamanhos de MPs. Desde então, diversas metodologias magnéticas têm sido desenvolvidas para mitigar a contaminação por micro e nanoplásticos em água.

Nanopartículas de óxidos de ferro, como Fe_3O_4 , apresentam superparamagnetismo, alta capacidade de sorção e elevada área superficial. Dispersas em fluidos (ferrofluidos em água ou óleo), adsorvem-se aos MPs, permitindo sua remoção por separação magnética externa. Em condições controladas de laboratório, as eficiências se aproximam de 100%, embora em águas reais possam cair para cerca de 64% devido à interferência de matéria orgânica dissolvida e íons inorgânicos (Cao; Su, 2021; Hamzah et al., 2021).

Materiais de carbono magnéticos, como nanotubos de carbono incorporados com Fe, Ni ou óxidos metálicos, também têm sido investigados. Na remoção de MPs, esses materiais atingem eficiências próximas de 100%, com forte afinidade por polímeros como PE, PET e PA (Meng et al., 2024). Destacam-se pela recuperação magnética e reusabilidade, porém sua síntese geralmente envolve técnicas complexas (deposição química de vapor, pirólise catalítica, deposição de nanopartículas), de custo elevado e difícil escalonamento industrial (Meena; Tandon; Samantaray, 2022). Outra classe promissora são os materiais super-hidrofóbicos baseados em Fe_3O_4 , que alcançam eficiências entre 90 e 99,9% na remoção de MPs (Rius-Ayra et al., 2022). Entre eles, destacam-se:

As esponjas magnéticas super-hidrofóbicas consistem em esponjas revestidas com Fe_3O_4

funcionalizadas com polidimetilsiloxano (PDMS) e nanotubos de haloisita, que formam superfícies super-hidrofóbicas. Apresentam remoção próxima de 100% para PP, PVC e PE, com elevada durabilidade, tolerância à salinidade e alta reciclabilidade (Rong et al., 2022; Rius-Ayra et al., 2022). Contudo, a perda de materiais de revestimento ou partículas pode gerar resíduos persistentes e resultando em uma nova fonte de contaminação ambiental (Chen et al., 2023).

Pós magnéticos super-hidrofóbicos: pós nanoestruturados de Fe_3O_4 ou ferritas (por exemplo, CoFe_2O_4) são frequentemente modificados com ácido láurico. Isso os torna capazes de capturar fibras e partículas de diferentes morfologias, com eficiências próximas de 100% (Rius-Ayra et al., 2020). A principal limitação é o possível desprendimento por abrasão, compressão repetida ou fluxos turbulentos, com liberação de nanopartículas magnéticas ou óxidos metálicos na água (Ren et al., 2024).

Bioadsorventes magnéticos, como biochar e biocarvão, vem se consolidando como alternativa eficiente e sustentável para a remoção de MPS em ambientes aquáticos. Oferecem alta eficiência (>95–99%) em condições otimizadas e são facilmente separados da água por um ímã (Xing et al., 2024; Wang et al., 2021; Li et al., 2023).

As desvantagens incluem a sensibilidade às condições ambientais: competição entre ânions, presença de matéria orgânica dissolvida, aumento da força iônica ou um pH desfavorável que podem reduzir significativamente a remoção (Shahzad et al., 2025). A preparação geralmente requer sais de ferro, surfactantes ou modificadores organossilanos e etapas controladas de pirólise ou hidrotermal, o que aumenta o custo e a complexidade e pode levantar preocupações sobre lixiviação química ou escalabilidade (Bansal et al., 2024; Hassan et al., 2020).

4.0 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Coleta e preparo das amostras de microplásticos simulados

As embalagens plásticas de PS e PET foram coletadas no Parque Antenor Martins (parque do lago), cujas coordenadas são 22°13'48"S 54°49'59"W na zona 21J, no município de Dourados – MS, na data de 05/07/2023, às 16:04, com temperatura registrada de 20°C, no inverno. Uma segunda coleta foi realizada no dia 4 de setembro de 2025 às 13:35, também no inverno, com temperatura registrada de 20 °C.

Em ambos os dias, as coletas foram realizadas no ponto (C1 – saída de água e ponto de coleta) na Figura 4. A classificação climática de Köppen característica é Cwa (clima mesotérmico úmido, verões quentes e invernos secos) (EMBRAPA, 2017). O Mapa (Figura 4) apresenta os pontos de coleta e principais pontos de entrada e saída de água.

Figura 4. – Mapa à esquerda – Dourados/MS e à direita – Parque Antenor Martins (Parque do lago) principais pontos de entrada e saída de água no parque, incluindo o ponto de coleta de plásticos.



Fonte: Autor

As coletas das amostras de embalagens em diferentes estados de degradação, bem como as demais etapas que envolveram o manuseio das amostras, foram realizadas utilizando luvas de látex como equipamento de proteção individual (EPI). Os plásticos foram identificados pelas simbologias emitidas pela indústria e transferidos para um recipiente de vidro devidamente higienizado e identificado. Os plásticos em estado avançado de degradação, sem a identificação industrial ou possibilidade de identificação visual, foram descartados.

As embalagens coletadas foram lavadas com água da torneira para remoção completa do solo e material vegetal aderido. Sequencialmente, as embalagens foram lavadas novamente com água destilada até a completa remoção de resíduos e secas à temperatura ambiente por 96 horas. As embalagens devidamente classificadas, secas e limpas foram recortadas com tesoura em tamanhos de 10 a 15 cm. Sequencialmente, as embalagens de PET, PVC, PEBD, PEAD e PS foram trituradas em um triturador macro-moinho tipo WILLYE marca Tecnal em tamanhos de até 5 mm.

Cada amostra de polímero foi peneirada em um conjunto de peneiras de aço inox vibratórias com diâmetros de até 4,750 mm. Foram produzidos MPs de PS em tamanhos de 0,6 mm, 0,35 mm, 0,15 mm e 0,075 mm e para o polímero PET em tamanhos de 0,6 mm, 0,5 mm, 0,35 mm, 0,15 mm e 0,075 mm; 2 mm, 1 mm e 0,5 mm para PVC; 4,75 mm para PEBD; 4,75 mm para PEAD; e 2 mm e 4,75 mm para PP. Para os experimentos de remoção foram selecionados os MPs de PS e PET.

4.2 Caracterização das amostras de MPs

Os polímeros de MPs foram caracterizados por espectroscopia na região do infravermelho com reflexão total atenuada (FTIR-ATR) utilizando um espectrofotômetro Jasco modelo – 4100, no intervalo de comprimentos de onda de 4000 a 400 cm^{-1} (CABRA, 2017).

4.3 Coleta e preparo das amostras de LC

Os frutos maduros e secos de LC, popularmente conhecidos como bucha vegetal, foram coletados em uma propriedade rural localizada no município de Dourados/MS. Os frutos foram descascados, tiveram as sementes removidas e, na sequência, foram lavados com água corrente e água destilada, sendo posteriormente secos à temperatura ambiente. As amostras de buchas limpas e secas foram trituradas em moinho de facas tipo Willey modelo S-31 e peneiradas em peneira de aço com abertura de malha de 4,750 mm. Outra fração da biomassa foi mantida sem moagem para utilização nos experimentos com fibras inteiras. As amostras de LC *in natura*, tanto na forma triturada quanto em recortes, foram denominadas LCIN.

4.4 Produção dos bioadsorventes magnéticos

4.4.1 Tratamento da LC com ácido e base

Amostras de fibra previamente trituradas (aproximadamente 4 mm de comprimento) 1,0 g foram imersas em 25,0 mL de solução de ácido clorídrico 0,1 mol L^{-1} (HCl) por 30 minutos. Em

seguida, as amostras foram retiradas das soluções e secas em estufa a 70 °C por 30 minutos. O mesmo procedimento foi usado para tratamento da LC com base, usando solução de hidróxido de sódio (NaOH) 0,1 mol L⁻¹. Os procedimentos foram realizados em triplicata e as amostras foram denominadas LCHCl (LC tratada com HCl) e LCNaOH (LC tratada com NaOH).

4.4.2 Preparo dos bioadsorventes magnéticos

Foram preparados três bioadsorventes à base de LC e magnetita (MAG): (i) LC sem tratamento prévio combinada com magnetita (LCMAGIN), (ii) LC tratada com HCl combinada com magnetita (LCMAGHCl) e (iii) LC tratada com NaOH combinada com magnetita (LCMAGNaOH). Para o preparo dos bioadsorventes, 5,0 g de LC (LCIN, LCHCl ou LCNaOH) foram adicionados a erlenmeyers de 250 mL contendo 5,0 g de magnetita (Fe₃O₄, tamanho de partícula < 177 µm) e 100 mL de água deionizada. As suspensões foram mantidas sob aquecimento a 80 °C e agitação mecânica até a completa evaporação da água, o que ocorreu após aproximadamente 3 h.

Após resfriamento à temperatura ambiente (aproximadamente 1 h), as amostras foram lavadas com água destilada para a remoção da magnetita não incorporada, utilizando um funil de Büchner e papel de filtro qualitativo em sistema de filtragem a vácuo. Posteriormente, as amostras preparadas foram secas em placas de Petri a 80 °C por 50 minutos e armazenadas em um dessecador de vidro sob vácuo.

O mesmo procedimento foi empregado para a obtenção dos bioadsorventes LCMAGHCl e LCMAGNaOH, substituindo-se a LCIN pelas fibras previamente tratadas com HCl (amostras LCHCl) e também com LCNaOH. O procedimento foi realizado em triplicata para cada uma das amostras (LCMAGIN, LCMAGNaOH e LCMAGHCl).

4.4.3 Testes de remoção dos MPs com LCIN e LCNaOH em água potável

Para os experimentos de remoção de MPs utilizando a bucha vegetal sem magnetita (LCIN), as amostras foram cortadas em tamanhos aproximados de 23 mm (figura 5b) e fixadas a uma linha de algodão, conforme ilustrado na figura 5a.

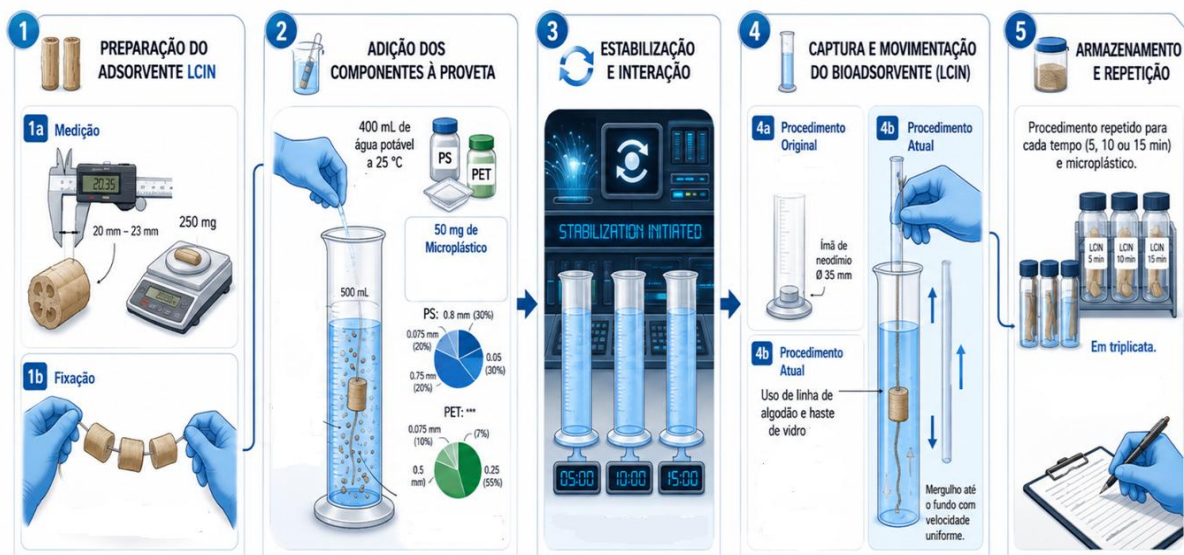
Para os ensaios com a bucha vegetal tratada com NaOH (LCNaOH), as amostras também foram cortadas nos tamanhos de aproximadamente 23 mm e submetidas ao tratamento químico descrito na Seção 4.4.1. Após a secagem, as amostras foram fixadas a uma linha de algodão semelhantemente ao procedimento com LCIN.

Figura 5. – Amostra de adsorventes de LC in natura fixados em uma linha (a), amostra de adsorventes de LC in natura medida do adsorvente utilizando um paquímetro (20 a 23 mm) (b).



Em provetas de vidro de 500 mL foram adicionados 400 mL de água potável a 25 °C, 50 mg de MPs PS ou PET, testados individualmente e 250 mg de amostras de LCIN. Sequencialmente foi aguardado por tempos de 5, 10 ou 15 minutos para promover a interação entre os componentes da proveta (sem agitação). Após cada tempo estabelecido, uma haste de vidro foi posicionada na região central da parte superior do bioadsorvente. A haste de vidro posicionada sobre o bioadsorvente foi então pressionada em velocidade constante até o fundo da proveta. Sequencialmente a força sobre a haste de vidro foi reduzida permitindo o retorno da haste de vidro e do adsorvente+MPs adsorvidas a superfície, que foram recolhidos do meio aquoso utilizando a linha presa ao adsorvente (Figura 6).

Figura 6. – Esquema experimental dos testes de remoção dos MPs utilizando LCIN e LCNaOH em água potável



O bioadsorvente+MP capturado do meio aquoso foi colocado em estufa a 45 ± 1 °C por 24 horas. As massas do conjunto bioadsorvente-MP secas foram comparadas às massas do bioadsorvente inicial.

O MP residual não capturado foi filtrado em voil e seco na estufa a 45 °C por 24 horas. O residual de MPs de PS ou PET foram reservados para quantificação por gravimetria e espectroscopia nas regiões do UV e do visível (Vis) descritas no tópico 4.4.6. O procedimento foi repetido para cada microplástico, adsorvente sem magnetita.

A capacidade de remoção das MPs pelo bioadsorvente foi determinada indiretamente pelo cálculo da porcentagem de MPs do PS ou PET em meio aquoso, utilizando a equação:

$$\% \text{ MPs de PS ou PET na solução} = \frac{m}{M} \times 100\% \quad (\text{Equação 1})$$

Em que: m = massa de MPs medida em meio aquoso por gravimetria ou UV/Vis, e M = massa total medida (~50 mg para cada amostra). Um maior teor de resíduo em meio aquoso indica baixa capacidade de remoção.

4.4.4 Testes de remoção dos microplásticos com LCMAGIN, LCMAGNaOH, LCMAGHCl

Tempos de contato curtos (5, 10 e 15 minutos) foram selecionados para avaliar a viabilidade da remoção rápida de microplásticos, visando potenciais aplicações em processos de tratamento de água onde tempos de retenção hidráulica curtos são desejáveis.

O procedimento de remoção de MPs foi baseado no trabalho de Karunattu et al. (2024), com adaptações. Em provetas de vidro de 500 mL foram adicionados 400 mL de água potável a 25 °C, 50 mg de MPs (PS ou PET, testados individualmente) [PS em tamanhos de 0,6 mm (11,8%), 0,35 mm (55,9%), 0,15 mm (9,5%) e 0,075 mm (22,8%) e PET 0,6 mm (39,5%), 0,5 mm (12,3%), 0,35 mm (34%), 0,15 mm (11,6%) e 0,075 mm (2,6%)] e 250 mg de amostras de LCMAGIN. Sequencialmente, foi aguardado por tempos de 5, 10 ou 15 minutos para promover a interação entre os componentes da proveta (sem agitação). Após cada tempo estabelecido, com velocidade constante e uniforme, foi mergulhado um ímã de neodímio de 35 mm de diâmetro até o fundo da proveta, preso a um cordão para capturar o bioadsorvente com o MP então capturado (figura 7).

O conjunto bioadsorvente com MP capturado do meio aquoso usando o ímã de neodímio foi seco em estufa a 45±1 °C por 24 horas. As massas do conjunto bioadsorvente+MP secas foram comparadas às massas do bioadsorvente inicial.

Figura 7 - Esquema experimental dos testes de remoção dos MPs utilizando LCMAGNaOH, LCMAGHCl e LCMAGIN em água potável



O MP residual não capturado foi filtrado em voil e seco na estufa a 45 °C por 24 horas. O residual de MPs de PS ou PET foram reservados para quantificação por gravimetria e espectroscopia nas regiões do UV e do visível (Vis) descrito no tópico 4.4.6 O procedimento foi repetido para cada microplástico, adsorvente magnético (LCMAGIN, LCMAGNaOH e LCMAGHCl) e tempo em triplicata.

A capacidade de remoção das MPs pelo bioadsorvente foi determinada indiretamente pelo cálculo da porcentagem de MPs do PS ou PET em meio aquoso, utilizando a equação:

$$\% \text{ MPs de PS ou PET na solução} = \frac{m}{M} \times 100\% \quad (\text{Equação 1})$$

Em que m = massa de MPs medida em meio aquoso por gravimetria ou UV/Vis, e M = massa total medida (~50 mg para cada amostra). Um maior teor residual em meio aquoso indica baixa capacidade de remoção.

4.4.5 Testes de remoção de MPs (PS e PET) utilizando LCMAGNaOH em água do mar sintética (AGM) ou água do lago do parque (AGL)

A água do mar sintética (AGM) foi preparada conforme descrito por Zeron et al. (2021). Foram dissolvidos 35 g de NaCl (marca Ocean Tech, Reef Active, características do sal conforme embalagem: pH 8,3; KH (indica a reserva alcalina, ou seja, a capacidade da água de neutralizar ácidos e manter o pH estável) 8–9; Na⁺ 9300–9700 mg L⁻¹; Mg²⁺ 1400–1450 mg L⁻¹; K⁺ 260–410 mg L⁻¹; Ca²⁺ 430–450 mg L⁻¹; Sr²⁺ 9,0–10,5 mg L⁻¹; Rb⁺ 0,11–0,13 mg L⁻¹; Fe 0,06–0,20 mg L⁻¹; e Li⁺ 0,14–0,16 mg L⁻¹, para cada 1 L de solução, utilizando água destilada.

As amostras de AGL (figura 8) foram coletadas no Parque do Lago (Antenor Martins), às 9h

da manhã, no dia em que o experimento foi realizado. Foi respeitado o intervalo mínimo de 72 horas de estiagem após a última precipitação pluviométrica. A água foi mantida sob refrigeração a 20 °C até o momento do uso, com coletas diárias para a execução dos experimentos. Os parâmetros físico-químicos de AGL foram analisados, pH, oxigênio dissolvido, condutividade, sólidos totais dissolvidos – TDS e salinidade.

Foi realizada a análise de DBO (demanda bioquímica de oxigênio) da AGL. Essa análise consiste em medidas da concentração de oxigênio dissolvido nas amostras, antes e após um período de incubação de 5 dias a 20 °C conforme proposto por APHA, 2005. A DBO de 5 dias é padrão de emissão de esgotos (São Paulo, 1976, art. 17)

O procedimento de remoção seguiu o protocolo descrito no item 4.4.4, exceto pela substituição da água potável por AGM ou AGL, pelo tempo de interação que se limitou a 10 min, e também pela temperatura de secagem das amostras de adsorvente com MPs e do residual de MPs, que foi de 50 °C por 24 horas. Os ensaios foram realizados em triplicata para cada matriz aquática e tipo de MP, individualmente.

Figura 8 - Provetas com água real do parque do lago e MPs de poliestireno para experimentos de remoção com LCMAGNaOH no intervalo de 10 min.



4.4.6 Análise por espectroscopia na região do UV – Vis para os MPs PET e OS

Cada amostra residual de MP, previamente separada e pesada, apresentou massa variável. Para a análise dos MPs de PET, cada amostra foi aquecida com 1,0 g de fenol purificado até completa solubilização, em temperatura inferior a 100 °C, por aproximadamente 10 minutos. Posteriormente, a amostra foi diluída em 20 mL de diclorometano e analisada por espectroscopia UV-Vis em cubetas de quartzo. As medições foram realizadas em espectrofotômetro de varredura Shimadzu UV-2600, na faixa de 190 a 500 nm.

A quantificação do PET foi realizada a 310 nm, utilizando curva analítica construída na faixa de concentração de 0,68 a 4,48 mg mL⁻¹. Os dados foram ajustados por regressão linear pelo método

dos mínimos quadrados. A curva apresentou coeficiente de determinação (R^2) de 0,9992 e foi descrita pela equação:

$$y = (0,1952 \pm 0,04) + (0,87389 \pm 0,014)x$$

Em que y corresponde à absorbância e x à concentração de PET, expressa em mg mL^{-1} .

Os MPs de PS foram dissolvidos em 20 mL de diclorometano e, posteriormente, analisados por espectroscopia UV-Vis em cubetas de quartzo. As medições foram realizadas na faixa de 190 a 600 nm. A quantificação do PS foi realizada a 260 nm, utilizando curva analítica construída na faixa de concentração de 0,50 a 1,50 mg mL^{-1} .

Os dados foram ajustados por regressão linear pelo método dos mínimos quadrados. A curva apresentou coeficiente de determinação (R^2) de 0,992 e foi descrita pela equação:

$$y = (0,153 \pm 0,0964) + (1,954 \pm 0,0995)x$$

Em que y corresponde à absorbância e x à concentração de PS, expressa em mg mL^{-1} .

4.4.7 Teste de reutilização

O potencial de reutilização dos adsorventes magnéticos foi avaliado para os MPs PS e PET. Após o ensaio de remoção, o adsorvente+MP foi imerso em 10~15 mL de solução de NaOH (1 mol L^{-1} , pH 12) e submetido a banho de ultrassom (60 Hz) por 15 min para dessorção dos microplásticos. O adsorvente foi recuperado magneticamente (ímã de neodímio), seco a 60 °C por 3 h e reinserido em novos ciclos de remoção, conforme o procedimento descrito no item 4.4.4. O experimento foi realizado em triplicata por 2 novos ciclos consecutivos.

4.4.8 Testes físico-químicos dos adsorventes e bioadsorventes magnéticos

4.4.9 Testes de deslocamento relativo (%) dos adsorventes e bioadsorvente magnético na coluna de água

Em provetas de 500 mL foram adicionados 400 mL de água potável, 0,30 g de amostras da LC in natura (LCIN) e LC funcionalizada com base em NaOH e do material magnético LCMAGNaOH. Sequencialmente foi aguardado por tempos de 1, 3, 5, 10, 15, 30 e 60 minutos para avaliação do deslocamento do material na coluna d'água utilizando a equação abaixo:

$$DR(\%) = \frac{dt}{H_{\text{água}}} \times 100 \text{ (Equação 2)}$$

Em que:

DR = deslocamento relativo (%)

d_t = deslocamento do bioadsorvente (cm)

H água = altura inicial da coluna de água (cm)

Os percentuais apresentados correspondem à variação relativa da altura da interface de sedimentação em relação à altura inicial da coluna, sendo utilizados como um indicador do comportamento de sedimentação do material. O cálculo de sedimentação pela altura de interface se deriva de experimentos de sedimentação (Grassia; Uscher; Scales, 2011; Nocoñ, 2016; Kynch, 1952). Foram calculados o tempo médio de queda e o tempo de flutuação da amostra. Os testes foram realizados em triplicata.

4.4.10 Teste de absorção da água do bioadsorvente magnético

O comportamento de absorção de água e a eficiência de recuperação magnética do bioadsorvente LCMAGNaOH foram avaliados para determinar sua estabilidade física e desempenho operacional em condições aquosas. Como o material se destina ao uso como adsorvente magnético, essas propriedades são essenciais para determinar sua capacidade de suportar contato prolongado com água, manter sua integridade estrutural e ser recuperado eficientemente por um campo magnético externo para reutilização posterior.

Resumidamente, 300 mg de LCMAGNaOH foram dispersos em 400 mL de água potável contidos em provetas graduadas de 500 mL. As suspensões foram mantidas em condições estáticas por 10, 20, 30, 40 e 50 minutos, e cada experimento foi realizado em triplicata.

Ao final de cada período de imersão, o biocompósito foi recuperado utilizando um ímã de neodímio, aplicando-se um único movimento descendente ao longo da parede externa da proveta graduada. Imediatamente após a separação magnética, a massa úmida do material recuperado foi registrada para avaliar a absorção de água.

As amostras foram então secas em estufa a 45 °C por 24 h, e a massa seca foi determinada. O procedimento de imersão-recuperação magnética e completa secagem foi repetido por três ciclos consecutivos para investigar o efeito do uso repetido tanto na absorção de água quanto no desempenho da recuperação magnética.

A eficiência de recuperação magnética foi calculada de acordo com a Equação (3):

$$\text{Taxa de recuperação de LCMAGNaOH} = \frac{w}{W} \times 100\% \quad (\text{Equação 3})$$

Em que w = massa de LCMAGNaOH medida após imersão no meio aquoso e secagem a 45 °C por 24 horas por gravimetria. W = massa de LCMAGNaOH medida antes da imersão no meio aquoso.

A absorção de água foi determinada pela diferença entre as massas úmida e seca do material recuperado .

4.5 Caracterização das amostras

4.5.1 Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV) e Espectroscopia por Energia Dispersiva de Raios X (EDS)

As micrografias da LC foram coletadas utilizando um equipamento SEM (Hitachi S3400N®, Microscópio Eletrônico de Varredura), com voltagem de aceleração de 10,0 kV e distância de foco de 10 mm. As características morfológicas das amostras MAG, LCNaOH e LCMAGNaOH foram obtidas por microscopia eletrônica de varredura (MEV) utilizando um microscópio Vega3-TESCAN (20 kV, 15 mm) equipado com um espectrômetro de energia dispersiva de raios X (EDS). Para realização das análises, as amostras foram fixadas em fita de carbono e metalizadas com ouro para promover adequada condutividade elétrica superficial.

4.5.2 Espectroscopia no Infravermelho por Transformada de Fourier (FTIR)

Amostras de LCIN, MAG, LCMAGIN, LCMAGHCl e LCMAGNaOH foram caracterizadas utilizando um espectrofotômetro na região do infravermelho Shimadzu (IR Prestige-21) equipado com um acessório ATR. Os espectros de FTIR foram obtidos à temperatura ambiente, entre 4000 e 300 cm^{-1} com 52 varreduras e resolução de 2 cm^{-1} .

4.5.3 Área Superficial Específica e Distribuição do Tamanho de Poros (BET/BJH)

A área superficial das amostras LCIN, LCNaOH, MAG e LCMAGNaOH foi estimada pelo método BET (Brunauer, Emmett, Teller) e a distribuição do tamanho dos poros foi estimada pelo método BJH (Barrett-Joyner-Halenda). Análise de adsorção/dessorção de nitrogênio foram realizadas utilizando um Autosorb iQ (Quantachrome Instruments, EUA) a -196 °C, na faixa de pressão relativa de 0,005 a 1,0, com amostras previamente desgaseificadas a 150 °C por 12 horas sob vácuo. A quantidade de material utilizada foi de aproximadamente 300 mg e o tempo de análise foi de 8 horas. Os dados experimentais foram adquiridos e processados utilizando o software ASiQwin versão 5.21.

4.5.4 Fluorescência de Raios X (FRX)

A técnica de fluorescência de raios X (FRX) (espectrômetro de raios X Epsilon 3X) foi utilizada para determinar a composição de óxidos minerais das amostras MAG, LCNaOH e LCMAGNaOH.

4.5.5 Difração de Raios X (DRX) e Refinamento Estrutural

As fases cristalinas das amostras foram determinadas por Difração de raios X (DRX) (Rigaku Geigerflex D/Max, Série C; radiação Cu K α ; intervalo de ângulo 2 θ de 20° a 70°; passo de 0,02 s $^{-1}$) Os dados experimentais de DRX foram comparados com padrões de difração de bancos de dados de estruturas cristalográficas. Para esse fim, o QualX 2 (Altomare et al., 2017) foi empregado para

identificação qualitativa de fases, utilizando dados do Crystallography Open Database (COD) (Gražulis et al., 2009).

O software Nimloth (Siqueira, 2025), um programa gratuito e flexível para cálculos de difração de raios X, foi utilizado para realizar a modelagem teórica e a análise quantitativa de fases bem cristalizadas, bem como a análise da área dos picos das contribuições semicristalinas associadas aos domínios parcialmente ordenados da fibra natural. Para a amostra MAG, um refinamento Rietveld convencional foi realizado para determinar as frações em peso das fases cristalinas, como é tipicamente necessário para materiais naturais multifásicos. O fundo foi modelado usando um polinômio de Chebyshev de nona ordem.

Os perfis dos picos foram descritos por meio de uma função pseudo-Voigt, com a largura do pico parametrizada em função do ângulo de difração, de acordo com o formalismo proposto por Caglioti et al. (1958), para levar em conta o alargamento instrumental. Correções de intensidade padrão apropriadas à geometria de Bragg-Brentano, sem monocromador, foram aplicadas. Para as amostras LCNaOH e LCMAGNaOH, a fase de magnetita bem cristalizada foi refinada pelo mesmo procedimento descrito para a amostra MAG.

As reflexões largas associadas à fase semicristalina da fibra natural foram modeladas por meio de funções de pico gerais. Neste caso, os perfis dos picos foram descritos por funções pseudo-Voigt, nas quais a largura total à meia altura (FWHM) e o parâmetro de mistura (η) foram refinados independentemente, visando obter posições de pico e áreas integradas precisas para as contribuições semicristalinas.

O índice de cristalinidade (I_c) da amostra LCNaOH foi calculado a partir da intensidade dos picos da relação entre as regiões cristalinas e amorfas da curva de DRX (Equação 4) (Segal et al., 1959) :

$$CI(\%) = \frac{I_{002} - I_{am}}{I_{002}} \times 100 \quad (\text{Equação 4})$$

Na equação (1), CI representa o grau relativo de cristalinidade, I_{002} é a área da intensidade máxima (ua) da difração da rede (002) entre 21 e 24° e I_{am} é a área amorfa de difração (ua) em $2\theta = 18^\circ$.

4.5.6 Determinação da composição elementar por ICP-OES

A composição elementar das amostras LCNaOH foi determinada por Espectrometria de Emissão Óptica com Plasma Indutivamente Acoplado (ICP-OES). As análises foram realizadas pelo laboratório Laborsolo do Brasil S/S Ltda., localizado em Londrina, Paraná, Brasil.

Previamente à determinação instrumental, as amostras foram submetidas à digestão por via úmida, visando à solubilização dos elementos presentes na matriz sólida. Posteriormente, os elementos foram determinados por ICP-OES, técnica baseada na excitação dos átomos e íons em plasma de argônio e na detecção da radiação emitida em comprimentos de onda característicos de cada elemento.

Os resultados foram expressos em função da concentração dos elementos nas amostras.

4.5.7 Análise Termogravimétrica (TGA/DTG)

As análises termogravimétricas foram realizadas no equipamento DTG-60H (Shimadzu). Aproximadamente 5 mg das amostras foram transferidos para um cadinho de alumina e aquecidos de 25 °C a 900 °C em uma atmosfera de ar comprimido (vazão de 50 mL min⁻¹) com uma taxa de aquecimento de 10 °C min⁻¹.

4.5.8 Potencial Zeta

As análises de potencial zeta (ζ) foram registradas em triplicata a 25,0 °C para amostras de LCIN, LCNaOH, MAG, LCMAGNaOH (equipamento Zetasizer Nano ZS). O tamanho de partícula e o índice de polidispersão (PI) dessas amostras foram avaliados nas mesmas condições e com o mesmo equipamento, utilizando espalhamento dinâmico de luz (DLS).

4.5.9 Microscopia dos MPs de PS e PET após remoção por LCMAGNaOH

Como referência dimensional para as medições, foi utilizada uma câmara de Neubauer (Improved brightline marca Qualividros) previamente imageada em microscópio Nikon Eclipse E100 associado a uma lupa de 10× equipada com câmera digital, permitindo a definição de uma escala de referência para as análises realizadas no ImageJ® (Găgeanu et al., 2023).

5.0 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Resultado dos testes de remoção de MPs com bioadsorventes magnéticos

5.1.1 Avaliação preliminar da recuperação magnética dos bioadsorventes

Os testes preliminares foram realizados com o objetivo de avaliar a capacidade de recuperação magnética dos bioadsorventes em meio aquoso por meio da aplicação de um campo magnético externo, utilizando um ímã de neodímio. Essa etapa foi empregada como critério para a seleção do material a ser utilizado nos ensaios subsequentes de remoção de microplásticos, uma vez que a recuperação eficiente do conjunto bioadsorvente–microplástico constitui uma característica fundamental para sua retirada do meio aquoso.

Foram avaliados três bioadsorventes constituídos por *Luffa cylindrica* (LC) e magnetita natural (MAG), preparados a partir da LC sem tratamento prévio (LCMAGIN), submetida a tratamento ácido (LCMAGHCl) e submetida a tratamento alcalino (LCMAGNaOH). Os ensaios foram conduzidos em água potável, a 25 °C

Entre os materiais avaliados, o LCMAGNaOH apresentou a maior resposta ao campo magnético externo, permitindo a recuperação de praticamente todo o biomaterial presente no meio aquoso. Em comparação, a recuperação das amostras LCMAGIN e LCMAGHCl foi inferior a aproximadamente 10% e 50%, respectivamente. Esses bioadsorventes inicialmente apresentavam interação com o ímã

dentro da água, no entanto, quando o ímã se aproximava da superfície, esses bioadsorventes não mantinham a atração magnética que permitiria sua retirada do meio aquoso.

Os resultados demonstram, portanto, que as condições empregadas no tratamento prévio da LC com NaOH influenciaram diretamente a capacidade de recuperação magnética dos materiais obtidos. As diferenças observadas entre os bioadsorventes podem estar relacionadas às modificações promovidas pelos tratamentos químicos na matriz lignocelulósica e, conseqüentemente, à incorporação, distribuição e retenção da magnetita sobre as fibras. A LC *in natura* é constituída principalmente por celulose (65,69%), hemicelulose (19%) e lignina (12,0%), apresentando uma superfície química e estruturalmente heterogênea.

Na ausência de tratamento prévio, a presença de constituintes não celulósicos e de outros componentes superficiais pode limitar a acessibilidade de regiões disponíveis para deposição e retenção das partículas minerais. Dessa forma, a menor recuperação do LCMAGIN pode estar associada a uma incorporação ou retenção menos eficiente da fase magnética pela matriz lignocelulósica, quando comparada ao material previamente tratado com NaOH.

No caso do LCMAGHCl, a menor recuperação magnética pode estar relacionada às modificações promovidas pelo tratamento ácido tanto na matriz lignocelulósica quanto nas fases minerais presentes na magnetita natural. Visto que as análises de FTIR realizadas neste trabalho não indicaram alterações significativas atribuíveis à transformação da magnetita no LCMAGHCl, a menor recuperação magnética não pode ser atribuída exclusivamente à alteração da fase Fe_3O_4 .

Conforme demonstrado pela análise de DRX e pelo refinamento de Rietveld (Seção 5.7.5), a amostra MAG apresentou Fe_3O_4 como fase cristalina majoritária, correspondendo a aproximadamente 70(2)% em massa, além de fases minerais minoritárias, como a calcita (CaCO_3), que correspondeu a aproximadamente 6(3)% da composição cristalina determinada pelo refinamento.

Estudos anteriores demonstram que, sob determinadas condições geoquímicas, fases de CaCO_3 podem se depositar sobre superfícies de magnetita, formando revestimentos capazes de modificar suas propriedades interfaciais (Doyle et al., 2004). Entretanto, o DRX empregado neste trabalho permite identificar e quantificar as fases cristalinas presentes, mas não determinar sua distribuição espacial; portanto, não é possível afirmar que a calcita identificada esteja especificamente recobrindo as partículas de magnetita.

Ainda assim, considerando a presença experimentalmente confirmada de CaCO_3 na MAG e sua elevada susceptibilidade à dissolução em meio ácido, o tratamento com HCl pode ter promovido a dissolução parcial dessa fase mineral e, conseqüentemente, alterações nas características superficiais e na interface entre a fração mineral e a matriz lignocelulósica.

Por outro lado, o tratamento alcalino promove modificações importantes na estrutura e na composição superficial das fibras lignocelulósicas. O tratamento com NaOH pode remover parcialmente hemicelulose, lignina, ceras e outros constituintes superficiais, além de aumentar a rugosidade e a acessibilidade da superfície da fibra (Wetaka et al., 2016). Essas alterações podem favorecer a deposição e a retenção das partículas de magnetita na matriz lignocelulósica, contribuindo para a maior resposta do LCMAGNaOH ao campo magnético externo.

Tanobe et al. (2005), ao avaliarem a influência do tratamento alcalino de fibras de *Luffa cylindrica* com solução aquosa de NaOH em diferentes tempos: 60, 120 e 180 minutos, foi observado que 60 minutos foram suficientes para ocorrer alterações nas propriedades das fibras. Os autores verificaram que o tratamento foi capaz de aumentar a área superficial, a estabilidade térmica e extração moderada de lignina/hemicelulose sem comprometer sua integridade estrutural. Tais modificações podem proporcionar maior superfície acessível para associação com partículas minerais durante a preparação do bioadsorvente.

Dessa forma, a elevada recuperação magnética observada para o LCMAGNaOH pode estar associada às modificações promovidas pelo tratamento alcalino na superfície da LC, que potencialmente favoreceram a incorporação e a retenção da magnetita na matriz lignocelulósica. Ressalta-se, entretanto, que os ensaios realizados nesta etapa avaliaram a resposta magnética dos materiais ao ímã de neodímio e não propriedades magnéticas intrínsecas, como magnetização de saturação ou coercividade. Portanto, as diferenças observadas devem ser interpretadas em termos de capacidade de recuperação magnética dos bioadsorventes nas condições experimentais utilizadas.

Considerando que o LCMAGNaOH apresentou recuperação próxima à totalidade no meio aquoso, enquanto LCMAGIN e LCMAGHCl apresentaram recuperações substancialmente inferiores, apenas LCMAGNaOH foi selecionado para os ensaios subsequentes de remoção de microplásticos de PS e PET.

5.1.2 Resultado dos testes de remoção de PS e PET com LCMAGNaOH, em água potável

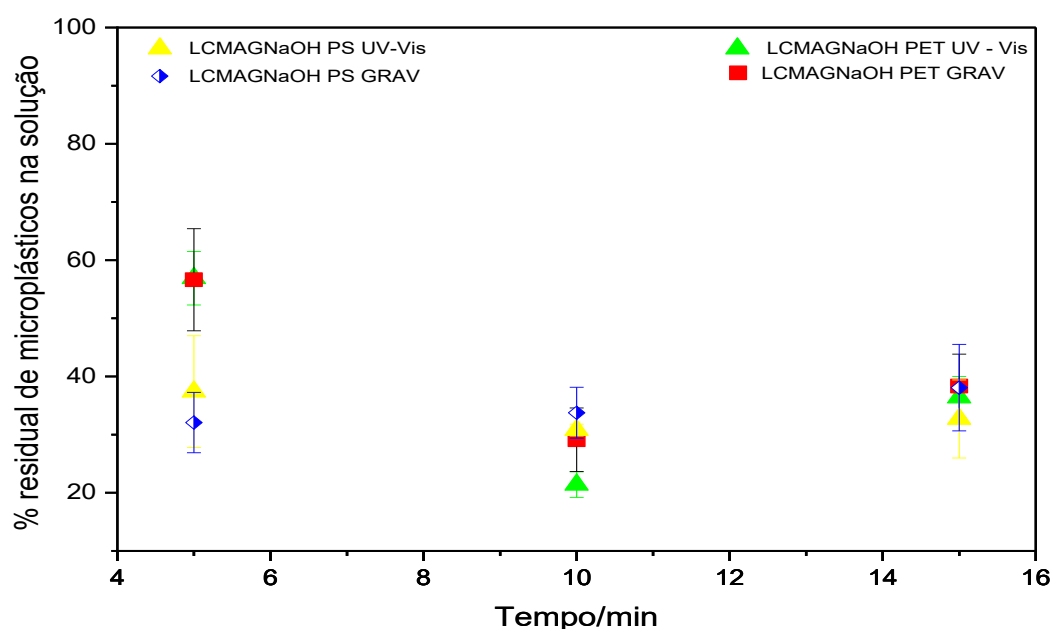
A capacidade de remoção do PS em LCMAGNaOH foi avaliada em relação ao teor de MP residual na solução, em que o menor teor de residual indica maior capacidade de remoção. Os teores de MPs residuais determinados por gravimetria e espectroscopia na região do ultravioleta (não capturados pelo adsorvente) são apresentados na figura 9. A menor concentração de MP de PS em solução foi obtida para o tempo de 10 minutos de contato entre adsorvente e MP, com valores de $38,5 \pm 0,9\%$ e $18,4 \pm 0,5\%$ por gravimetria e UV-Vis, respectivamente.

O valor médio de PS por UV-Vis no tempo de 15 minutos foi próximo ao valor de 10 minutos,

19,3±3,0%, e o maior teor foi no intervalo de 5 minutos, 21,0±4%. A técnica de UV/Vis apresentou menor dispersão, provavelmente devido à capacidade de diferenciação, por meio da solubilização em diclorometano, do residual de PS dos adsorventes.

A divergência observada entre os métodos gravimétrico e espectroscópico (que pode ser identificada no gráfico) pode ser atribuída a uma interferência no método gravimétrico: o desprendimento de frações do bioadsorvente, que são pesadas em conjunto com o MP residual, superestimando a massa final. Essa teoria corrobora os níveis de recuperação de LCMAGNaOH determinados por gravimetria (93,9±1,1; 92,8±0,7; 93,9±1,4% para 5, 10 e 15 minutos, respectivamente – Figura 11), indicando que o bioadsorvente não capturado do meio aquoso foi quantificado.

Figura 9. Teor de MPs PS e PET residual na solução por gravimetria e espectroscopia para o bioadsorvente LCMAGNaOH nos tempos de 5, 10 e 15 minutos. * Medida realizada em água potável a 25 °C.



Legenda: GRAV - gravimétrico

As concentrações experimentais utilizadas no presente estudo (0,125 mg mL⁻¹ de micropartículas de PS e 0,625 mg mL⁻¹ de LCMAGNaOH) são comparáveis às relatadas por Babalar et al., 2024 que avaliaram biochar ativado e compósitos de biochar magnético ativado revestidos com polímero e zeólita (PMACZ) utilizando 0,1 mg L⁻¹ de PS e 1 mg mL⁻¹ de bioadsorvente em água destilada. O PMACZ é preparado por meio de múltiplas etapas de síntese utilizando biochar ativado, magnetita, ácido oleico, zeólita, polietilenoglicol (PEG) e polietilenimina, com temperaturas de processamento de até 850 °C.

O compósito modificado apresentou um potencial zeta de aproximadamente +40 mV na faixa

de pH de 6,0–8,0, enquanto as MPs de PS de 2 e 15 μm apresentaram potenciais zeta de aproximadamente -15 e -25 mV, respectivamente, na mesma faixa de pH (valores estimados a partir dos gráficos dos autores). Nessas condições, as cargas superficiais opostas favorecem a atração eletrostática, o que provavelmente contribui para a adsorção de aproximadamente 70% alcançada em 30 minutos.

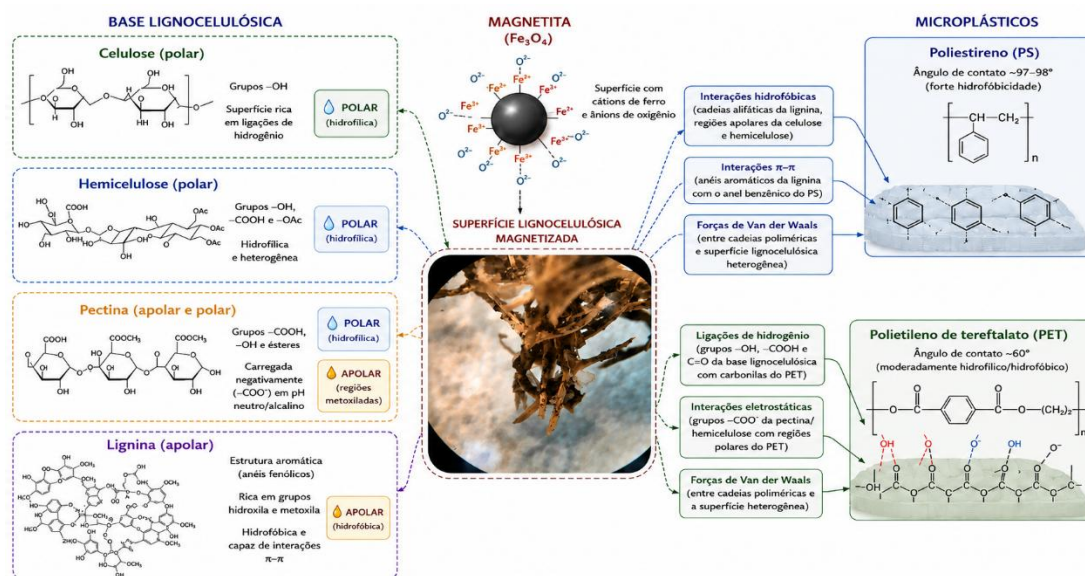
Do ponto de vista prático, o aumento de aproximadamente 10% na adsorção observado após a complexa modificação do carvão ativado para produzir PMACZ também deve ser interpretado considerando as etapas adicionais de síntese, as temperaturas de processamento mais elevadas e os maiores custos de produção. Portanto, o ganho relativamente modesto na eficiência de adsorção deve ser ponderado em relação ao aumento da complexidade do processo em aplicações em larga escala.

O mesmo estudo também avaliou o carvão ativado (CA), o material precursor usado para preparar o PMACZ. O carvão ativado apresentou adsorção de aproximadamente 60% nas mesmas condições experimentais, apesar de apresentar um potencial zeta de aproximadamente -40 mV (Sri et al., 2025) enquanto as micropartículas de PS também apresentaram potenciais zeta negativos. Essa observação indica que a atração eletrostática sozinha não explica o processo de adsorção.

Em vez disso, mecanismos adicionais, incluindo interações hidrofóbicas, forças de van der Waals, heterogeneidade da superfície, aprisionamento em poros e possíveis interações mediadas por íons, provavelmente estão envolvidos na adsorção das micropartículas. A tendência de potencial zeta negativo relatada para CA e PS também é consistente com a observada para as micropartículas de LCMAGNaOH e PS no presente trabalho, embora estas últimas tenham apresentado valores absolutos de potencial zeta mais baixos. Essa interpretação também deve ser considerada em conjunto com os resultados de ponto de carga zero e potencial zeta apresentados na seção 5.7.8.

Para esclarecer as estruturas químicas e as possíveis interações envolvidas na remoção dos microplásticos, a Figura 10 apresenta uma representação esquemática da superfície lignocelulósica magnetizada do LCMAGNaOH e de sua interação com PS e PET. A composição heterogênea da biomassa, constituída principalmente por celulose, hemicelulose, pectina e lignina, proporciona regiões com diferentes características químicas e grupos funcionais capazes de contribuir para a afinidade entre o bioadsorvente e os microplásticos. Para o PS, de caráter predominantemente hidrofóbico e contendo anéis aromáticos, a remoção pode ser favorecida principalmente por interações hidrofóbicas, forças de van der Waals e interações π – π com estruturas aromáticas da lignina.

Figura 10. – Representação esquemática das estruturas químicas da matriz lignocelulósica e magnetita e das possíveis interações envolvidas na remoção de microplásticos de PS e PET pelo bioadsorvente LCMAGNaOH.



Para o PET, cuja estrutura apresenta grupos éster e carbonila e, portanto, maior polaridade, podem contribuir adicionalmente ligações de hidrogênio e interações eletrostáticas ou mediadas por espécies iônicas presentes na interface sólido-líquido. A magnetita incorporada à matriz lignocelulósica confere resposta magnética ao material e modifica a heterogeneidade química e superficial do adsorvente, podendo também participar das interações interfaciais.

Essa interpretação deve ser considerada em conjunto com os resultados de potencial zeta, os quais auxiliam na compreensão do estado de carga das superfícies nas condições experimentais. Assim, os resultados sugerem que a remoção de PS e PET pelo LCMAGNaOH decorre da atuação simultânea de diferentes interações físico-químicas, e não de um único mecanismo de adsorção.

É possível fazer um comparativo também com os estudos realizados por Ha et al., 2023 em que o uso de frutos de bucha vegetal revestidos com cera de abelha ou cera de palma também foi relatado para a remoção de microplásticos. Esses revestimentos aumentam a hidrofobicidade da superfície do bioadsorvente, aprimorando sua afinidade por contaminantes hidrofóbicos. Capacidades de adsorção de 381-569 mg g⁻¹ foram relatadas para buchas revestidas com cera, correspondendo a mais de 99% de remoção de microplásticos de poliestireno (PS) de 5 µm após 30 minutos sob agitação contínua. Essa capacidade de adsorção é superior à obtida para LCMAGNaOH (163 mg g⁻¹ em condições estáticas).

No entanto, a comparação direta entre os dois estudos deve ser interpretada com cautela, pois as condições experimentais diferem substancialmente. Na literatura, os microplásticos de PS foram dispersos em um meio de emulsificação não especificado e diluídos em uma mistura de etanol e água na proporção de 1:1, enquanto o presente trabalho utilizou água potável contendo íons dissolvidos e uma distribuição de tamanho de microplásticos mais ampla, condições que se assemelham mais aos ambientes aquáticos naturais.

Além disso, os experimentos de adsorção com LCMAGNaOH foram realizados sem agitação e com um tempo de contato três vezes menor do que o relatado para as esponjas revestidas com cera. Como a agitação contínua aumenta substancialmente a frequência de colisão de partículas e a transferência de massa, ela geralmente favorece a adsorção. As condições estáticas foram intencionalmente selecionadas neste trabalho para melhor simular a aplicação potencial de bioadsorventes flutuantes em grandes ambientes aquáticos (Van Do et al., 2022; Santos et al., 2024).

Embora a literatura reporte eficiências de remoção significativas em sistemas simplificados utilizando água deionizada ou destilada em condições que minimizam a interferência de forças iônicas (Heo et al., 2022; Wang et al., 2021; Zheng et al., 2022; Babalar et al., 2024; Tang et al., 2021), tais cenários negligenciam a complexidade das matrizes aquáticas reais. No presente trabalho, as condições experimentais foram delineadas para simular variáveis ambientais autênticas, permitindo avaliar a influência de interferentes na capacidade de remoção real do bioadsorvente desenvolvido.

A figura 9 também apresenta os valores de MPs de **PET** por gravimetria e espectroscopia. O menor teor de MPs de PET em água potável, determinado por UV/Vis, também foi obtido para o tempo de contato de 10 minutos, em que o residual foi de $21,4 \pm 2,2\%$. Os valores médios de PET nos tempos de 5 e 15 minutos foram de $56,9 \pm 4,6\%$ e $36,4 \pm 3,6\%$ respectivamente. As taxas de recuperação de massa de LCMAGNaOH foram de $88,2 \pm 2,0$, $96,8 \pm 2,5$ e $93,9 \pm 3,4$ em 5, 10, 15 minutos respectivamente – figura 8.

Os estudos disponíveis sobre remoção de microplásticos de PET utilizando materiais de origem celulósica ainda são limitados e, na literatura consultada, predominam estratégias baseadas em floculação, em detrimento do uso de bioadsorventes lignocelulósicos magnetizados. Magalhães et al. (2025), por exemplo, desenvolveram floculantes catiônicos derivados da celulose capazes de remover aproximadamente 79,5% de microplásticos de PET dispersos em água destilada por meio da combinação de neutralização de cargas eletrostáticas e interações hidrofóbicas, promovendo a agregação das partículas em flocos posteriormente removidos por filtração.

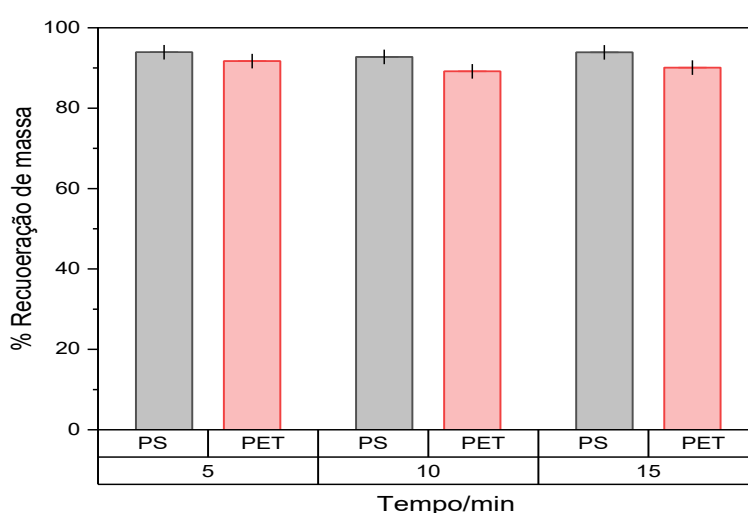
Em contraste, o presente estudo emprega um bioadsorvente lignocelulósico magnetizado à base de *LC*, cuja remoção do PET ocorre por um mecanismo distinto, fundamentado na adsorção dos microplásticos sobre a superfície heterogênea do bioadsorvente e na posterior recuperação do adsorvente por separação magnética. Dessa forma, enquanto o floculante celulósico atua promovendo a agregação das partículas suspensas, o material desenvolvido neste trabalho combina a elevada disponibilidade de grupos funcionais da biomassa lignocelulósica com a resposta magnética conferida pela magnetita, possibilitando a remoção eficiente do PET e a recuperação rápida do bioadsorvente sem a necessidade da etapa de floculação.

Assim, os resultados obtidos ampliam as alternativas para o tratamento de águas contaminadas

por microplásticos, uma vez que evidenciam o potencial de um sistema adsorvente magneticamente recuperável, abordagem que permanece pouco explorada para microplásticos de PET na literatura disponível.

Neste contexto, a capacidade de remoção em sistemas aquosos depende de diversas variáveis, como pH, massa do adsorvente, temperatura, composição do meio aquoso, tempo de contato e concentração inicial do contaminante. A influência de cada variável no processo depende principalmente das propriedades do adsorvente e do contaminante a ser adsorvido, como porosidade, área superficial, hidrofobicidade, polarizabilidade, grau de ionização, grupos funcionais na superfície, potencial zeta, solubilidade e diâmetro e forma das partículas ou moléculas (Santos et al., 2024).

Figura 11. – Massa recuperada real de LCMAGNaOH em testes de remoção por gravimetria para MPs de PS e PET



Além da eficiência de remoção, a aplicabilidade de um adsorvente em maior escala está diretamente relacionada à simplicidade de sua obtenção, à disponibilidade das matérias-primas e aos custos associados aos insumos e ao consumo energético durante sua preparação e utilização. Nesse sentido, embora o LCMAGNaOH tenha sido desenvolvido a partir de materiais acessíveis e por uma rota relativamente simples, caracterizá-lo apenas como um adsorvente de “baixo custo” sem uma avaliação dos fatores que compõem esse custo poderia limitar a sustentação dessa vantagem.

Assim, com o objetivo de fornecer evidências acerca de sua potencial viabilidade econômica, foram comparados os principais insumos, reagentes e etapas de processamento envolvidos na preparação do LCMAGNaOH e dos adsorventes propostos por Babalar et al. (2024) e Ha et al. (2023), bem como os aspectos relacionados à demanda energética de suas rotas de obtenção. As Tabelas 1 e 2 apresentam, respectivamente, a comparação dos insumos e modificações químicas requeridos e das condições de processamento associadas ao consumo energético.

Essa análise não constitui uma avaliação técnico-econômica completa, uma vez que fatores como escala de produção, rendimento do processo, vida útil dos materiais, custos de mão de obra e

equipamentos não foram determinados. Cada preço está devidamente referenciado, ao final da seção de referências (item 7.1), é possível encontrar os sites comerciais enumerados.

Entretanto, esse levantamento permite identificar os principais fatores potencialmente responsáveis pelo custo de produção e demonstrar, de maneira comparativa, as vantagens do LCMAGNaOH relacionadas ao reduzido número de reagentes, ao emprego de magnetita natural, à ausência de revestimentos poliméricos e solventes orgânicos, às temperaturas relativamente baixas de processamento e à ausência de gasto energético por agitação durante a etapa de remoção.

Dessa forma, a análise econômica e energética complementa os resultados de eficiência de remoção e contribui para avaliar de maneira mais abrangente o potencial do material para aplicações futuras em maior escala.

Tabela 1. – Um comparativo dos insumos que geram custos

Insumo	LCMAGNaOH	PMACZ – Babalar et al. (2024)	Luffa + cera – Ha et al. (2023)	Preço de referência no Brasil
<i>Luffa cylindrica</i>	✓ Suporte para magnetita natural	—	✓ Suporte para revestimento com cera	¹ R\$ 1/uni
Magnetita natural	✓ Impregnação na LC	—	—	² R\$ 29 /kg
NaOH	✓ tratamento da LC	✓ Síntese da zeólita	—	³ R\$ 32,30/L
KOH	—	✓ Ativação química do biochar	—	⁴ R\$ 52,67/kg
HCl	—	✓ Lavagem/tratamento	—	⁵ R\$ 185,6/L
HNO ₃	—	✓ Tratamento ácido posterior do biochar ativado	—	⁶ R\$ 185,60/L
FeCl ₃ / FeCl ₂	—	✓ Precursores para formação de Fe ₃ O ₄	—	⁷ R\$ 171,44/L
NH ₄ OH	—	✓ Síntese da magnetita por coprecipitação	—	⁸ R\$ 38,20/L
Ácido oleico	—	✓ Síntese das nanopartículas de magnetita (Fe ₃ O ₄) como agente estabilizante	—	⁹ R\$ 110,42/L
Caulim	—	✓ Precursor para produção da zeólita	—	¹⁰ R\$ 22,65/kg
PEG - polietilenoglicol	—	✓ Modificação/revestimento polimérico	—	¹¹ R\$ 277,20 /kg
PEI - polietilenimina	—	✓ Modificação/revestimento polimérico	—	¹² R\$ 876/100mL
Metanol	—	✓ Solvente utilizado para dissolver PEG e PEI durante o revestimento	—	¹³ R\$ 98,00/L
Cera de abelha	—	—	✓ Revestimento da LC	¹⁴ R\$ 68,90/kg
Cera de palma	—	—	✓ Revestimento da LC	¹⁵ R\$ 30,60/kg
Xileno	—	—	✓ Solvente empregado na	¹⁶ R\$ 45,78/L

Insumo	LCMAGNaOH	PMACZ – Babalar et al. (2024)	Luffa + cera – Ha et al. (2023)	Preço de referência no Brasil
Etanol absoluto	—	—	aplicação do revestimento ✓Segunda etapa do revestimento/Preparação da suspensão de microplásticos	¹⁷ R\$ 29,56/L
Soma dos insumos utilizados	Baixo/R\$ 62,30	Elevado/R\$2.050,08	Intermediário/ LC + cera de abelha R\$ 145,24 LC + cera de palma R\$ 106,94	

Tabela 2. - Comparação de rota de síntese e energética de LCMAGNaOH com adsorventes da literatura

Etapa/indicador	LCMAGNaOH – este estudo	PMACZ – Babalar et al. (2024)	Luffa + cera – Ha et al. (2023)
Temperatura máxima de preparação	80 °C	850 °C	50 °C
Processamento em alta temperatura	Não	Sim – 850 °C/1 h; 650 °C/1 h; 200 °C/4 h	Não
Ativação química sob aquecimento	Não	Sim – biochar + KOH, 85 °C/24 h	Não
Tratamento hidrotermal prolongado	Não	Sim – 80 °C/96 h, na preparação da fase zeolítica	Não
Aquecimento durante preparação/modificação	80 °C/~3 h	Múltiplas etapas	50 °C durante preparação da solução de cera
Secagem	60 °C/3 h	Múltiplas etapas	40 °C/14 h no total
Atmosfera de N ₂	Não	Sim – tratamento a 850 °C/1 h	Não
Freeze-drying (liofilização)	Não	Sim	Não
Centrifugação	Não	Sim	Não
Evaporador rotativo	Não	Sim – 60 °C/4 h	Não
Agitação durante a preparação	Sim – durante preparação a 80 °C	Sim – múltiplas etapas	Empregada na preparação/aplicação do revestimento
Agitação durante a remoção dos MPs	Não	Sim	Sim – 80 rpm
Tempo do ensaio de remoção	5–15 min; ótimo = 10 min	Conforme condições do ensaio de adsorção	30 min
Separação magnética	Sim	Sim	Não
Indicativo de intensidade de processamento	Menor	Elevado	Intermediário

A comparação econômica foi realizada de forma qualitativa e semi-quantitativa, considerando

os preços de aquisição dos principais insumos no mercado brasileiro e a complexidade das etapas de processamento descritas para cada material. Optou-se por não estimar um custo monetário por batelada ou por unidade de massa de adsorvente, uma vez que os estudos comparados foram desenvolvidos em escala laboratorial e não apresentam informações suficientes sobre rendimento de síntese, recuperação e reutilização de reagentes, perdas de processo e consumo energético real dos equipamentos.

Dessa forma, valores monetários calculados a partir das pequenas quantidades utilizadas experimentalmente poderiam conferir uma precisão aparente que não representa adequadamente os custos em maior escala. A análise apresentada deve, portanto, ser interpretada como uma comparação de indicadores de custo e intensidade de processamento, e não como uma análise técnico-econômica completa.

A comparação apresentada na tabela 2 não corresponde à determinação direta do consumo energético dos processos, uma vez que Babalar et al. (2024) e Ha et al. (2023) não fornecem as potências elétricas dos equipamentos empregados. Dessa forma, foram considerados como indicadores de intensidade de processamento as temperaturas e os tempos empregados, o número de etapas térmicas e a necessidade de operações adicionais com consumo energético, como agitação, centrifugação, liofilização, evaporação rotativa e utilização de atmosfera controlada.

Nesse contexto, o LCMAGNaOH apresenta uma rota de preparação comparativamente simplificada, com temperatura máxima de 80 °C. Em contraste, a preparação do PMACZ envolve múltiplas etapas térmicas e operações unitárias, incluindo tratamentos de até 850 °C. O sistema de Ha et al. (2023), embora não empregue temperaturas elevadas, apresenta períodos prolongados de secagem e requer agitação durante o ensaio de remoção.

Para o LCMAGNaOH, foi possível estimar o consumo elétrico máximo teórico da preparação em 0,84 kWh por batelada, considerando as potências nominais e os tempos de funcionamento dos equipamentos utilizados. A etapa de preparação a 80 °C, realizada em chapa de 220 W (potência do equipamento utilizado) durante aproximadamente 3 h, correspondeu a 0,66 kWh, enquanto a secagem a 80 °C em estufa de 220 W durante 50 min correspondeu a 0,18 kWh. Ressalta-se que esse valor representa uma estimativa máxima baseada na potência nominal dos equipamentos, e não o consumo elétrico efetivamente medido, podendo o consumo real ser inferior em função dos ciclos de funcionamento e controle de temperatura dos equipamentos.

O consumo elétrico máximo teórico (0,84 kWh) associado à preparação do LCMAGNaOH foi estimado a partir da potência nominal dos equipamentos e do respectivo tempo de funcionamento, procedimento empregado em estimativas de consumo energético de equipamentos elétricos conforme trabalho de Delphino et al., 2023 com base em cálculos para o Brasil. A energia consumida (E) foi determinada pela relação entre potência elétrica (P) e tempo de funcionamento (t), conforme a Equação

X:

$$E=P \times t \text{ (Equação 5)}$$

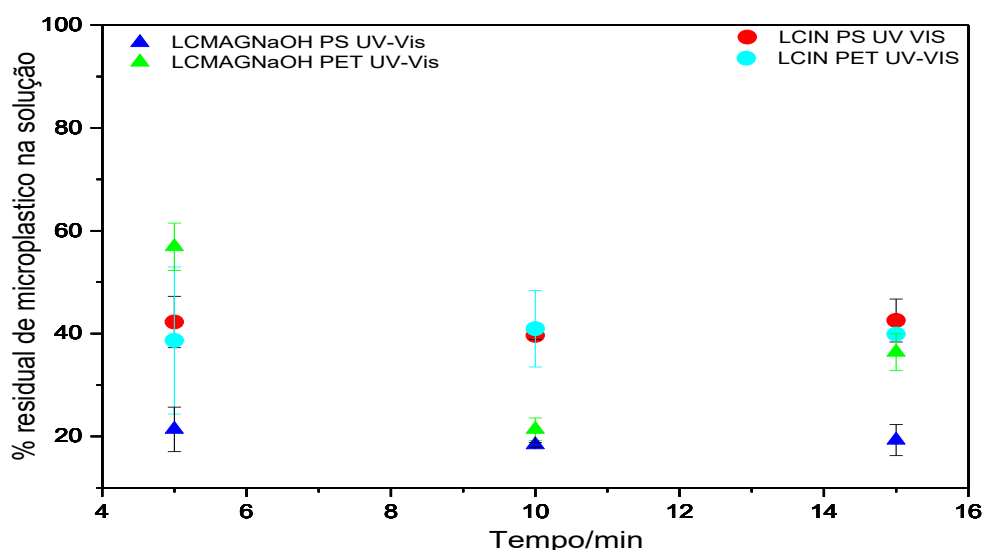
em que E corresponde à energia elétrica consumida (kWh), P à potência nominal do equipamento (kW) e t ao tempo de funcionamento (h).

5.1.3 Resultado dos testes de remoção dos MPs com LCIN e LCMAGNaOH em água potável

A figura 12 apresenta a comparação da eficiência de remoção de PET e PS entre as amostras LCIN e LCMAGNaOH. Os teores residuais de **PS** determinados via espectroscopia para a LCMAGNaOH foram de $21,4 \pm 4,3\%$; $18,4 \pm 0,5\%$; $19,3 \pm 3,0\%$ para os intervalos de 5, 10 e 15 minutos, respectivamente, um desempenho médio de 80,3%. Em contraste, as amostras LCIN apresentaram concentrações residuais superiores em 5 min – $42,2 \pm 5,0\%$; 10 min – $39,66 \pm 0,78\%$ e 15 min – $42,5 \pm 4,17\%$, um desempenho médio de remoção de 58,5%. Os resultados demonstram que a incorporação da magnetita proporcionou um incremento de desempenho superior a 37% na capacidade de remoção em relação às fibras não magnetizadas.

Para os MPs de **PET** os teores de residuais foram muito próximos em relação ao PS para LCIN: $38,66 \pm 14,3$ – 5 min, $40,95 \pm 7,44$ – 10 min, $39,91 \pm 0,83$, desempenho médio de 58,5% de remoção. Ao comparar com LCMAGNaOH aos 5 minutos com $56,87 \pm 4,6\%$, $21,4 \pm 2,2\%$ – 10 min, e 15 minutos $36,4 \pm 3,6\%$, com taxa de remoção máxima de 78,6%, houve aumento de remoção de PET em quantidades significativas entre 10 e 15 min. Aos 10 minutos o incremento relativo de eficiência foi de 33%. O intervalo de 5 min apresentou baixa interação, com remoção próxima ao LCIN (figura 12).

Figura 12. Teor de MPs PS e PET residual na solução por espectroscopia utilizando LCIN e LCMAGNaOH, nos tempos de 5, 10 e 15 minutos. * Medida realizada em água potável a 25 °C.



A figura 13 apresenta a comparação da eficiência de remoção de PET e PS entre as amostras LCNaOH e LCMAGNaOH. Para os MPs de **PET** os teores foram menores em relação ao PS para LCNaOH: $42,3 \pm 4,4\%$ – 5 min, $43,46 \pm 1,15\%$ – 10 min, $44,78 \pm 1,73\%$, desempenho médio de 56,5% de remoção. Para os microplásticos de PS os valores foram $59,42 \pm 10,36$ – 5 min, $67,90 \pm 6,95\%$ – 10 min e $69,66 \pm 3,06\%$ – 15 min apresentando baixa remoção. Em ambos os casos, o desempenho permaneceu inferior ao obtido com LCMAGNaOH, evidenciando que a magnetita desempenha papel decisivo no aumento da eficiência de remoção.

Os dados obtidos por espectroscopia UV-Vis apresentaram menor variabilidade experimental que aqueles determinados por gravimetria e, por esse motivo, foram adotados como referência para a discussão da eficiência de remoção.

O desempenho superior do LCMAGNaOH em relação tanto ao LCIN quanto ao LCNaOH indica um efeito sinérgico entre o tratamento alcalino e a incorporação de magnetita. O tratamento com NaOH promove a remoção parcial de lignina, hemicelulose e compostos solúveis, aumentando a área superficial específica, a rugosidade e a exposição das microfibrilas de celulose (Moramarco, et al., 2025), enquanto a magnetita fornece novos grupos hidroxila superficiais e aumenta a heterogeneidade química do material, ampliando o número de sítios ativos disponíveis para adsorção (Asimbaya et al., 2022).

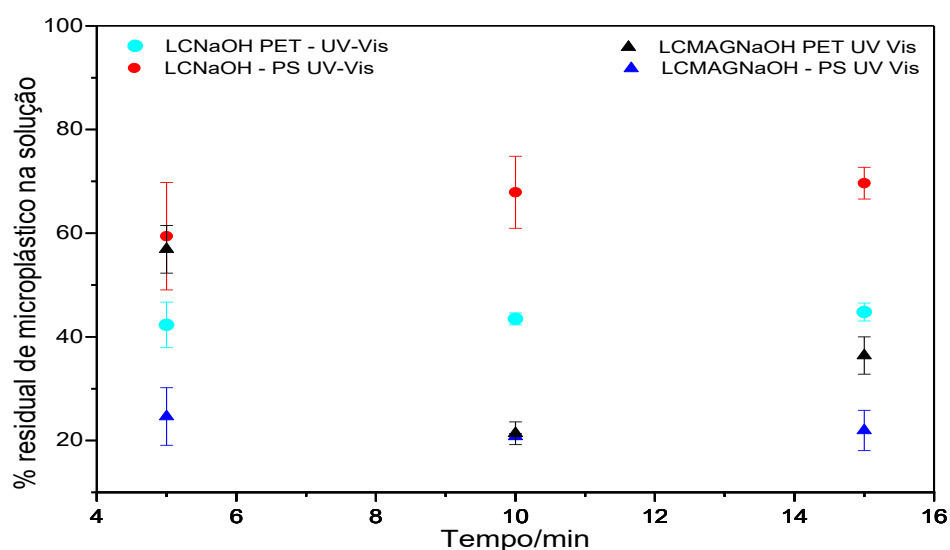
Dessa forma, a captura de PET e PS provavelmente resulta da atuação conjunta de interações hidrofóbicas, forças de van der Waals, interações π - π entre as estruturas aromáticas dos polímeros e os constituintes lignocelulósicos, além da limitada contribuição das interações eletrostáticas, conforme sugerido pelas análises de potencial zeta realizadas neste estudo.

Embora existam poucos trabalhos descrevendo diretamente a adsorção de microplásticos por fibras de *Luffa cylindrica*, estudos envolvendo a adsorção de compostos aromáticos fornecem evidências importantes para compreender esse mecanismo. Abdelwahab e Amin, 2013 e Wang et al., 2021 demonstraram que a adsorção de fenol em LC ocorre espontaneamente e de forma exotérmica, sendo favorecida por interações hidrofóbicas e π - π entre o adsorbato e a superfície lignocelulósica.

Considerando que tanto o PET quanto o PS possuem anéis aromáticos em sua estrutura, mecanismos semelhantes provavelmente contribuem para sua adsorção no LCMAGNaOH. Nesse contexto, a combinação entre o tratamento alcalino e a magnetização potencializa simultaneamente a disponibilidade de sítios ativos e a afinidade química da superfície do adsorvente, justificando o desempenho significativamente superior observado experimentalmente.

A discreta redução da remoção de PET após 15 min de contato sugere que o sistema atingiu o equilíbrio de adsorção, podendo ocorrer o estabelecimento do equilíbrio adsorção-dessorção ou a ocupação dos sítios de maior energia, restando apenas sítios menos favoráveis energeticamente. Além disso, a hidratação superficial da magnetita e a competição com moléculas de água podem reduzir parcialmente a afinidade entre o PET e o adsorvente em tempos de contato mais prolongados (Tombácz et al., 2009).

Figura 13. Teor de MPs PS e PET residual na solução por espectroscopia em LCNaOH e LCMAGNaOH, nos tempos de 5, 10 e 15 minutos. * Medida realizada em água potável a 25 °C.



A remoção de fenol em LC, conforme descrito na literatura (Abdelwaha; Amin, 2013; Santos et al., 2024), pode ser usada como um modelo simplificado para avaliar a remoção de PET ou PS em LC, dada a similaridade entre o fenol e os monômeros de PET e PS. Abdelwahab e Amin (2013) observaram que a remoção de fenol entre 20 e 50 °C, em pH 7, com LC a 3 g L⁻¹ e fenol a 20 mg L⁻¹, diminuiu com o aumento da temperatura. Segundo os autores, as forças de sorção entre as moléculas de fenol e os sítios ativos do adsorvente enfraqueceram com o aumento da temperatura, como consequência do processo de remoção ser espontâneo ($\Delta G < 0$) e exotérmico nas condições do estudo (Abdelwaha; Amin, 2013).

A estrutura da LC facilita a captura física e a retenção de partículas de MPs por mecanismos de remoção física (Anastopoulos & Pashalidis, 2020). As fibras lignocelulósicas da LC *in natura* e os MPs PET podem interagir através de ligações de hidrogênio (Wu et al., 2024).

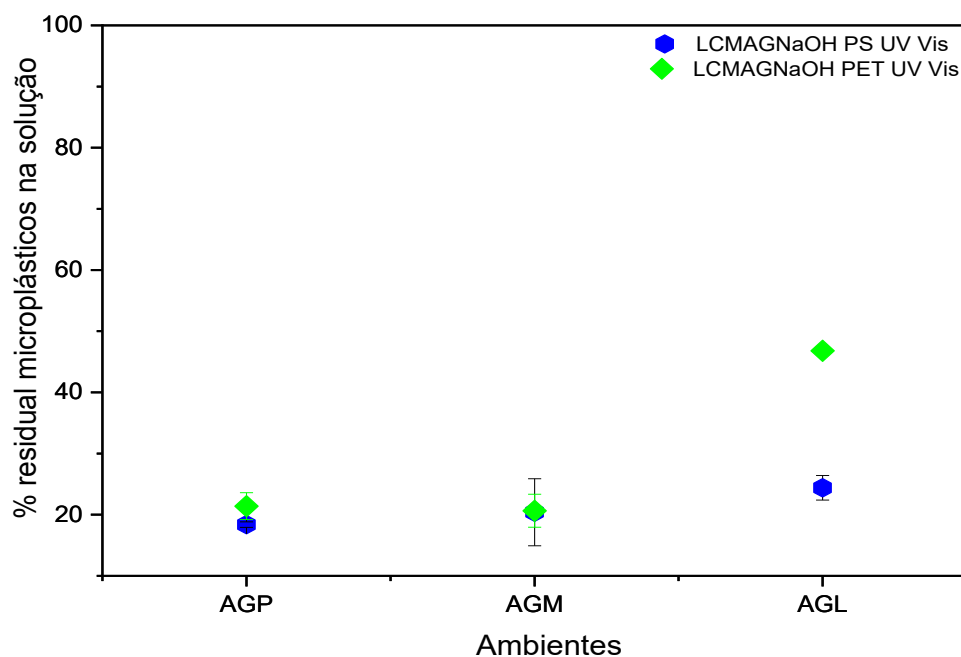
5.1.4 Resultado dos testes de remoção dos MPs com LCMAGNaOH em água do mar sintética (AGM) e água do lago (AGL)

Os ensaios de remoção em matrizes de água do mar sintética e água do parque do lago (local de coleta dos plásticos residuais utilizados na produção dos MPs simulados) foram conduzidos sob o tempo de contato de 10 minutos. Este intervalo foi definido com base nos ensaios prévios em água potável, nos quais se observou a melhor taxa de remoção nesse período. A figura 14 apresenta a capacidade de remoção de PS pelo bioadsorvente LCMAGNaOH nas três diferentes condições. Os teores de MPs de PS determinados por UV/Vis, assim como observado na determinação do melhor tempo de contato para remoção, foram mais precisos do que os dados de gravimetria e, portanto, estes não foram apresentados.

Os parâmetros físico-químicos da AGL foram: pH 7,66, oxigênio dissolvido ($2,31 \pm 0,15 \text{ mg L}^{-1}$), condutividade $149,5 \text{ } \mu\text{S cm}^{-1}$, temperatura $20 \text{ }^{\circ}\text{C}$, sólidos totais dissolvidos - TDS ($116 \pm 0,4 \text{ mg L}^{-1}$), salinidade de 0,1 ppt. O valor da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) 5d (5 dias) foi de $156 \pm 31 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ (figura 15) indicando um ambiente eutrofizado, com alta carga de matéria orgânica biodegradável.

O menor residual de PS na solução foi encontrado para a medida realizada em água potável (AGP), com valor de $18,34 \pm 0,45\%$, seguido pela água do mar sintética (AGM) com $20,4 \pm 0,3\%$ e pela água do Parque do Lago (AGL) com $24,4 \pm 2,0\%$. Constatou-se um aumento relativo de até 33% no residual de MPs à medida que a complexidade da matriz aquática aumentou ($\text{AGP} < \text{AGM} < \text{AGL}$), evidenciando o efeito interferente de constituintes dessas matrizes (como a alta força iônica na AGM e a presença de matéria orgânica na AGL) no processo de remoção. As taxas de recuperação de LCMAGNaOH foram de $93,0 \pm 0,7\%$ (AGM) e $91,7 \pm 0,7\%$ (AGL).

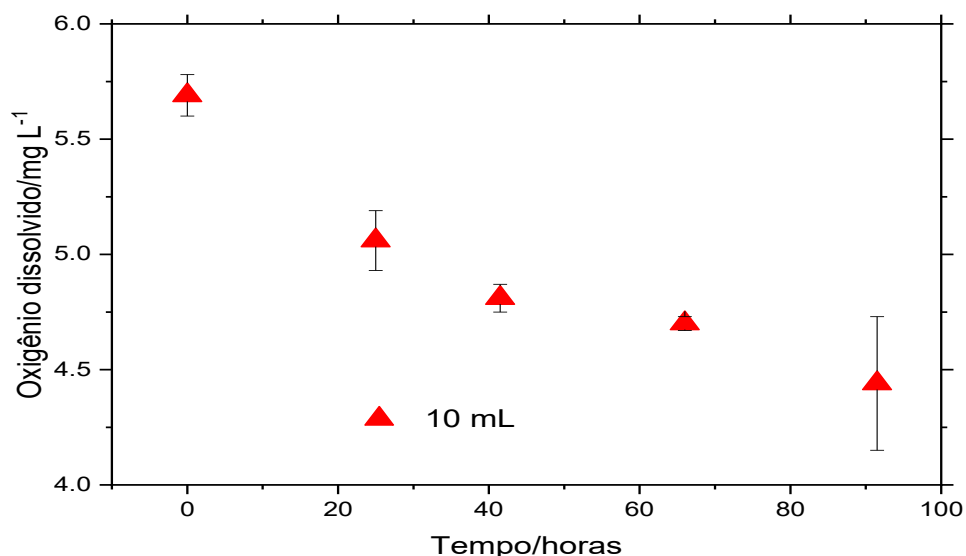
Figura 14. Teor de MPs de PS e PET residual na solução por espectroscopia no tempo de 10 minutos. * Medidas realizadas em água potável (AGP), água do mar sintética (AGM) e água do parque do lago (AGL) a $25 \text{ }^{\circ}\text{C}$.



A influência do pH nos processos de adsorção tem sido relatada. O pH afeta a força iônica do meio, a densidade de carga superficial dos adsorventes e das micropartículas (MPs) e, consequentemente, o potencial zeta (Quinn et al., 2017; Shahzad et al., 2025).

Sun et al. (1998) demonstraram que a carga superficial da magnetita varia em função do pH devido à protonação e desprotonação dos grupos hidroxila superficiais ($\equiv\text{Fe}-\text{OH}$). Em meio ácido, a protonação desses grupos favorece a formação de espécies $\equiv\text{Fe}-\text{OH}_2^+$, conferindo caráter mais positivo à superfície, enquanto o aumento do pH favorece sua desprotonação, com formação de $\equiv\text{Fe}-\text{O}^-$ e, consequentemente, uma superfície mais negativa (Tombácz, 2009). De acordo com esses autores, a magnetita apresenta valores de potencial zeta próximos de zero em pH aproximadamente 6, enquanto valores predominantemente negativos (aproximadamente -5 a -40 mV, dependendo da fonte de magnetita e das condições de medição) são observados próximos a pH 8 (Mummaleti et al., 2026).

Figura 15. Demanda Bioquímica de oxigênio (DBO) da água do lago, através da incubação por um período de 5 dias a 20 °C, com a determinação dos níveis iniciais e finais de oxigênio através do método da Azida modificado.



Os valores de remoção de MPs de PET variaram de forma significativa nas diferentes condições ambientais pelo método de espectroscopia. Os menores residuais de PET por UV-Vis foram encontrados para a medida realizada nos meios AGM e AGP, com valores de $20,6 \pm 2,65\%$ e $21,4 \pm 2,2\%$, respectivamente. O residual de MPs de PET em AGL foram significativamente maiores $46,8 \pm 0,4\%$. As taxas de recuperação foram $94,5 \pm 3,73$ (AGM) e $87,97 \pm 0,2$ (AGL), indicando maior perda de massa em AGL.

Apesar da elevada força iônica da AGM, que pode promover competição entre íons e sítios ativos do adsorvente, a eficiência de remoção permaneceu elevada ($\sim 80\%$). Esse comportamento pode ser explicado pela compressão da dupla camada elétrica e pela blindagem das cargas superficiais em meios salinos, reduzindo as repulsões eletrostáticas e favorecendo a aproximação entre adsorvente e adsorbato (Fontecha-Cámara et al., 2007; Wang et al., 2015).

Em contraste, a água do lago promoveu redução significativa na remoção de PET, indicando que a composição da matriz exerceu influência maior que a salinidade. Esse comportamento pode ser atribuído à presença de matéria orgânica natural (figura 12), partículas suspensas e espécies dissolvidas, que competem pelos sítios ativos do adsorvente ou formam um revestimento superficial capaz de bloquear os poros e reduzir a acessibilidade às áreas adsorptivas (Prajapati et al., 2022; Ali et al., 2022).

Esse efeito tende a ser mais acentuado para o PET devido às características de sua superfície. Segundo Wang et al. (2022b), esse polímero apresenta maior rugosidade, porosidade e volume de cavidades em comparação ao PS, características que, embora aumentem o número potencial de sítios de interação, também favorecem a adsorção preferencial de matéria orgânica sobre sua superfície, reduzindo a disponibilidade desses sítios para a interação com o bioadsorvente. Adicionalmente, a

maior densidade do PET em relação ao PS pode favorecer interações com a matéria orgânica dispersa antes que as partículas alcancem a superfície do LCMAGNaOH, contribuindo para a menor eficiência observada nessa matriz.

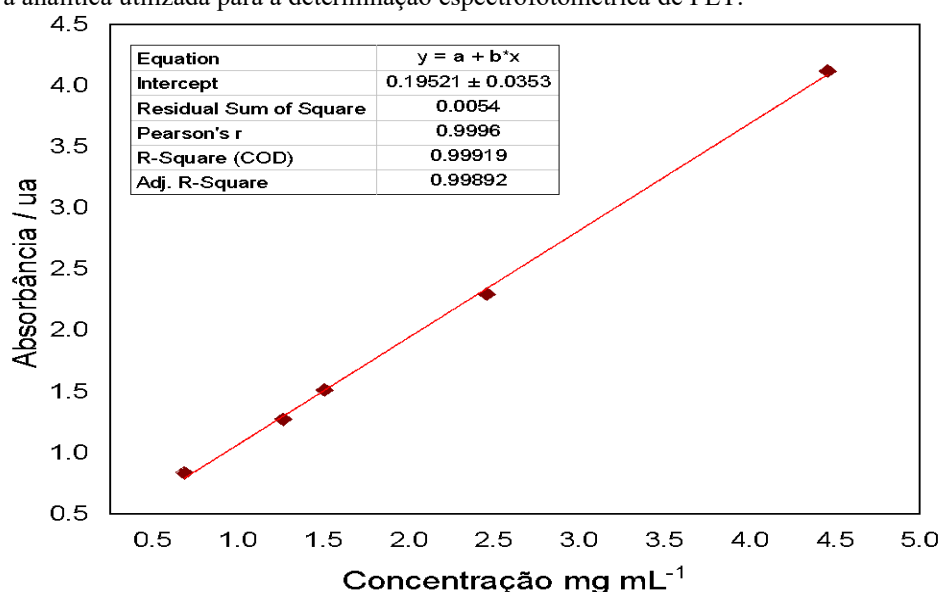
Resultados semelhantes foram reportados por Sacko et al. (2024), que utilizaram magnetita funcionalizada com ácido tânico (TA-Fe₃O₄) para remoção de MPs de PET e observaram redução significativa da eficiência em efluentes reais quando comparados à água deionizada, atribuída à competição direta entre matéria orgânica, íons dissolvidos e partículas de PET pelos sítios ativos do adsorvente.

E embora o pH seja um parâmetro importante em processos adsorptivos, os valores medidos para AGP (7,90) e AGL (7,66) foram muito próximos, indicando que esse fator provavelmente não foi determinante para a diferença de desempenho observada entre as matrizes. Além da competição promovida pelos constituintes da água natural, deve-se considerar que partículas magnéticas podem apresentar comportamento de agregação distinto em diferentes condições ambientais, reduzindo a área superficial disponível para adsorção e comprometendo a eficiência do processo em águas naturais com composição variável, como lagos eutrofizados (Yan et al., 2023).

5.2 Determinação espectrofotométrica dos MPs de PET e PS

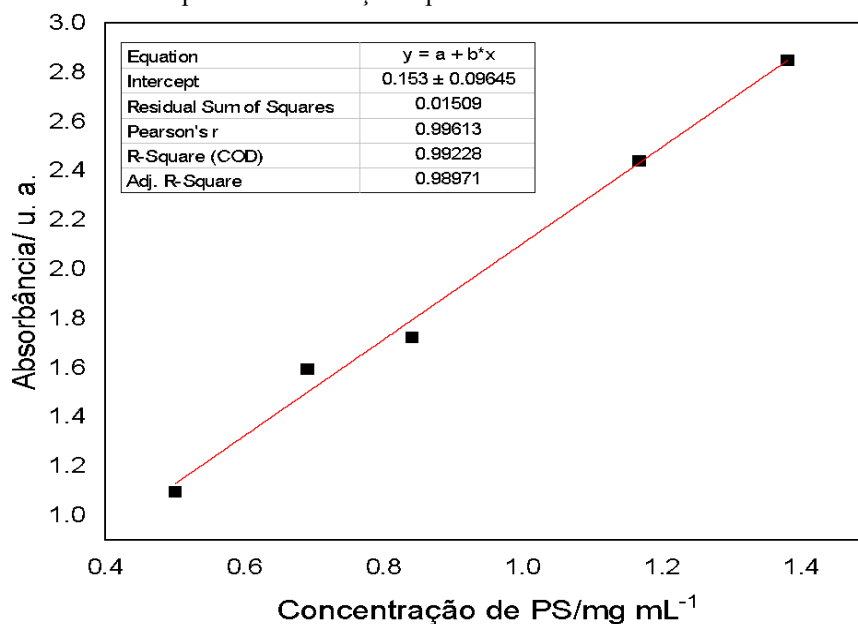
A quantificação dos microplásticos de PET por espectrofotometria foi realizada a partir de uma curva analítica obtida com soluções de PET em diclorometano e fenol. Na faixa de concentração avaliada, de 0,68 a 4,46 mg mL⁻¹, observou-se resposta linear entre a concentração de PET e a absorbância (Figura 16). Os dados foram ajustados por regressão linear pelo método dos mínimos quadrados, resultando em coeficiente de determinação (R²) de 0,9992, indicando adequado ajuste linear na faixa estudada.

Figura 16. Curva analítica utilizada para a determinação espectrofotométrica de PET.



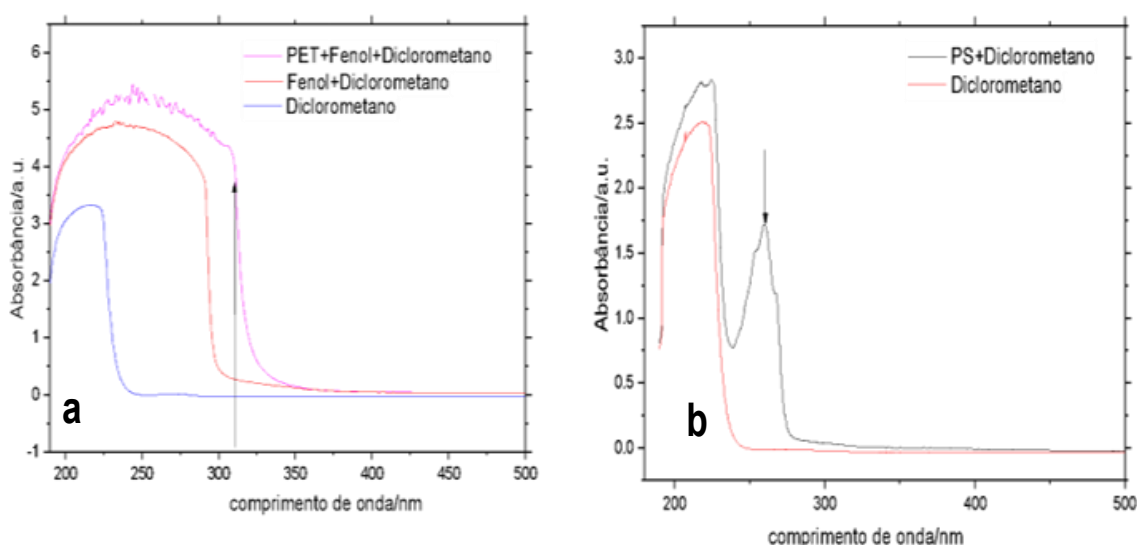
A quantificação dos microplásticos de PS também foi realizada por espectrofotometria, utilizando uma curva analítica obtida com soluções de PS em diclorometano. Os dados foram ajustados por regressão linear pelo método dos mínimos quadrados, apresentando coeficiente de determinação (R^2) de 0,9923 e coeficiente de correlação de Pearson (Figura 17), indicando ajuste linear adequado dos dados experimentais. Assim, foi possível utilizar as equações de regressão linear, conforme a lei de Lambert-Beer que relaciona linearmente a concentração com a absorbância, para quantificar a concentração dos MPs de PS através de leituras das absorbâncias em espectrofotômetro.

Figura 17. Curva analítica utilizada para a determinação espectrofotométrica de PS.



Os espectros UV-Vis das soluções de PET e PS e dos respectivos solventes são apresentados na Figuras 18a e b. Esses espectros foram utilizados para selecionar as regiões espectrais empregadas na determinação dos polímeros e para avaliar a contribuição dos solventes às medidas de absorbância.

Figuras 18a e b. - Espectros UV-Vis utilizados na determinação espectrofotométrica de PET (a) e PS (b), juntamente com os respectivos solventes.



5.3 Reutilização do bioadsorvente LCMAGNaOH

Os testes de reutilização foram realizados apenas em termos gravimétricos. O bioadsorvente de LCMAGNaOH para microplásticos de PS apresentaram residual de $42,2 \pm 4,26\%$ com $\sim 58\%$ de adsorção no segundo ciclo do teste de adsorção. A percentual de massa recuperada (massa do bioadsorvente) no segundo ciclo foi de $89,43 \pm 10,42$. Os bioadsorvente em microplásticos de PET obtiveram residual de $47,8 \pm 4,5$ com $\sim 53\%$ de taxa de adsorção para o segundo ciclo. A percentual de massa recuperada no segundo ciclo foi de $86,36 \pm 0,85$. São necessário testes por espectroscopia de UV-Vis para valores mais fidedignos.

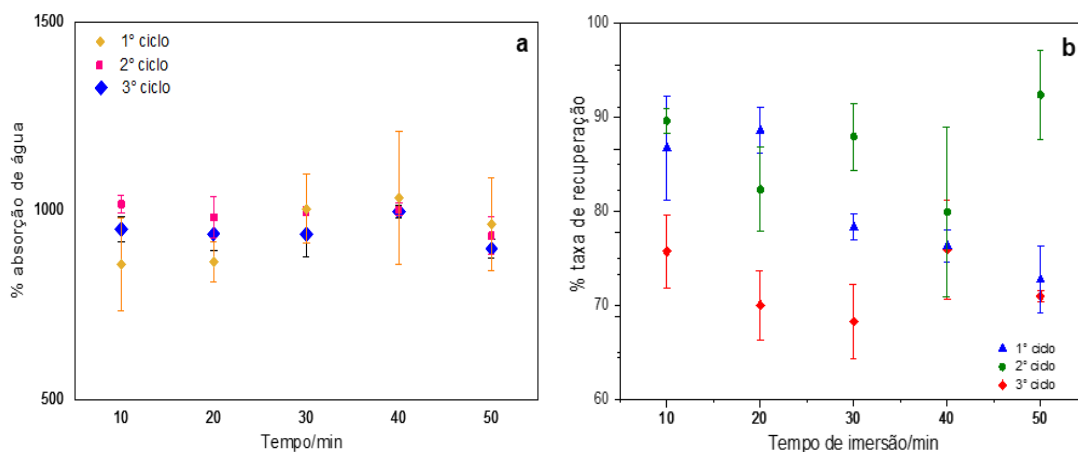
5.4 Resultados dos testes físico-químicos

5.4.1 Resultados do teste de absorção de água de LCMAGNaOH

A capacidade de absorção de água foi avaliada, visando a possibilidade de uma aplicação em larga escala, a estimativa da massa final a ser coletada e o estabelecimento das condições e metodologias que permitam a aplicação em escala industrial. A taxa de absorção de água potável medida ao longo de 50 minutos, em três ciclos (Figura 19a), mostrou uma capacidade de absorção de água de até 1050% do LCMAGNaOH em relação à sua massa inicial.

A capacidade de absorção de água ao longo dos 50 minutos depende não apenas da natureza do próprio adsorvente, mas também de diversas propriedades, incluindo a absorção máxima de água, a porosidade aberta, a distribuição do tamanho das partículas e a cinética de remoção para partículas individuais (Legrand et al., 2022). A LCIN e a magnetita possuem diferentes graus de porosidade apresentados neste trabalho através da microscopia eletrônica de varredura.

Figuras 19a e 19b. Absorção de água LCMAGNaOH em função do tempo e taxa de recuperação de massa em função do tempo.



No primeiro ciclo, observou-se (Figura 19a) que os tempos de 10 e 20 minutos apresentaram uma taxa média de absorção de água aproximadamente constante, com um aumento na taxa média de absorção nos primeiros 30 minutos, seguido pela manutenção dessa taxa média aos 40 e 50 minutos, indicando uma saturação do biocompósito em relação à capacidade de absorção de água. Os desvios médios de absorção observados neste primeiro ciclo foram maiores do que os observados nos ciclos 2 e 3.

Esse resultado pode ser explicado por uma menor taxa de recuperação do LCMAGNaOH (Figura 19b) em comparação com o segundo e terceiro ciclos e, conseqüentemente, um maior erro experimental, como evidenciado pela variação na capacidade de absorção de água. No segundo ciclo, a taxa média de remoção de água permaneceu aproximadamente constante aos 10, 20, 30 e 40 minutos, com uma pequena redução aos 50 minutos. No entanto, as taxas médias de absorção de água foram geralmente maiores ou iguais às do primeiro ciclo. No terceiro ciclo, a taxa média de absorção de água permaneceu aproximadamente constante, com valores intermediários entre o primeiro e o segundo ciclos em 10, 20, 30 e 40 minutos.

A taxa de recuperação (Figura 19b) avaliou a capacidade do ímã de neodímio de capturar LCMAGNaOH em função do tempo de imersão do biocompósito em meio aquoso (AGP). O tempo de 10 minutos apresentou a maior taxa de recuperação nos três ciclos. A maior taxa de recuperação no ciclo 2 pode ser atribuída ao biocompósito, que exibe maior homogeneidade na distribuição da magnetita do que no ciclo 1. O aumento na porcentagem de perda no ciclo 3 é atribuído a uma redução na quantidade de magnetita adsorvida na LCIN.

5.4.2 Resultados dos testes de sedimentação dos adsorventes e bioadsorvente magnético na coluna de água

A dinâmica de sedimentação da LCIN e LCNaOH e bioadsorvente foi avaliada por meio do monitoramento do deslocamento vertical das partículas na coluna de água ao longo de 60 min. Os ensaios foram realizados em triplicata e os resultados foram expressos como a média das três provetas, utilizando-se como referência a altura inicial da coluna de água. Dessa forma, o parâmetro analisado corresponde ao deslocamento relativo do bioadsorvente na coluna, não sendo interpretado como percentual de massa sedimentada. A tabela 3 apresenta os valores médios de tempo de queda, de flutuação e percentual de deslocamento máximo das amostras.

Tabela 3. – Tempo de queda, de flutuação e deslocamento máximo na proveta das amostras de LCIN, LCNaOH e LCMAGNaOH

(Bio)adsorvente	Tempo de queda (s)	Tempo de flutuação (s)	Deslocamento máximo (%)
LCIN	64 ± 8	57,6 ± 16	45,8
LCNaOH	39 ± 1	Não observado	11,5
LCMAGNaOH	34,6 ± 1,16	40 ± 2,5	23,8

A biomassa de LCIN apresentou a maior mobilidade vertical entre os materiais avaliados. Após 3 min de ensaio observou-se um deslocamento médio de aproximadamente 2 cm (9,2% da altura da coluna), aumentando para cerca de 8 cm (36,6%) aos 15 min e atingindo aproximadamente 10 cm (45,8%) aos 30 min, mantendo-se praticamente constante até o final do experimento.

Durante todo o ensaio foram observados sucessivos ciclos de sedimentação e reflutuação, indicando elevada capacidade de retenção de ar na estrutura lignocelulósica e lenta substituição do ar pela água no interior dos poros. A baixa taxa de sedimentação (flutuabilidade das amostras) pode ser explicada pela baixa densidade das esponjas LCIN, conforme relatado na literatura, variando de 385,46 a 468,70 kg m⁻³.

Em contraste, o LCNaOH apresentou o menor deslocamento ao longo da coluna, atingindo aproximadamente 2,5 cm (11,5%) após 30 min e permanecendo praticamente estável até 60 min. A baixa mobilidade vertical e a predominância das partículas próximas à superfície sugerem que o tratamento alcalino promoveu alterações na interação do material com a água, favorecendo maior estabilidade na interface líquido-ar nos poros e reduzindo a sedimentação ao longo do período experimental.

O LCMAGNaOH apresentou comportamento intermediário. Nos primeiros 3 min foi observado deslocamento médio de aproximadamente 4 cm (18,3%), aumentando para cerca de 5 cm (22,9%) aos 10 min e permanecendo praticamente constante até 60 min, quando atingiu

aproximadamente 5,2 cm (23,8%). Apesar da rápida sedimentação inicial, foram observados eventos de flutuação durante todo o experimento, indicando que a magnetização não eliminou a influência da elevada porosidade da *Luffa cylindrica*, mas alterou sua dinâmica de equilíbrio entre peso aparente, empuxo e retenção de ar. A incorporação do MAG, com alta densidade ($>5 \text{ kg m}^{-3}$), não afeta significativamente a densidade do biocompósito (Chen et al., 2017).

Esses resultados demonstram que os tratamentos químicos modificaram significativamente o comportamento hidrodinâmico dos bioadsorventes, aspecto relevante para sua aplicação em ambientes aquáticos destinados à remoção de microplásticos.

5.5 Análise Estatística – Desempenho de LCMAGNaOH para PET e PS nas diferentes matrizes aquáticas

Para comparar estatisticamente as médias dos adsorventes em cada MP, verificou-se inicialmente a normalidade dos dados pelo teste de Shapiro–Wilk ($\alpha = 0,05$). Todos os grupos apresentaram $p > 0,05$ indicando distribuição normal e atendimento aos pressupostos para aplicação da ANOVA bifatorial. Os fatores considerados foram: (i) tipo de MP (2 níveis) e (ii) matriz aquática (3 níveis), analisados juntamente para o bioadsorvente no tempo de 10 minutos.

Diante da significância dos efeitos principais e das interações, aplicou-se o teste de Tukey para comparação múltipla de médias e, adicionalmente, a correção de Bonferroni, a fim de reduzir o risco de falsos positivos nas conclusões sobre o melhor desempenho de um microplástico em cada tipo de água. Os valores foram preparados utilizando o Origin Pro 2019.

A análise estatística revelou que os grupos avaliados se dividiram em dois perfis distintos de comportamento (Tabela 4). Os grupos AGP e AGM não apresentaram diferença significativa entre si ($p=0,927$), indicando equivalência estatística em suas médias (Diferença = 0,614). Em contrapartida, o grupo AGL exibiu valores significativamente superiores quando comparado de forma pareada tanto ao AGP (Diferença = 16,24; $p < 0,001$) quanto ao AGM (Diferença = 15,62; $p < 0,001$). Esse cenário evidencia que o fator testado exerceu um efeito pronunciado e estatisticamente robusto especificamente no grupo AGL, isolando-o dos demais tratamentos.

Tabela 4. – Resultados ANOVA 2 fatores para a taxa de remoção de microplásticos de PET PS nas 3 diferentes matrizes aquáticas (AGP, AGM e AGL)

Fonte de variação	G L	Soma de quadrados	Quadrado médio	Valor F	Valor p
Matriz	2	1016.3	508.15	61.732	$4,8319 \times 10^{-7}$
MP	1	268.820	268.82	32.657	$9,6870 \times 10^{-5}$
Interação	2	406.569	203.28	24.695	$5,5775 \times 10^{-5}$

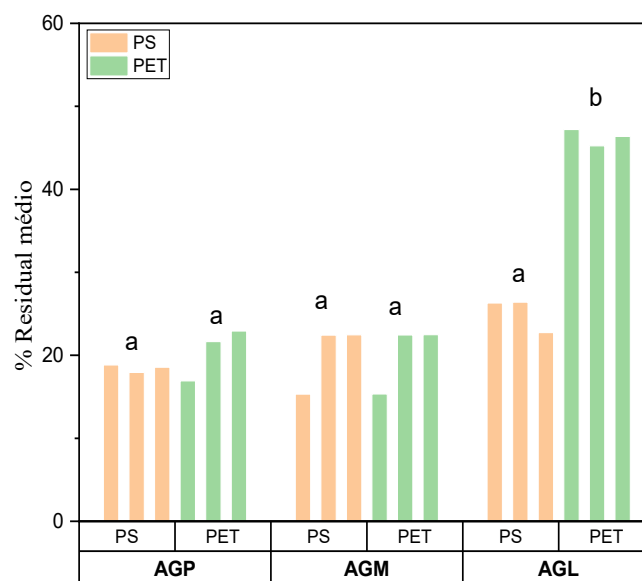
Fonte de variação	G L	Soma de quadrados	Quadrado médio	Valor F	Valor p
Modelo	5	1691.7	338.34	41.102	$3,8445 \times 10^{-7}$
Residual	12	98.779	8.2315	—	—
Total corrigido	17	1790.48	—	—	—

Legenda: GL: Graus de Liberdade

Fonte: Elaboração própria com base nos resultados obtidos no software Origin Lab.

A análise estatística via teste de Tukey indicou uma diferença altamente significativa ($p < 0,001$) entre os microplásticos avaliados (figura 20). O PET apresentou uma média significativamente superior à do PS, com uma diferença de 7,73 unidades entre os grupos. Onde **LIC** Limite Inferior de Confiança - 4,78 e **LSC** -Limite Superior de Confiança – 10,67. São os limites inferior e superior do intervalo de confiança de 95%. Como esse intervalo está totalmente na zona positiva (entre 4,78 e 10,67) e não cruza o zero, reforça-se a conclusão de que o PET mantém uma superioridade numérica consistente em relação ao PS sob as condições testadas. Evidenciando perfis distintos de comportamento.

Figura 20. Comparativo teste Tukey entre as 3 matrizes aquáticas (AGP, AGM e AGL) para os microplásticos de PS e PET



Diversos estudos indicam que o poliestireno confere ângulos de contato $\sim 97-98^\circ$, caracterizando forte hidrofobicidade, enquanto o PET é descrito como apenas moderadamente hidrofílico/hidrofóbico ($\theta \approx 60^\circ$). Consequentemente, a adsorção de PS é controlada por hidrofobicidade e $\pi-\pi$ (Heo et al., 2022; Wu et al., 2025). Já PET aparece em grupos de plásticos mais polares, onde interações eletrostáticas, ligações de hidrogênio e van der Waals têm peso maior (Sun, et al., 2024; Mejías, et al., 2024). A presença de magnetita favorece interações com partículas carregadas ou com grupos funcionais capazes de fazer ligações de hidrogênio (Ran et al., 2025).

5.6 Caracterização dos MPs

5.6.1 Espectroscopia de infravermelho por transformada de Fourier - FTIR das amostras de MPs PET e PS

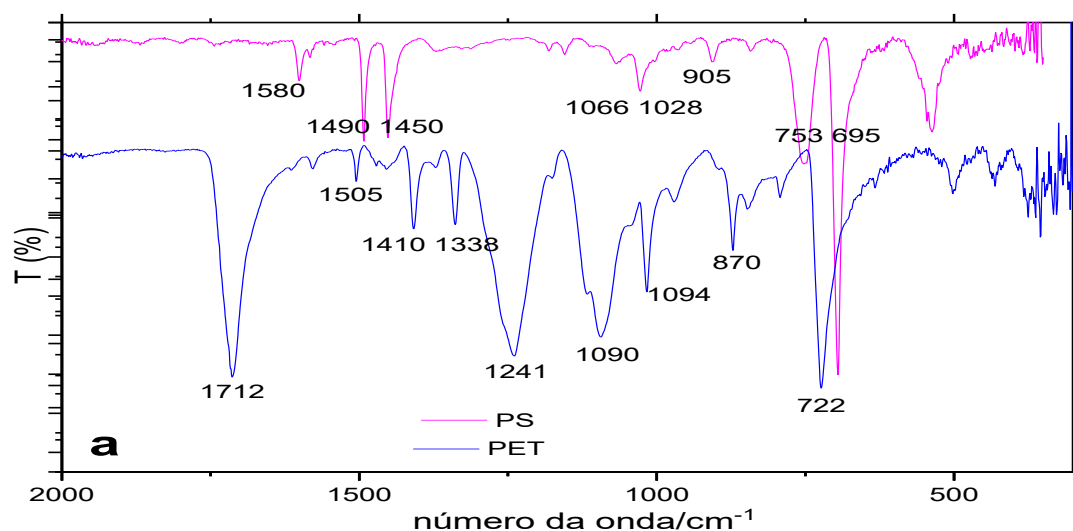
Foram obtidos espectros de ATR-FTIR de amostras de PET coletadas no Parque Antenor Martins (Figura 21). Embora seja difícil avaliar o grau de envelhecimento usando dados de ATR-FTIR (Miranda et al, 2021), a caracterização por espectroscopia ATR-FTIR permite verificar algumas modificações na estrutura química dos polímeros, quando ocorre uma oxidação severa causada pelos processos de envelhecimento (Miranda et al, 2021).

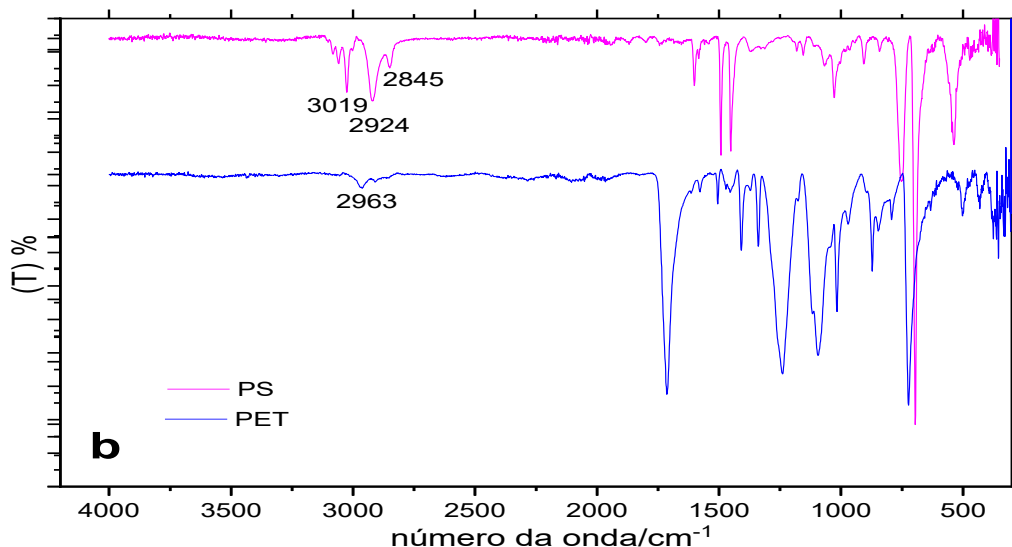
Na amostra de PET, as bandas encontradas não apresentaram diferenças significativas em relação ao PET comercial virgem. Banda aguda em torno de $1715\text{--}1726\text{ cm}^{-1}$, atribuída ao estiramento carbonílico C=O de grupos éster em PET. (Khoiriyah et al., 2026; Böke et al., 2022).

Bandas entre $1050\text{--}1300\text{ cm}^{-1}$, com máximos típicos em ~ 1120 , 1246 e 1287 cm^{-1} , correspondentes ao C–O (grupos éster). (Mecozzi; Nisini, 2019; Böke et al., 2022). A banda em $\sim 1409\text{ cm}^{-1}$ corresponde a C–C do anel fenil, neste estudo encontrada em 1410 cm^{-1} (Böke et al., 2022).

Banda aguda em $724\text{--}729\text{ cm}^{-1}$ atribuída a flexão fora do plano C–H do anel aromático e flexão de C=O do grupo éster, que se desloca levemente para menor frequência com a cristalização (Cole et al., 1994). Região de “fingerprint”: razões entre bandas em $898\text{--}973\text{ cm}^{-1}$ e $1340\text{--}1370\text{ cm}^{-1}$ refletem diferentes graus de cristalinidade e amorfismo do PET (Mecozzi; Nisini, 2019).

Figuras 21a e 21b – Espectros de FTIR - ATR dos microplásticos de PET e PS





No MP de PS foram observadas bandas em torno de 3026 - 3060 cm^{-1} correspondentes às vibrações de estiramento aromático –CH neste estudo observadas em 3019 cm^{-1} figura 21b. Bandas em torno de 1452 a 1600 cm^{-1} (estiramento aromático –C=C) observadas neste estudo em 1450, 1490 e 1580 cm^{-1} indicando a existência de anéis benzênicos (Campanale et al., 2023) figura 21a.

Por outro lado, bandas em 695 e 758 cm^{-1} correspondem à vibração de flexão fora do plano C–H, indicam que apenas um substituinte no anel benzênico está presente (Fang; Chuan, 2010). A banda em 1028 cm^{-1} correspondeu à deformação angular CH no plano do anel aromático (Böke, et al., 2022). Na amostra de PS, as bandas encontradas não apresentaram diferenças significativas em relação ao PS comercial virgem.

5.7 Caracterização das amostras adsorventes

5.7.1 Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV) da LCIN, LCNaOH e LCMAGNaOH e Magnetita

As imagens de MEV da amostra LCIN, antes do ensaio de remoção (figura 22), revelam a superfície irregular da fibra de bucha vegetal, com um grande número de estruturas porosas. Isso também foi observado por Chen et al. (2020c).

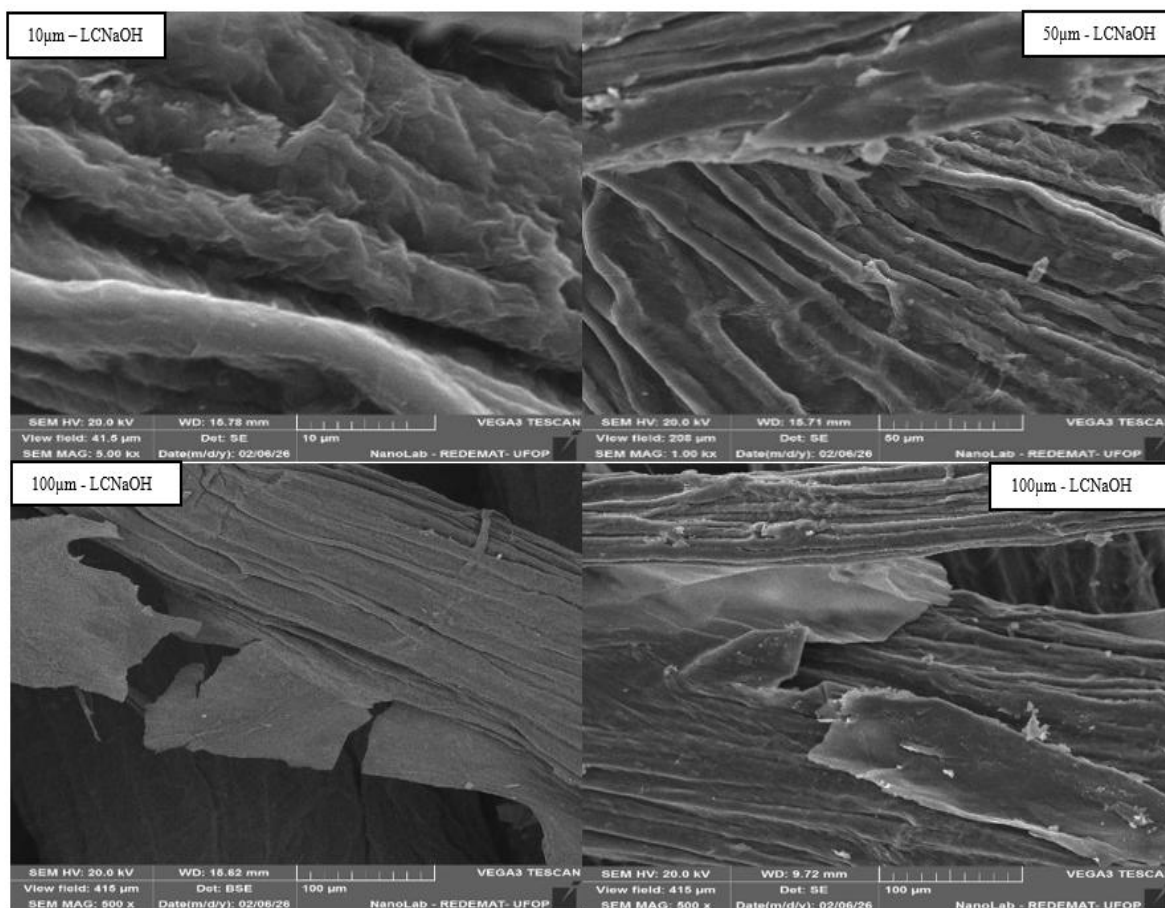
Figura 22. Micrografias da LC *in natura*



As imagens revelam partículas incorporadas (círculos vermelhos) que podem ser as substâncias cerosas (Tserki et al., 2005) e gomosas (Ghali et al., 2009), aparentemente distribuídas por toda a superfície da amostra. Elas também foram encontradas em luffa *in natura* nos estudos de Martinez-Pavetti et al. (2021). É possível observar nas micrografias da morfologia superficial (100 µm e 200 µm) um aspecto heterogêneo e fibras que proporcionam uma variedade de poros.

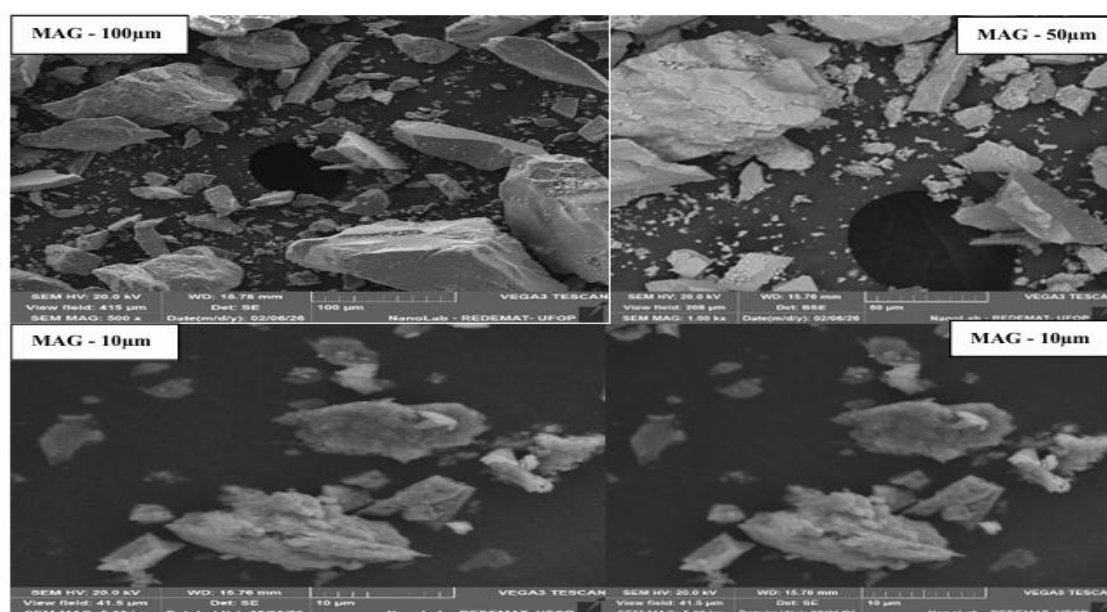
Nas micrografias da Luffa tratada com NaOH (LCNaOH) (Figura 23) observa-se uma superfície de fibra mais rugosa e com maior cristalinidade, devido à remoção de impurezas cerosas e gomosas da superfície. A remoção dessas impurezas foi possível porque elas são solúveis na solução de hidróxido de sódio (Tanobe et al., 2005; Kamran et al. 2021).

Figura 23. Micrografias da *Luffa cylindrica* tratada com 0,1 mol L⁻¹ de NaOH.



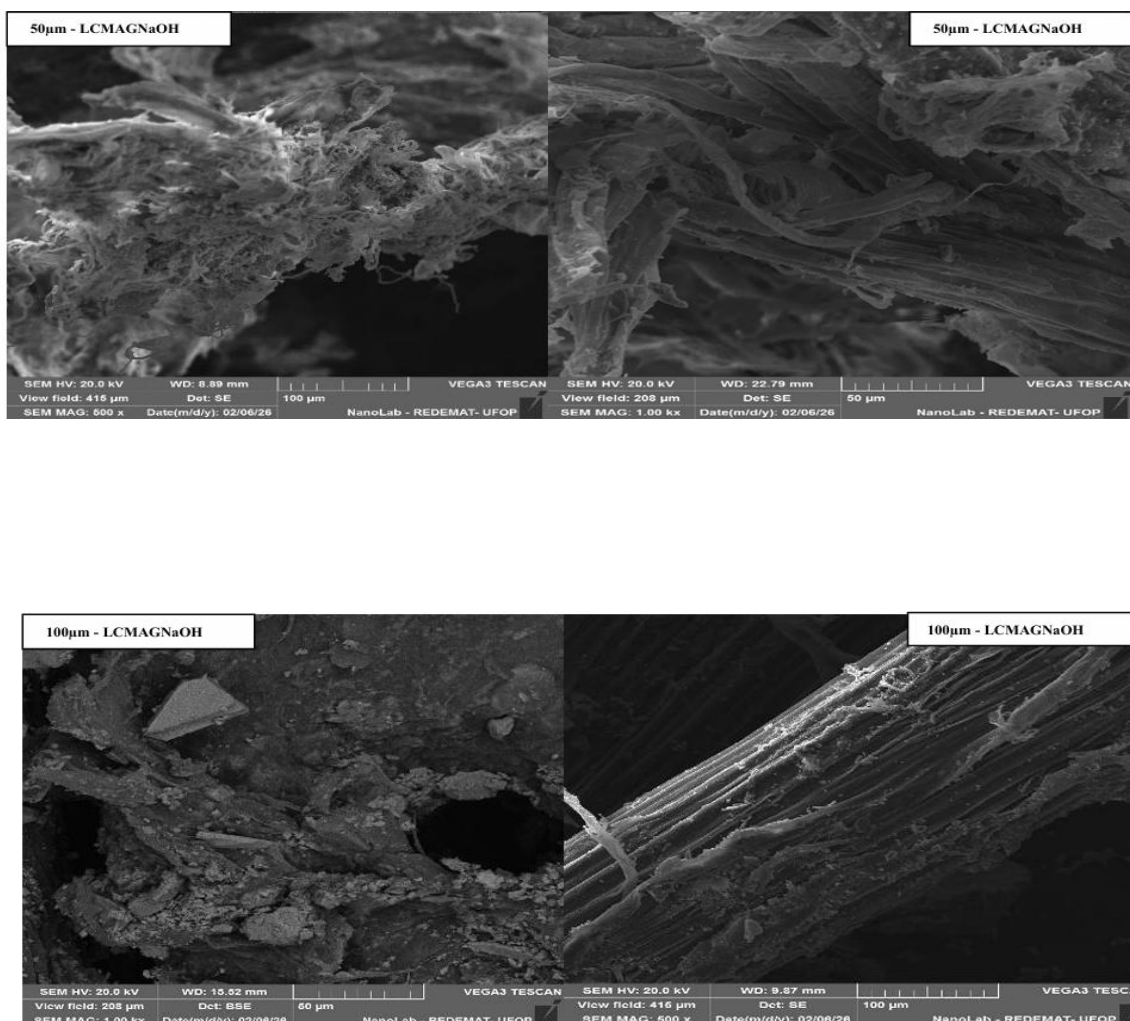
Imagens da amostra MAG (figura 24) com maiores ampliações (500 e 1000x) revelam formas irregulares de diferentes tamanhos. A superfície irregular da MAG é resultado da moagem de rochas naturais.

Figura 24. Micrografia da Magnetita



A Figura 25 mostra micrografias do bioadsorvente LCMAGNaOH antes da remoção. A superfície é rugosa e coberta por abundantes partículas magnéticas (com visível estrutura fibrosa da LC). O elemento Fe pode melhorar a acessibilidade de sítios ativos para o bioadsorvente, evidenciados pelos resultados dos testes de remoção (Zhou et al., 2023; Karimi-Maleh, Hassan et al., 2020; Taleb, Khaled et al., 2019).

Figura 25. Micrografias do bioadsorvente LCMAGNaOH



5.7.2 Espectroscopia de infravermelho por transformada de Fourier - FTIR das amostras LCIN, MAG e LCMAGIN, LCMAGHCl, LCMAGNaOH

As amostras LCIN, MAG, LCMAGIN, LCMAGHCl e LCMAGNaOH foram identificadas utilizando espectroscopia na região do infravermelho para determinar seus grupos funcionais característicos e a fase de magnetita, e comparadas com as relatadas na literatura (Figuras 26 e 27). A figura 26 compara as bandas de LCIN, MAG e LCMAGIN e a figura 27 compara as bandas de LCIN com LCMAGHCl e LCMAGNaOH.

No espectro da amostra MAG foram identificadas as bandas em 563 cm^{-1} e 404 cm^{-1} características do estiramento Fe–O da Fe_3O_4 (Cornell ; Schwertmann, 2003; Andrade et al., 2009) e sobreposições das fases de hematita em MAG (Silva et al., 2012; Costa e Silva et al., 2018) – figura 26. A mesma banda é observada em LCMAGIN de forma reduzida, e em LCMAGHCl e LCMAGNaOH (figura 27), indicando a estabilidade da fase de magnetita nos bioadsorventes (Silva et al., 2012).

Em relação aos grupos funcionais em MAG, as bandas em 1440 cm^{-1} e 874 cm^{-1} são atribuídas ao estiramento assimétrico e à flexão fora do plano, respectivamente, dos íons carbonato na calcita e dolomita (Hosseini; Gholizadeh, 2020; Simpson, 1998). Uma banda fraca devido a presença de quartzo é visível em 465 cm^{-1} . A presença de albita é indicada por bandas que ocorrem na faixa de 1300 a 400 cm^{-1} . As duas bandas em 480 cm^{-1} são devidas à vibração de flexão de Si–O–Si e ao acoplamento entre a deformação O–Si–O (Kalyani et al., 2013; Onna, et al., 2015). A banda em 805 cm^{-1} é atribuída às vibrações de flexão Si–O–Si, e em 1090 cm^{-1} ocorre a banda característica das bandas de estiramento simétrico da ligação Si–OM, indicando a presença de Na, K, Mg, Al e Mg (Costa e Silva et al., 2022; Zhang et al., 2019b; Yalçin; Sevinç, 2001).

Os espectros FTIR das amostras LCIN, LMAGIN, LCMAGNaOH, e LCMAGHCl mostraram bandas características de celulose e pectina, com pequenas diferenças em suas posições e intensidades após os respectivos tratamentos, mas consistentes com a literatura. Os grupos funcionais de superfície dos bioadsorventes LCMAGNaOH e LCMAGHCl (figura 27 – b e c) e LMAGIN (figura 26 – c) permaneceram com banda larga de estiramento O–H (celulose, hemicelulose, lignina) entre 3200 – 3300 cm^{-1} , com banda em 3325 cm^{-1} para LCMAGHCl cm^{-1} e 3332 cm^{-1} para LCMAGNaOH, mesmo que o tratamento com NaOH reduza hemicelulose e parte da lignina (Tanobe et al., 2005).

Ambos LCIN e os bioadsorventes mantiveram bandas correspondentes em 1021 cm^{-1} , equivalentes as bandas de absorção em ~ 1014 – 1020 cm^{-1} associadas ao estiramento C–O, estiramento C–C, vibrações da cadeia principal da pectina (C2–C3, C2–O2, C1–O1) (Liu et al., 2021b). A banda em 1421 cm^{-1} (LCIN) deve-se à deformação angular do CH_2 . A banda em 1550 cm^{-1} corresponde a deformação N–H em meio ao tipo II (proteínas); estrutura principal de lignina e fenólica (Liu et al., 2021b).

A banda em $\sim 1632\text{ cm}^{-1}$ (figura 27) em materiais lignocelulósicos é predominantemente atribuída à vibração de deformação angular da molécula de água (H–O–H bending vibration) adsorvida na matriz biopolimérica (Tsaousis et al., 2025; Fellak et al 2022) que é encontrada apenas em LCIN, nos bioadsorventes essa banda é reduzida, indicando modificação com o tratamento de NaOH. A banda

de absorção em 1733 cm^{-1} em a- LCIN é atribuída ao C=O do grupo éster metílico (COOCH_3) e ao ácido carboxílico não dissociado (COOH , pectina). A banda em 2917 cm^{-1} (a- LCIN) é indicativa da vibração de estiramento assimétrica e simétrica do C–H (Kesraoui, et al., 2019; Azubuike et al., 2016).

As bandas em 1237 e 1372 cm^{-1} estão relacionadas à deformação C–H (Figura 27: a – LCIN) (Melo et al., 2022). A região de 1200 e 950 cm^{-1} é a região de impressão digital dos carboidratos de cada polissacarídeo (Demir et al., 2021; Zaidel et al., 2015). Em hemiceluloses, bandas em $\sim 855\text{--}930\text{ cm}^{-1}$ podem indicar β -1,3, β -1,4 e β -1,6 glicosídicas encontradas em LCIN e bioadsorventes (Nikonenko et al., 2005; Ottah, et al., 2022).

Figura 26. – Espectros FTIR de: (a) LCIN; (b) LCMAGIN- LC in natura e impregnada com Magnetita; (c) MAG – magnetita natural.

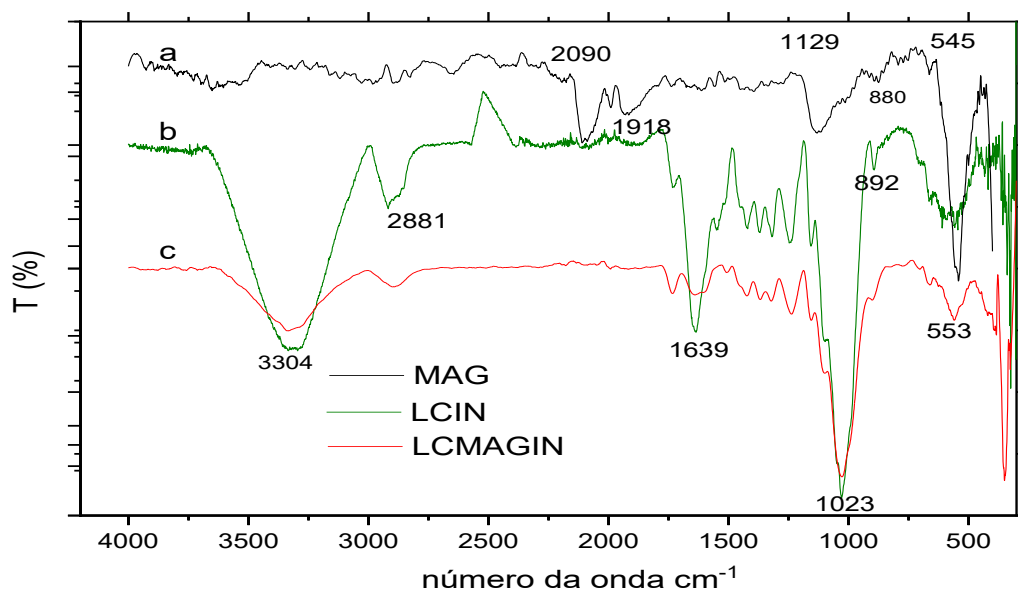
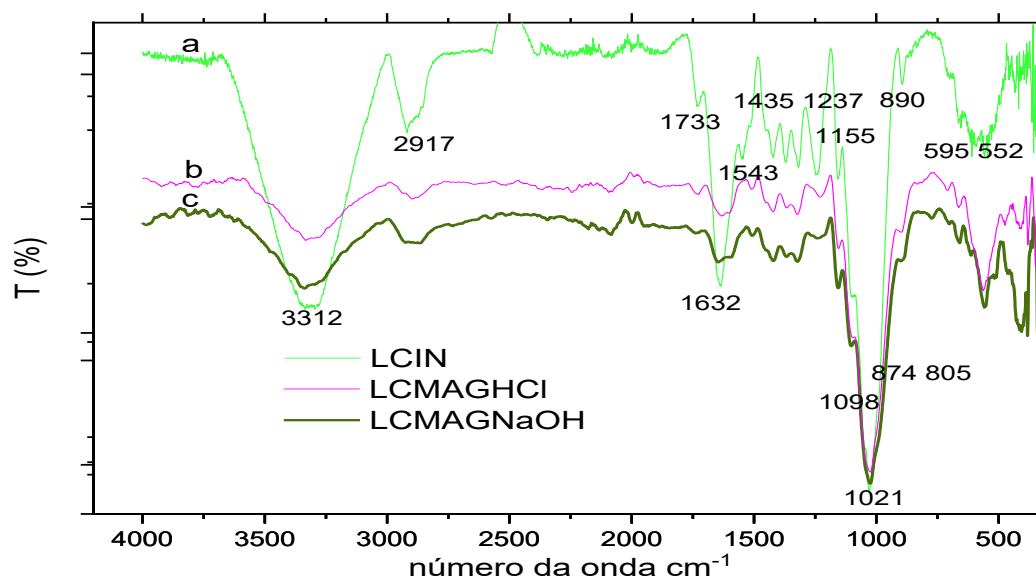


Figura 27. – Espectros FTIR (a) e ampliação da região de $4000\text{--}500\text{ cm}^{-1}$ (b) de (a) LCIN; (b) LCMAGHCl LC tratada com HCl e impregnada com Magnetita ; (c) LCMAGNaOH LC tratada com NaOH e impregnada com magnetita;



5.7.3 Análise de BET (Brunauer-Emmett-Teller)

A área superficial específica, o diâmetro dos poros e o volume dos poros de MAG, LCIN, LCNaOH e LCMAGNaOH foram determinados por adsorção-dessorção de N₂ a 77 K usando o método BET (figura 28, Tabela 5). O tratamento alcalino aumentou a área superficial específica de LCNaOH para aproximadamente três vezes a de LCIN. A área superficial específica de LCMAGNaOH ficou entre as de LCIN e LCNaOH, indicando que a incorporação de magnetita preservou parcialmente o aumento da área superficial promovido pelo tratamento alcalino. A área superficial específica, o diâmetro dos poros e o volume dos poros obtidos para LCIN e LCNaOH são consistentes com os valores relatados na literatura (Nagarajaganesh; Muralikannan, 2016; Coutinho et al., 2024). Apesar da área superficial BET relativamente baixa observada após o tratamento alcalino, a incorporação de magnetita pode contribuir para melhorar a acessibilidade dos sítios de adsorção. A área superficial específica da LCIN é comparável à relatada por (Nagarajaganesh; Muralikannan, 2016), confirmando a reprodutibilidade do precursor lignocelulósico tratado com álcali.

Figura 28. Isotermas de adsorção-dessorção de nitrogênio a 77 K de LCIN, LCNaOH, MAG e LCMAGNaOH.

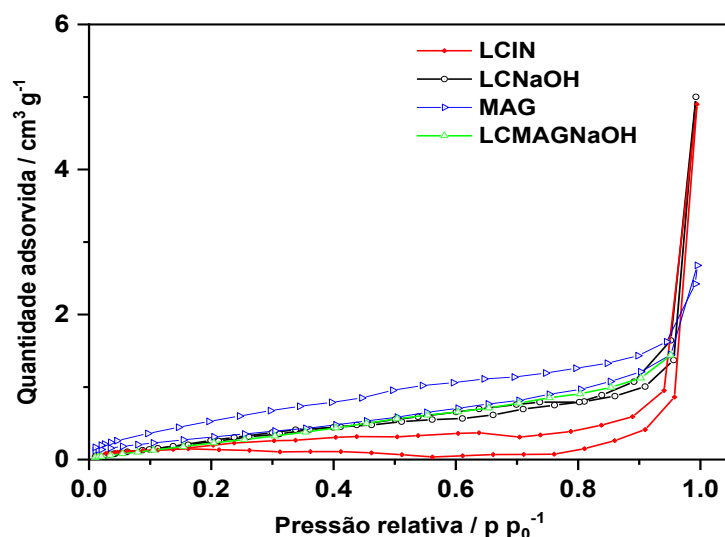


Tabela 5. Área superficial específica BET, diâmetro médio dos poros e volume total de poros de LCIN, LCNaOH, MAG e LCMAG NaOH.

Amostra	$S_{BET}/m^2 \cdot g^{-1}$	$D_p^a/cm^3 \cdot nm^{-1} \cdot g^{-1}$	$V_p^b/cm^3 \cdot g^{-1}$
LCIN	0,468	4,262	0,008
LCNaOH	1,436	3,132	0,002
MAG	1,317	3,082	0,002
LCMAGNaOH	1,174	3,442	0,002

Onde: a – obtido pelo método BJH, b – Volume total de poros obtido em $p/p_0 = 0,95$

5.7.4 Análise de fluorescência de raios X

A composição elementar determinada por fluorescência de raios X (FRX) das amostras MAG, LCMAGNaOH e LCNaOH é apresentada na tabela 6. A amostra MAG é composta predominantemente de ferro, correspondendo a 79% em massa de óxido de ferro, com menos de 6% em massa de óxidos de outros metais tipicamente encontrados em materiais naturais, como cálcio, sódio e magnésio.

Em contraste, a composição metálica da amostra LCNaOH apresenta óxidos de sódio, potássio e cálcio como componentes principais (aproximadamente 20% em massa cada), o óxido de sódio e componentes como potássio e cálcio são encontrados na composição da LC (Lee et al., 2012), enquanto o óxido de ferro representa 9% em massa. Componentes como potássio, cálcio e ferro são encontrados

na composição da LC (Lee et al., 2012; Ajayi ; Ojewumi, 2023) o óxido de sódio é um componente presente em razão do tratamento da LC.

A amostra LCMAGNaOH, correspondente à fibra de LC impregnada, apresenta ferro como o elemento predominante (80% em massa como óxido) nos componentes metálicos. Observa-se uma diminuição significativa no teor de outros elementos metálicos, como cálcio, sódio e potássio. Os compostos que contêm esses elementos geralmente apresentam solubilidade relativa em água e podem ter sido parcialmente lixiviados durante o processo de impregnação.

Os mapas elementares de MEV-EDX das três amostras (figuras 29, 30 e 31) confirmam os elementos identificados na fluorescência de raios X (tabela 6), com excelente distribuição em todo o bioadsorvente LCMAGNaOH.

Tabela 6. - Composição elementar das amostras (% m/m) MAG, LCNaOH e LCMAGNaOH por fluorescência de raios X.

Composição	MAG	LCNaOH	LCMAGNaOH
Fe ₂ O ₃	78.395	9.111	80.415
CaO	2.895	20.752	2.122
Na ₂ O	0	26.059	0.994
K ₂ O	0	23.215	0.312
MgO	5.12	5.058	3.707
P ₂ O ₅	0.281	5.909	0.604
SO ₃	4.569	3.048	2.559
SiO ₂	3.03	2.317	2.536
TiO ₂	2.765	0.485	2.332
Al ₂ O ₃	1.311	0	3.078
Eu ₂ O ₃	0.198	0	0.202
V ₂ O ₅	0.213	0	0.197
ZnO	0	0.339	0
MnO	0.452	0.141	0.437
Rb ₂ O (%)	0.169	0	0
Cr ₂ O ₃	0.124	0	0.135
Cl	0	3.399	0
NiO	0	0	0.123
Total	99.633	99.833	99.753

Figura 29. Mapeamento elementar por EDX da Magnetita – MAG.

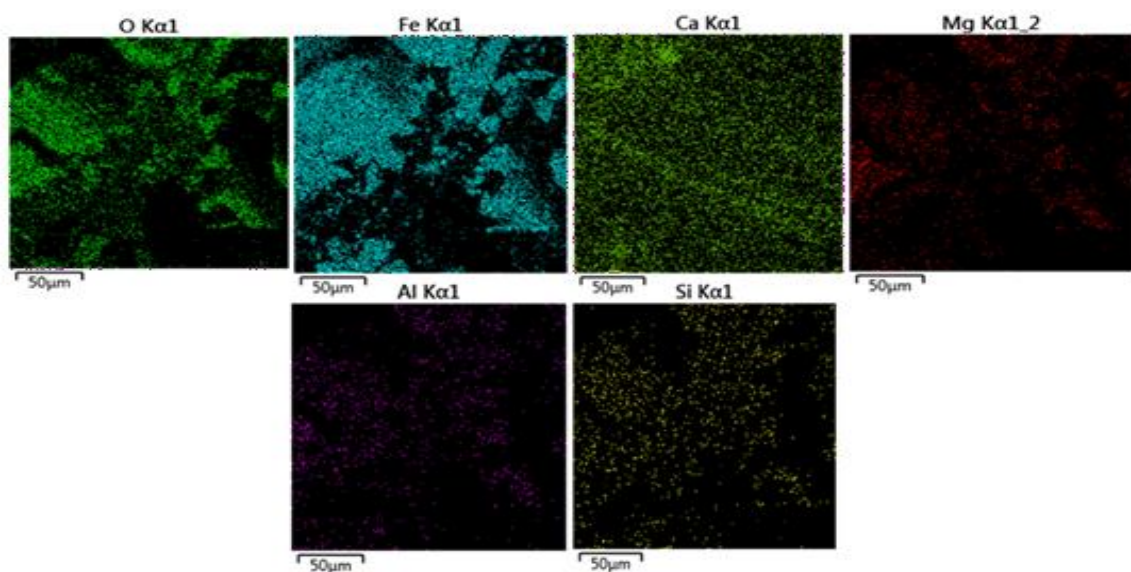


Figura 30. Mapeamento elementar por EDX de LCNaOH.

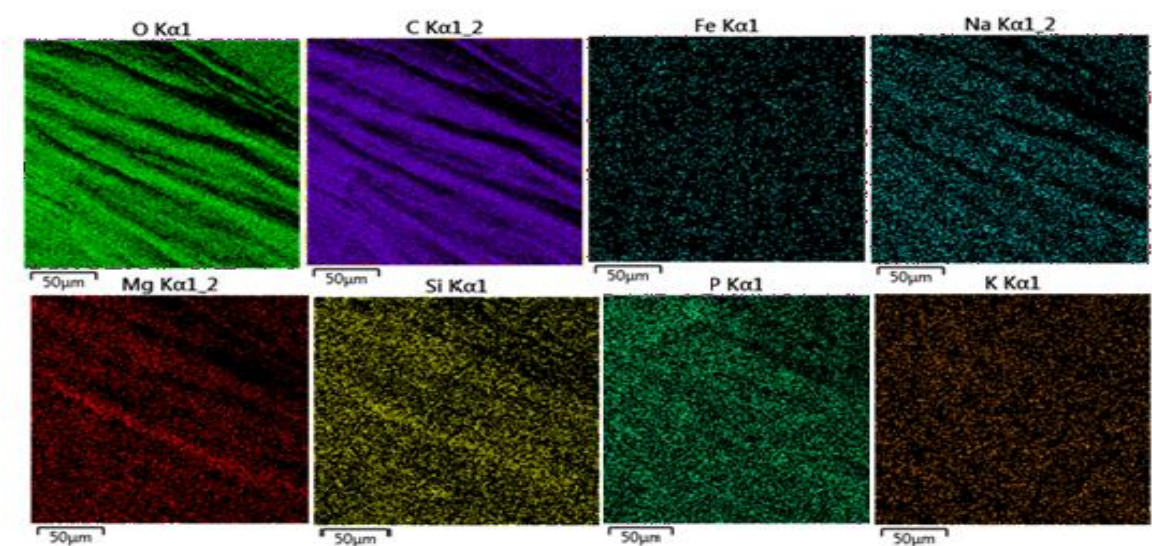
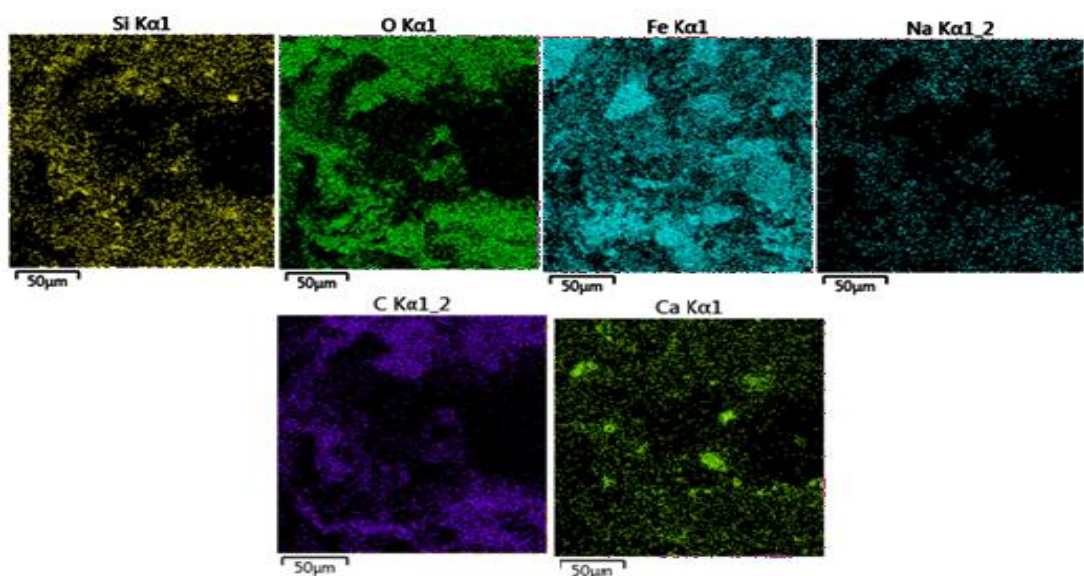


Figura 31. Mapeamento elementar por EDX de LCMAGNaOH.



5.7.5 Difração de raio X das amostras de MAG, LCNaOH e LCMAGNaOH

Os padrões de difração de raios X (DRX) da amostra de MAG, fibra de LC tratada com NaOH (LCNaOH), e da amostra LCMAGNaOH são apresentados na figura 32. A fase magnetita (Fe_3O_4) foi identificada na amostra MAG. Os picos de difração mais intensos foram observados nos ângulos 2θ de $18,14^\circ$, $30,11^\circ$, $35,47^\circ$, $37,10^\circ$, $43,10^\circ$, $53,48^\circ$, $57,01^\circ$, $62,60^\circ$ e $73,86^\circ$, correspondentes aos planos cristalográficos (111), (220), (311), (222), (400), (422), (551), (440) e (620), respectivamente, em boa concordância com os dados de DRX de referência para magnetita (COD 1011032).

Onde COD = Crystallography Open Database. É uma base de dados aberta que reúne estruturas cristalográficas de referência obtidas principalmente por técnicas como difração de raios X. Cada estrutura possui um código de identificação próprio (Gražulis et al., 2009).

Outros picos menores foram encontrados e atribuídos às fases minoritárias albita ($\text{NaAlSi}_3\text{O}_8$ – COD 2107372), calcita (CaCO_3 – COD 2106394), dolomita ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$ – COD 1200014), hematita (Fe_2O_3 – COD 1546384) e quartzo (SiO_2 – COD 1535066). Para a amostra LCNaOH, o padrão de difração de raios X exibe reflexões características na faixa de 2θ de 22 – 23° , que estão associadas ao plano (002) da celulose I e contribuições da celulose II, indicando a coexistência de domínios de celulose cristalina. Além disso, um mínimo de intensidade observado em $2\theta \approx 18,22^\circ$ é atribuído à fração amorfa da celulose, de acordo com relatos anteriores (Alba et al., 2026; Nagaraja; Muralikannan, 2016).

O padrão de difração de raios X da amostra LCMAGNaOH revela a coexistência de características amorfas e cristalinas herdadas da amostra LCNaOH, juntamente com picos de difração distintos atribuídos à fase de magnetita presente na amostra MAG. Essa combinação confirma a integração bem-sucedida da matriz orgânica com o componente inorgânico magnético. A amostra LCNaOH exibe três picos de difração bem definidos associados à fase semicristalina em $2\theta = 15,79^\circ$, $22,49^\circ$ e $34,84^\circ$. No entanto, na amostra LCMAGNaOH, apenas a reflexão em $2\theta = 22,50^\circ$ permanece, enquanto os outros dois picos desaparecem.

O índice de cristalinidade do LCNaOH (56,93%) foi maior do que o do LCMAGNaOH (22,37%). No entanto, essa redução deve ser interpretada com cautela. O método Segal foi originalmente desenvolvido para celulose e assume que o padrão de difração surge exclusivamente de domínios de celulose cristalina e amorfa. No composto LCMAGNaOH, a incorporação de magnetita cristalina introduz picos adicionais de difração que modificam o perfil geral de difração e influenciam a intensidade relativa das reflexões de celulose usadas no cálculo.

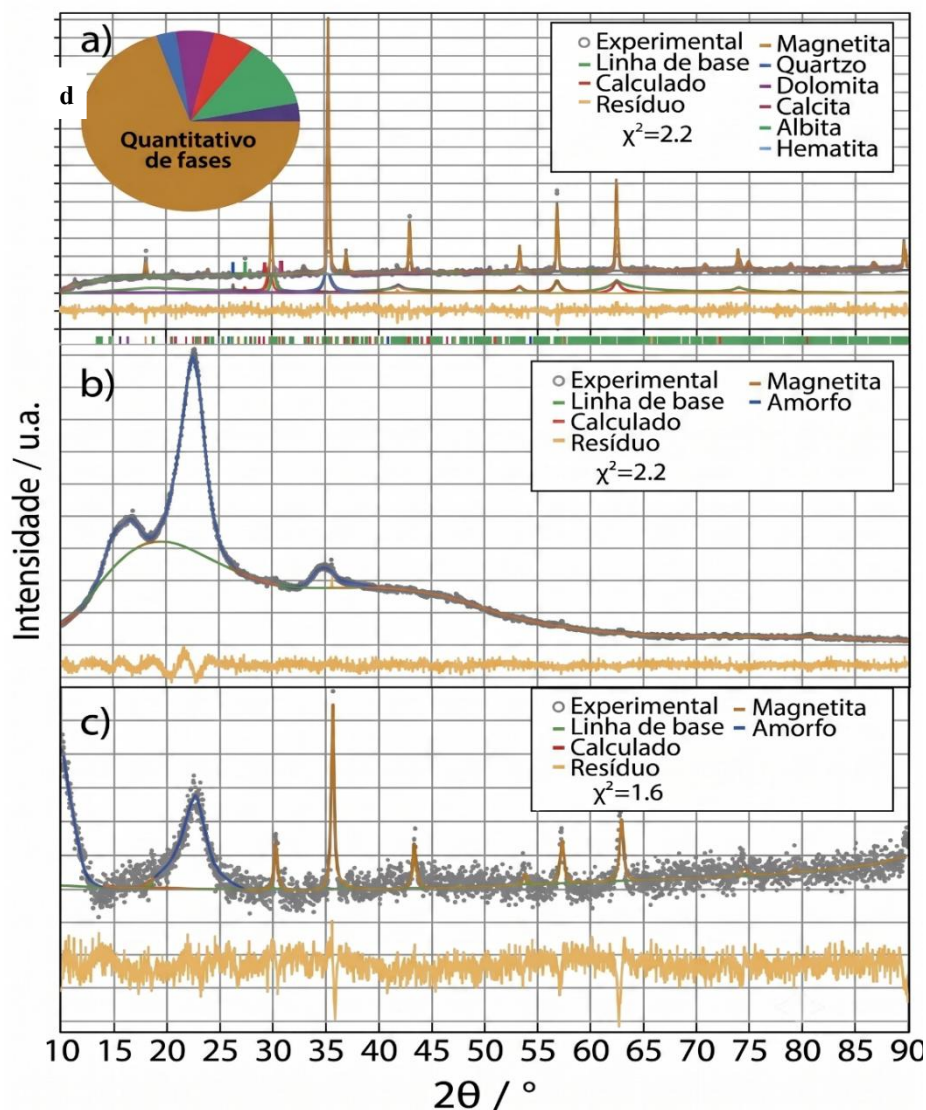
Portanto, o índice de cristalinidade mais baixo obtido para o LCMAGNaOH provavelmente reflete o efeito combinado das mudanças estruturais na celulose após o processamento e a contribuição

da fase de magnetita cristalina, em vez de um aumento direto no teor amorfo de celulose. Martínez-Pavetti et al. relataram uma diminuição na cristalinidade das fibras de LC após tratamento alcalino com hidróxido de sódio, que foi atribuída à ruptura parcial dos domínios ordenados de celulose (Parida; Das, 2012). Para obter uma compreensão mais profunda da organização estrutural das amostras, o refinamento de Rietveld foi realizado utilizando o software Nimloth (Siqueira, 2025).

Para todas as amostras, os perfis de difração foram modelados usando uma função pseudo-Voigt. Para a amostra MAG figura 32 - a), o padrão de DRX foi refinado com seis fases cristalinas para explicar todas as reflexões observadas no difratograma experimental. (Fe_3O_4) foi identificado como a fase majoritária, compreendendo 70(2) % em peso, seguido por ($\text{NaAlSi}_3\text{O}_8$) com 12(1) % em peso. As fases minoritárias incluíram (CaCO_3 , COD 2106394) com 6(3) % em peso, ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$, COD 1200014) com 5(3)% em peso, (Fe_2O_3 , COD 1546384) com 1,6(1) % em peso e (SiO_2 , COD 1535066) com 3(2) % em peso. Os picos de difração correspondentes a cada fase nesta amostra podem ser distinguidos na Figura 32a.

Para a amostra LCNaOH figura 32 - b), três reflexões largas foram utilizadas para modelar a fase semicristalina da fibra natural. Além disso, a fase magnetita foi incluída para explicar o pico nítido e bem definido em $2\theta = 35,53^\circ$, correspondente à reflexão principal (311) da magnetita. Para a amostra LCMAGNaOH figura 32 c), o refinamento foi realizado utilizando duas reflexões largas para representar a fase semicristalina, juntamente com a fase magnetita, que é a fase dominante na amostra MAG. As contribuições das fases cristalinas restantes são negligenciáveis nesta amostra e não são distinguíveis no difratograma.

Figura 32 – Difratogramas experimentais e teóricos obtidos pelo refinamento de Rietveld das amostras de (a) MAG, (b) LCNaOH e (c) LCMAGNaOH, e (d) Resultado da análise quantitativa de fases para a amostra MAG obtido pelo refinamento de Rietveld.



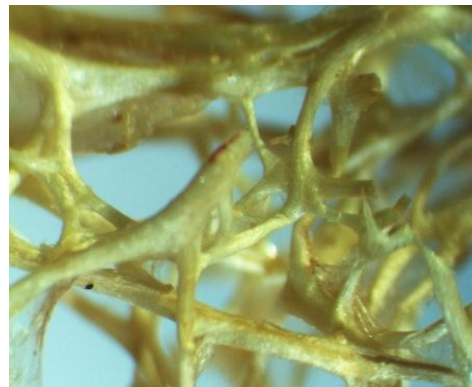
5.7.6 Espectrometria de Emissão Óptica por Plasma Acoplado Indutivamente - ICP-OES da amostra LCNaOH

Os teores dos elementos químicos da amostra **LCNaOH** (figura 33) determinados por espectrometria de emissão atômica com plasma estão apresentados na tabela 7 (abaixo), essa análise foi realizada para analisar em especial o teor de hidróxido de sódio na fibra de LCIN. O valor de 1.759,19 mg/kg de Sódio (Na) é significativamente alto, confirmando a modificação da LC tratada com NaOH. A presença de Alumínio (410,20 mg/kg) e Ferro (82,90 mg/kg) pode ser intrínseca à planta através do solo da cidade de Dourados/Ms que é o latossolo vermelho distroférrico que possui alto teor de ferro e alto teor de alumínio, característico de solos tropicais intemperizados e ácidos (Amaral et al., 2000). Os altos teores de magnésio e fósforo são corroborados pelos estudos de Ogunyemi et al., 2020.

Tabela 7. – Resultado da análise de ICP – OES para *Luffa cylindrica* tratada com NaOH conforme metodologia do tópico 4.4.2

NaOH	Elemento	Concentração (mg kg ⁻¹)
	Fósforo P	320
	Potássio K	2,2
	Cálcio Ca	3,46
	Magnésio Mg	1,117
	Enxofre S	2,20
	Boro B	1,89
	Cobre Cu	2,23
	Ferro Fe	82,9
	Manganês Mn	8,05
	Zinco Zn	4,55
	Alumínio Al	51,09
	Sódio Na	1.759,19
	Silício Si	410,2
	Selênio Se	2,28
	Vanádio V	1,57

Figura 33 - Imagem da *Luffa cylindrica* tratada com por Microscópio Biológico Binocular Aumento até 1600X alta Definição. Aumento:40X.



5.7.7 Termogravimetria da LCNaOH, MAG e LCMAGNaOH

As curvas TGA e DTG de MAG, LCNaOH e LCMAGNaOH foram utilizadas para avaliar sua estabilidade térmica e determinar a porcentagem de conteúdo inorgânico residual (a 900 °C) nas amostras. O termograma de MAG (destacado na Figura 34a) mostra uma perda de massa inicial de 0,27% (m/m) entre 25 °C e 150 °C, atribuída à liberação de água adsorvida e componentes voláteis.

Essa interpretação é consistente com o espectro FTIR de MAG (Figuras 26), que não apresenta bandas de absorção notáveis na região de estiramento OH (~3400 cm⁻¹), indicando que essas espécies estão presentes apenas em quantidades muito pequenas. Entre 200 e 500 °C, ocorre uma pequena perda de massa, correspondente a 0,69% da massa inicial, associada à desidroxilação dos grupos OH da superfície da magnetita (Blinov et al., 2002).

Na faixa de 500–650 °C, observa-se um ganho de massa, atribuído à oxidação da magnetita (Fe₃O₄) a hematita (Fe₂O₃) (Silva et al., 2012). Acima de 650 °C, são detectados eventos adicionais de perda e ganho de massa, que estão relacionados à descarbonatação das fases de dolomita e calcita presentes na amostra, conforme relatado anteriormente por Zhu et al., 2022. Esses achados também são consistentes com os resultados obtidos a partir das análises de fluorescência e DRX.

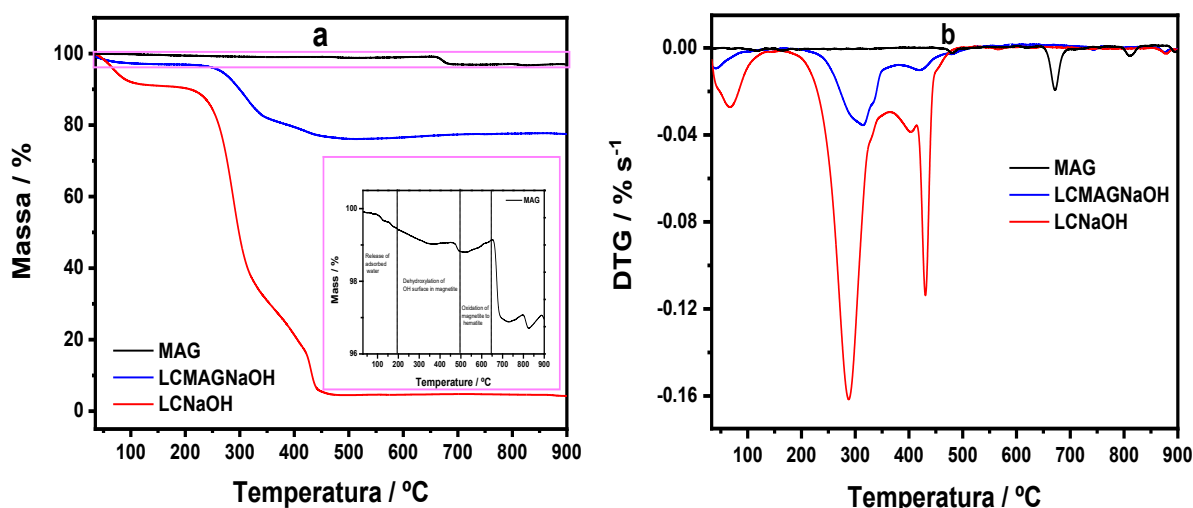
A amostra LCNaOH apresenta três eventos principais de perda de massa. O primeiro evento, que ocorre entre 30 e 150 °C, corresponde à remoção da água fisicamente adsorvida da superfície do material. O segundo evento de perda de massa, entre 155 e 360 °C, está associado à degradação térmica

da hemicelulose e à quebra das ligações glicosídicas na celulose, com uma taxa máxima de decomposição a 290 °C (Mohanta; Acharya, 2016). O terceiro evento, observado entre 365 e 463 °C, com uma taxa máxima a 428 °C, é atribuído à degradação térmica das frações de lignina presentes na biomassa (Alba et al., 2026).

O bioadsorvente LCMAGNaOH apresenta um perfil de perda de massa semelhante ao do LCNaOH em relação à degradação da biomassa. No entanto, o bioadsorvente exibe maior estabilidade térmica, como evidenciado pelo deslocamento da temperatura máxima de decomposição para valores mais altos. Esse comportamento indica que a incorporação de magnetita aumenta a estabilidade térmica da matriz do bioadsorvente.

Além disso, observa-se um ganho de massa acima de 600 °C, correspondente à oxidação da magnetita a hematita. Ao final do processo térmico em atmosfera de ar, a massa residual obtida para o LCMAGNaOH foi de 77% em peso, indicando um alto teor inorgânico no material. Esse resultado corrobora com o observado na fluorescência de raios X, com teor de óxido de ferro próximo de 79%.

Figuras 34a e 34b. TG e DTG de LCNaOH, MAG e LCMAGNaOH;



5.7.8 Potencial Zeta das amostras de LCIN, LCNaOH, LCMAGNaOH, MAG, PS e PET

O potencial zeta das frações LCMAGNaOH, LCNaOH, LCIN, MAG, PS e PET é apresentado nas Figuras 35a e 35b. Os potenciais zeta dos bioadsorventes, PS e PET (Figura 35a) foram negativos, com a magnitude (negativa) aumentando de pH 2 para pH 10. O potencial zeta dos bioadsorventes foi de -2,0 mV a -18,8 mV, e o de PS e PET foi de -0,66 mV e -15 mV, respectivamente, na faixa de pH de 2 a 10.

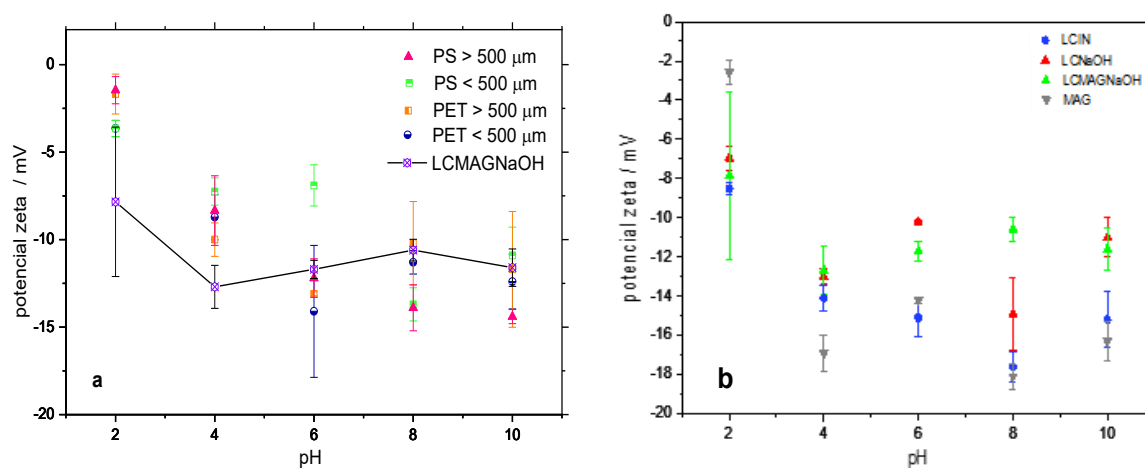
Todos os materiais exibiram valores de potencial zeta cada vez mais negativos com o aumento do pH, indicando desprotonação progressiva dos grupos funcionais da superfície. Esse comportamento é característico da carga superficial dependente do pH e é consistente com as propriedades ácido-base de materiais lignocelulósicos, magnetita e microplásticos poliméricos. Os valores de potencial zeta

observados para PS, PET e MAG foram consistentes com a literatura (Ha et al., 2023; Babalar et al., 2024; Mummaleti, et al., 2026; Costa e Silva et al., 2018).

Como tanto os adsorventes quanto as micropartículas (MPs) apresentaram potenciais zeta negativos, não se espera que a atração eletrostática seja o mecanismo de adsorção dominante nas condições investigadas. Portanto, a adsorção observada experimentalmente provavelmente é governada por outras interações, como interações hidrofóbicas, ligações de hidrogênio, forças de van der Waals e heterogeneidade da superfície (Ha et al., 2023; Costa e Silva et al., 2018). Os valores relativamente baixos de potencial zeta absoluto indicam uma fraca repulsão eletrostática entre a superfície do adsorvente e as MPs (Babalar et al., 2024; da Costa e Silva et al., 2025).

A baixa variação nos potenciais zeta do PS e do PET com o tamanho também é relatada na literatura por Ha et al., 2023 Savaji et al., 2014 e Mummaleti et al., 2026. A tendência dependente do pH observada para o PS no presente trabalho é consistente com a relatada por Ha et al., 2023 com valores de potencial zeta cada vez mais negativos à medida que o pH aumenta. Pequenas diferenças nos valores absolutos relatados na literatura são esperadas porque o potencial zeta depende fortemente das condições experimentais (solvente, força iônica e pH) (Pasanen et al., 2023; Honary; Zahir, 2013).

Figuras 35a e 35b - Potencial zeta das frações (a) frações dos MPS e bioadsorvente LCMAGNaOH; (b) LCIN, LCNaOH, LCMAGNaOH e MAG, em função do pH.

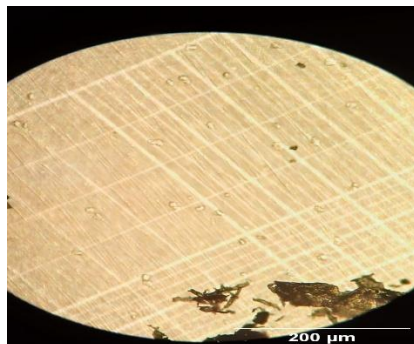


5.7.9 Microscopia dos MPs de PS e PET após remoção por LCMAGNaOH

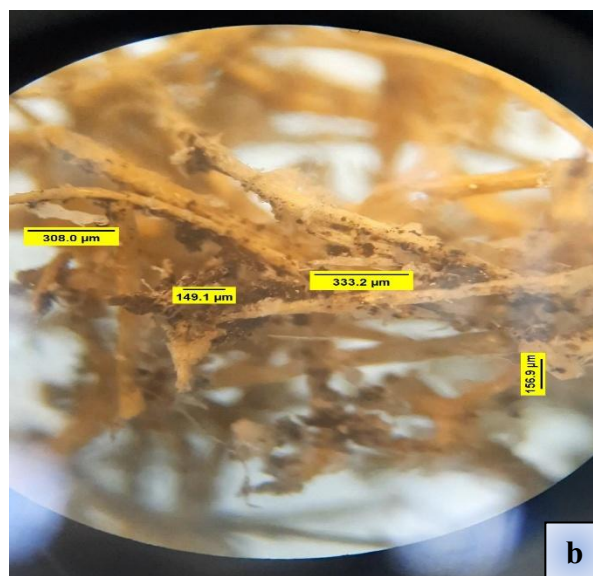
As fotografias foram analisadas no software ImageJ®, permitindo a identificação qualitativa da presença, distribuição e aderência dos MPs à superfície dos adsorventes (Figuras 37a e b para microplásticos de PET e figuras 38a, b e c para microplásticos de PS). Essa análise teve caráter exclusivamente qualitativo, sendo utilizada como evidência visual complementar da interação entre os MPs e os materiais adsorventes.

Como referência dimensional para as medições, foi utilizada uma câmara de Neubauer (Improved brightline marca Qualividros) (figura 36), permitindo a definição de uma escala de referência (200 μ) para as análises realizadas no ImageJ® (Găgeanu et al., 2023).

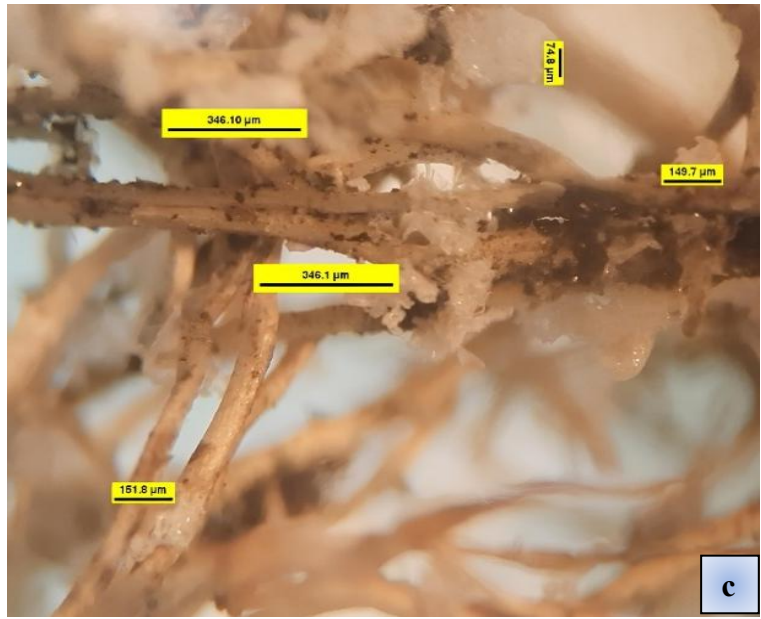
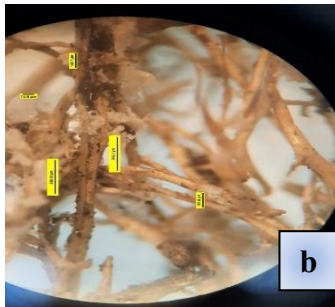
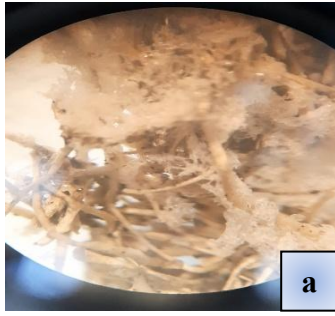
Figura 36. - Câmara de Neubauer com MPs de PET



Figuras 37a e b – Microplásticos de PET adsorvidos na superfície do bioadsorvente LCMAGNaOH em testes em AGP observados por microscopia óptica. As barras amarelas indicam as dimensões das partículas selecionadas, variando de aproximadamente 149,1 a 333,2 μ m (33b).



Figuras 38a, b e c – Microplásticos de PS adsorvidos na superfície do bioadsorvente em testes em AGM observados por microscopia óptica. As barras amarelas indicam as dimensões das partículas selecionadas, variando de aproximadamente 74,8 a 346,1 μ m (34c).



6.0 CONCLUSÃO

Neste estudo, o bioadsorvente magnético à base de *Luffa cylindrica* demonstrou ser um material eficiente, de fácil obtenção e ecologicamente correto para a remoção de MPs envelhecidos de PS e PET, inclusive partículas de maior tamanho (até 600 µm). Os MPs adsorvidos são facilmente separados do meio aquoso por meio de um ímã de neodímio, comprovando a viabilidade da tecnologia magnética para o gerenciamento da poluição por MPs em ambientes aquáticos. Os resultados indicam elevada eficiência de remoção em condições ambientalmente realistas.

O bioadsorvente LCMAGNaOH apresentou combinação de magnetização, estabilidade estrutural e desempenho médio nas diferentes matrizes aquáticas, alcançando remoções de PS de aproximadamente 79–82 % e para o PET remoções de 78–80% no tempo ótimo de 10 minutos, superando significativamente a bucha in natura (~58 %).

Os material desenvolvido oferece, portanto, uma alternativa promissora, sustentável e de fácil operação para a remediação de MPs em águas naturais, com potencial de aplicação em sistemas de tratamento de efluentes e remediação ambiental em países em desenvolvimento.

O avanço desta pesquisa poderá contemplar, em etapas futuras: realização de testes complementares para melhor compreensão dos mecanismos de remoção, aprimorar a síntese dos bioadsorventes; testar em escala real, testá-los por meio da técnica de filtração; realizar testes em outros tipos de microplásticos e também nanoplásticos.

Cabe destacar que os resultados obtidos neste trabalho resultaram em um artigo científico já aprovado e publicado na revista **Magnetochemistry**. A comprovação do aceite/certificado de aprovação do manuscrito está disponibilizada no final desta tese, na seção de Anexos. O artigo pode ser lido em <https://www.mdpi.com/2312-7481/12/8/86>.

7.0 REFERÊNCIAS

ABDELWAHAB, O.; AMIN, N. K. Phenol adsorption of aqueous solutions by *Luffa cylindrica* fibers: kinetic, isothermal and thermodynamic studies. **Egyptian Journal of Aquatic Research** 2013 , 39 , 215–223, 2013.

ABDURAHMAN, Abliz et al. Adsorption of dissolved organic matter (DOM) on polystyrene microplastics in aquatic environments: Kinetic, isotherm and site energy distribution analysis. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 198, p. 110658, 2020.

ABIDIN, M. N. Z. et al. Innovative solutions for the removal of emerging microplastics from water by utilizing advanced techniques. **Marine Pollution Bulletin**, v. 206, p. 116752, 2024.

ABREMA - Associação Brasileira de Resíduos e Meio Ambiente. Reciclagem de resíduos chega a 8% no país com trabalho informal, aponta estudo. <https://www.abrema.org.br/2024/12/12/reciclagem-de-residuos-chega-a-8-no-pais-com-trabalho-informal-aponta-estudo/>. Acesso em 21 de novembro de 2025.

AD, C. et al. Kinetics, thermodynamics and equilibrium evaluation of adsorptive removal of iron from aqueous solution onto Algerian biosorbent 'LUFFA CYLINDRICA'. **J. Mater. Environ. Sci**, v. 7, n. 1, p. 319-330, 2016.

ADETOYESE, A. O. et al. Optimization study of bioethanol production from sponge gourd (*Luffa cylindrica*). **Scientific African**, v. 8, p. e00407, 2020.

ADIRPLAST - Associação Brasileira dos Distribuidores de Resinas Plásticas e Afins. O poliestireno no mercado brasileiro: crescimento, versatilidade e desafios do setor. Disponível em: < <https://adirplast.org.br/o-poliestireno-no-mercado-brasileiro-crescimento-versatilidade-e-desafios-do-setor/> > Acesso em: 08 de fevereiro 2026.

AGENDA 2030. Disponível em < <https://www.guiaagenda2030.org/> > Acesso em 20 de janeiro de 2026.

AHMED, M. B., et al. "Microplastic particles in the aquatic environment: a systematic review." **Science of the Total Environment** 775: 145793.2021a.

AHMED, S. F., et al. "Recent developments in physical, biological, chemical, and hybrid treatment techniques for removal of emerging contaminants from wastewater." **Journal of dangerous materials** 416: 125912.2021b.

AJITH, N., et al. Global distribution of microplastics and their impact on the marine environment — a review. **Environmental Science and Pollution Research** , 27 , 25970-25986. 2020.

AKAY, Ozge et al. Preparation of a sustainable bio-copolymer based on *Luffa cylindrica* cellulose and poly (ϵ -caprolactone) for bioplastic applications. **International journal of biological macromolecules**, v. 196, p. 98-106, 2022.

AKGÜL, M. et al. Some chemical properties of *luffa* and its suitability for medium density fiberboard (MDF) production. **BioResources**, v. 8, n. 2, p. 1709-1717, 2013.

ALBA, J.F.G., et al., Thermal degradation of *Luffa cylindrica* Fiber modified by distilled water, saline water and diesel oil. **Thermochimica Acta**, 2026. 756: p. 180206.2026.

ALBUNIA, A. R.; PRADES, F.; JEREMIC, D. Multimodal polymers with supported catalysts. **Springer**, v. 9, p. 852-864, 2019.

ALI, Imran et al. Interaction of microplastics and nanoplastics with natural organic matter (NOM) and the impact of NOM on the sorption behavior of anthropogenic contaminants—A critical review. **Journal of Cleaner Production**, v. 376, p. 134314, 2022.

ALI, M., et al. Spectroscopic studies of the ageing of cellulosic paper. **Polymer**, 42(7), 2893-2900.2001.

ALIMI, OS, et al. Microplastics and nanoplastics in aquatic environments: aggregation, deposition, and improved transport of contaminants. **Environmental science & technology**, 52 (4), 1704-1724.2018.

ALTINIŞIK, Aylin; GÜR, Emel; SEKI, Yoldaş. A natural sorbent, *Luffa cylindrica* for the removal of a model basic dye. **Journal of hazardous materials**, v. 179, n. 1-3, p. 658-664, 2010.

ALTOMARE, A., et al., Main features of QUALX2.0 software for qualitative phase analysis. **Powder Diffraction**, 32(S1): p. S129-S134.2017.

AMPARÁN, M. A. A. et al. Review and future outlook for the removal of microplastics by physical, biological and chemical methods in water bodies and wastewaters. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 197, n. 4, p. 429, 2025.

ANASTOPOULOS, Ioannis; PASHALIDIS, Ioannis. The application of oxidized carbon derived from *Luffa cylindrica* for caffeine removal. Equilibrium, thermodynamic, kinetic and mechanistic analysis. **Journal of Molecular Liquids**, v. 296, p. 112078, 2019.

ANBUKARASI, K.; KALAISELVAM, S. Study of effect of fibre volume and dimension on mechanical, thermal, and water absorption behaviour of luffa reinforced epoxy composites. **Materials & Design (1980-2015)**, v. 66, p. 321-330, 2015.

ANDERSON, H. A. et al. Polybrominated diphenyl ethers (PBDE) in serum: findings from a US cohort of consumers of sport-caught fish. **Chemosphere**, v. 73, n. 2, p. 187-194, 2008.

ANDRADE AL. Microplastics in the marine environment. **Marine Pollution Bulletin**. 62:1596-1605. 2011.

ANDRADE, A.L. et al. Synthesis and characterization of magnetic nanoparticles coated with silica through a sol-gel approach. **Cerâmica**, 55(336), pp.420-424.2009.

ANDRADY, A. L. (Ed.). *Plastics and the Environment*. John Wiley & Sons, 2003.

ANDRADY, A. L. Microplastics in the marine environment. **Marine pollution bulletin**, v. 62, n. 8, p. 1596-1605, 2011.

ANDRADY, A. L.; NEAL, M. A. Applications and societal benefits of plastics. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 364, n. 1526, p. 1977-1984, 2009.

ANIL I., GUNDAY S. T., BOZKURT A., ALAGHA O. Design of crosslinked hydrogels comprising poly (Vinylphosphonic Acid) and bis [2- (Methacryloyloxy) Ethyl] phosphate as an efficient adsorbent for wastewater dye removal. **Nanomaterials** 10:131. 2020.

APHA Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 21st Edition, American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, Washington DC.2005.

ARAGAW, Tadele Assefa; BOGALE, Fekadu Mazengiaw. Biomass-based adsorbents for removal of dyes from wastewater: a review. **Frontiers in Environmental Science**, v. 9, p. 764958, 2021.

ARAGÓN, D. et al. Advanced green capture of microplastics from different water matrices by surface-modified magnetic nanoparticles. **Separation and Purification Technology**, v. 354, p. 128813, 2025.

ARANA, J. et al. *Luffa cylindrica* as a natural adsorbent of cyanide ion in aqueous medium. **Dyna**, v. 84, n. 201, p. 210-215, 2017.

ARENAS, Lina Ramirez et al. Nanoplastics adsorption and removal efficiency by granular activated carbon used in drinking water treatment process. **Science of the Total Environment**, v. 791, p. 148175, 2021.

ARIAS-ANDRES, M., et al. Microplastic pollution increases gene exchange in aquatic ecosystems. **Environ. Pollut.** 237, 253 e 261.2018.

ASEMAVE, Kaana; THADDEUS, Ligom; TARHEMBA, Philip T. Lignocellulosic-based sorbents: a review. **Sustainable Chemistry**, v. 2, n. 2, p. 271-285, 2021.

AZEEZ, Musibau Adewuyi; BELLO, Olugbenga Solomon; ADEDEJI, Adewumi Omobola. Traditional and medicinal uses of *Luffa cylindrica*: a review. **Journal of Medicinal Plants Studies**, v. 1, n. 5, p. 102-111, 2013.

AZUBUIKE, C.P., J.O. ODULAJA, and A.O. OKHAMAFE, Physicotechnical, spectroscopic and thermogravimetric properties of powdered cellulose and microcrystalline cellulose derived from groundnut shells. **International Journal of Pharmaceutical Excipients**, 3(3).2016.

BABALAR, Mahmoud; SIDDIQUA, Sumi; SAKR, Mahmoud A. A novel polymer coated magnetic activated biochar-zeolite composite for adsorption of polystyrene microplastics: Synthesis, characterization, adsorption and regeneration performance. **Separation and Purification Technology**, v. 331, p. 125582, 2024.

BAHARLOUEI, A.; JALILNEJAD, E.; SIROUSAZAR, M. Fixed-bed column performance of methylene blue biosorption by *Luffa cylindrica*: statistical and mathematical modeling. **Chemical Engineering Communications**, v. 205, n. 11, p. 1537-1554, 2018.

BAL, K. E. et al. Morphology and antimicrobial properties of *Luffa cylindrica* fibers/chitosan biomaterial as micro-reservoirs for silver delivery. **Materials Letters**, v. 79, p. 238-241, 2012.

BANDEGHARAEI, Ahmad Hosseini et al. Carbono poroso dopado com nitrogênio magnético/selênio derivado de quitosana: um adsorvente sustentável e de alto desempenho para remoção de poluentes orgânicos de água e esgoto. **Tecnologia e Inovação Ambiental** , p. 104526, 2025.

BANSAL, Swati et al. Concise updates on micro-/nanoplastic detection and decontamination: Focus

on magnetic biochars as remediation material. **Materials Today Sustainability**, v. 27, p. 100833, 2024.

BARNES D. K. A., et al. Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. **Philosophical Transactions on Biological Science of the Royal Society B**. 364:1985-1998.

BAYO, J., LÓPEZ-CASTELLANOS, J., OLMOS, S. "Membrane bioreactor and rapid sand filtration for the removal of microplastics in an urban wastewater treatment plant", **Marine Pollution Bulletin**, 156, Article number: 111211, 2020.

BECK, Rika J., Yong Zhao, Hao Fong, and Todd J. Menkhaus. "Electrospun lignin carbon nanofiber membranes with large pores for highly efficient adsorptive water treatment applications." **Journal of water process engineering** 16 (2017): 240-248.

BELATTMANIA, Zahira et al. Gracilaria gracilis (Gracilariales, Rhodophyta) from Dakhla (Southern Moroccan Atlantic Coast) as source of agar: Content, chemical characteristics, and gelling properties. **Marine drugs**, v. 19, n. 12, p. 672, 2021.

BLINOV, A. V. et al. A thermogravimetric study of the desorption of small molecules from the magnetite surface. **Russian Journal of Physical Chemistry A**, v. 76, n. 10, p. 1715-1717, 2002.

BÖKE, Julia Sophie; POPP, Jürgen; KRAFFT, Christoph. Optical photothermal infrared spectroscopy with simultaneously acquired Raman spectroscopy for two-dimensional microplastic identification. **Scientific reports**, v. 12, n. 1, p. 18785, 2022.

BRONKALA, W.J. Purification Do it with magnets. **Chem. Eng**, Vol. 95, Ed. 3, p.133-138, 1988

BROWNE, M. A.; GALLOWAY, Tamara; THOMPSON, Richard. Microplastic--an emerging contaminant of potential concern?. **Integrated Environmental Assessment & Management**, v. 3, n. 4, 2007.

BURGOS-ACEVES, M. A. H. "Physiological and metabolic approach to plastic additive effects: Immune cell responses." **Journal of dangerous materials** 404: 124114.2021.

CABRA, Javier Ricardo Velandia. Identificación de polímeros por espectroscopía infrarroja. **Revista Ontare**, n. 5, p. 3, 2017.

CAGLIOTI, G., A. Paoletti, and F.P. Ricci, Choice of collimators for a crystal spectrometer for neutron diffraction. **Nuclear Instruments**, 1958. 3(4): p. 223-228.

CAI, Liqi et al. Observation of the degradation of three types of plastic pellets exposed to UV irradiation in three different environments. **Science of the Total Environment**, v. 628, p. 740-747, 2018.

CAO, J., & SU, E. Hydrophobic deep eutectic solvents: The new generation of green solvents for diversified and colorful applications in green chemistry. **Journal of Cleaner Production**, 314, 127965.2021.

CARDOSO P. B. Caracterização do adsorvente Luffa Cylindrica in natura e o processo de funcionalização para o estudo de remoção de eteraminas de soluções aquosas (Dissertação de mestrado) 116 f., 2018.

CARRINGTON, D. Study reveals plastic fibers found in tap water worldwide. 2017. Disponível em: <https://www.theguardian.com/environment/2017/sep/06/plastic-fibres-found-tap-water-around-world-study-reveals>. Acesso em: 20 março de 2025.

CARVALHO, J. D. V. Cultivo de bucha vegetal. Brasília: SBRT/UnB, 19 p., 2007.

CHAMAS, A. et al. Degradation rates of plastics in the environment. **ACS Sustainable Chemistry & Engineering**, v. 8, n. 9, p. 3494-3511, 2020.

CHEN, Xianchuan et al. Effects of microplastic biofilms on nutrient cycling in simulated freshwater systems. **Science of the Total Environment**, v. 719, p. 137276, 2020a.

CHEN, Xiaoxin et al. Engineering green MOF-based superhydrophobic sponge for efficiently synchronous removal of microplastics and pesticides from high-salinity water. **Water Research**, v. 243, p. 120314, 2023.

CHEN, Y. et al. In-depth analysis of the structure and properties of two varieties of natural plant sponge fibers. **Materials**, 10 , 479. 2017.

CHEN, Yuxia et al. Effect of fiber surface treatment on structure, moisture absorption and mechanical properties of luffa sponge fiber bundles. **Industrial Crops and Products**, v. 123, p. 341-352, 2018.

CHENG, Liang; YANG, Yang; CHU, Jian. In-situ microbially induced Ca²⁺-alginate polymeric sealant for seepage control in porous materials. **Microbial Biotechnology**, v. 12, n. 2, p. 324-333, 2019.

CHIFAA, A. et al. A new lignocellulosic material based on Luffa Cylindrica for Nickel (II) adsorption in aqueous solution. **Moroccan Journal of Chemistry**, v. 4, n. 4, p. J. Chem. 4N° 4 (2016) 1096-1105, 2016.

CHOUDHRY, A. et al. Flax seeds based magnetic hybrid nanocomposite: An advance and sustainable material for water cleansing. **Journal of Water Process Engineering**, v. 42, p. 102150, 2021.

COLBORN T., SMOLEN M. J., ROLLAND R. Environmental Neurotoxic Effects: the Search for New Protocols in Functional Teratology. **Toxicology and Industrial Health**. 14(1-2):9-23.1998.

COLE, K. C. et al. Characterization of surface orientation in poly (ethylene terephthalate) by front-surface reflection infrared spectroscopy. **Applied Spectroscopy**, v. 48, n. 12, p. 1513-1521, 1994.

COLOM, X., et al. Effects of different treatments on the interface of HDPE/lignocellulosic fiber composites. **Composites Science and technology** , 63 (2), 161-169.2003.

COOPER, D. A.; CORCORAN, P. L. Effects of mechanical and chemical processes on the degradation of plastic beach debris on the island of Kauai, Hawaii. **Marine pollution bulletin**, v. 60, n. 5, p. 650-654, 2010.

CORNELL, R.M.; SCHWERTMANN, U. The iron oxides: structure, properties, reactions, occurrences and uses. **John Wiley & Sons**.2003.

CORTÉS-ARRIAGADA, Diego et al. The interaction mechanism of polystyrene microplastics with pharmaceuticals and personal care products. **Science of the Total Environment**, v. 861, p. 160632,

2023.

COSTA E SILVA, R.M.d., et al., Preparation of magnetoliposomes with a green, low-cost, fast and scalable methodology and activity study against *S. aureus* and *C. freundii* bacterial strains. **Journal of the Brazilian Chemical Society**. **29**(12): p. 2636-2645.2018.

COSTA E SILVA, R.M.F.d., et al., Equisetum hyemale-derived unprecedented bioactive composite for hard and soft tissues engineering. **Scientific Reports**, **12**(1): p. 13425.2022.

COUTINHO, F. et al. Polietileno: principais tipos, propriedades e aplicações. **Polímeros**, v. 13, pág. 13/01, 2003.

COUTINHO, Rodrigo et al. Sustainable application of modified *Luffa cylindrica* biomass for removal of trimethoprim in water by adsorption with process optimization. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 31, n. 43, p. 55280-55300, 2024.

CRAWFORD, C. B.; QUINN, B. **Microplastic pollutants**. Elsevier Limited, 2016.

CRINI, Grégorio et al. Conventional and non-conventional adsorbents for wastewater treatment. **Environmental Chemistry Letters** , v. 17, n. 1, p. 195-213, 2019.

CRISTALDI, A. et al., Efficiency of Wastewater Treatment Plants (WWTPs) for the Removal of Microplastics: A Systematic Review. **International Journal of Environmental Research and Public Health**. **17** (21): p. 8014. 2020.

CUI, Xiaoying et al. Meta-analysis of the hazards of microplastics in freshwaters using species sensitivity distributions. **Journal of Hazardous Materials**, v. 463, p. 132919, 2024.

DA COSTA et al. Avaliação da eficiência de torre de adsorção aplicada à remoção de H₂S dos gases odorantes em sistemas de tratamento de esgoto sanitário. 5º Congresso Internacional de Tecnologias para o Meio Ambiente. Bento Gonçalves – RS, Brasil, 5 a 7 de Abril de 2016.

DAOU, T. J. et al. Phosphate adsorption properties of magnetite-based nanoparticles. **Chemistry of Materials**, v. 19, n. 18, p. 4494-4505, 2007.

DAYAL, L. et al. Recent advancement in microplastic removal process from wastewater-a critical review. **Journal of Hazardous Materials Advances**, p. 100460, 2024.

DE FELICE, B. et al. Polystyrene microplastics ingestion induced behavioral effects to the cladoceran *Daphnia magna*. **Chemosphere**, v. 231, p. 423-431, 2019.

DEDITIUS, Artur P. et al. Nanogeochemistry of hydrothermal magnetite. **Contributions to Mineralogy and Petrology**, v. 173, n. 6, p. 46, 2018.

DEEPAK, P., SHARMA, K & PRIYA, B. Study of morphology of graft polymer of methacrylic acid onto cellulosic fibres using electron microscopy. **International journal of Theoretical and Applied Sciences**. 3(2): pp. 21 –24. 2011.

DELPHINO, Tallita Mello et al. Cost estimate for the monthly set up and operation of a teleconsultation room. **Cogitare Enfermagem**, v. 28, p. e84767, 2023.

DEMIR, Didem et al. Extraction of pectin from albedo of lemon peels for preparation of tissue engineering scaffolds. **Polymer Bulletin**, v. 78, n. 4, p. 2211-2226, 2021.

DEMIR, Hasan et al. Dye adsorption behavior of *Luffa cylindrica* fibers. **Journal of Hazardous Materials**, v. 153, n. 1-2, p. 389-394, 2008.

DEMIR, Hasan; DEVECI, Meryem Arzu. Comparação entre ultrassom e técnica convencional para remoção de laranja de metila por fibras de *Luffa cylindrica*. **Arabian Journal for Science and Engineering**, v. 43, n. 11, p. 5881-5889, 2018.

DESFORGES, J. P.; GALBRAITH, M.; DANGERFIELD, N.; ROSS, P. S. Widespread distribution of microplastics in subsurface seawater in the NE Pacific Ocean. **Mar. Pollut. Bull.** 79 (1–2), 94–9.2014.

DI LORENZO, Maria Laura. Crystallization of Poly (ethylene terephthalate): A Review. **Polymers**, v. 16, n. 14, p. 1975, 2024.

DONG, Shunan, et al. "Aggregation kinetics of fragmental PET nanoplastics in aqueous environment: Complex roles of electrolytes, pH and humic acid." **Environmental Pollution** 268: 115828.2021.

DOTTO, G. L.; MCKAY, G. Current scenario and challenges in adsorption for water treatment. **Journal of environmental chemical engineering**, v. 8, n. 4, p. 103988, 2020.

DOYLE, Colin S.; KENDELEWICZ, Tom; BROWN JR, Gordon E. Inhibition of the reduction of Cr (VI) at the magnetite–water interface by calcium carbonate coatings. **Applied surface science**, v. 230, n. 1-4, p. 260-271, 2004.

DRIS, R. et al. Beyond the ocean: contamination of freshwater ecosystems with (micro-) plastic particles. **Environ. Chem.** 12 (5), 539. 2015.

DUSAUCY, J. et al. Microplastic pollution of worldwide lakes. **Environmental Pollution**, v. 284, p. 117075, 2021.

EMBRAPA Agropecuária Oeste. FIETZ C. R. et al. O clima da região de Dourados, MS. 3ª edição revista e atualizada. 31p, 2017.

ENYOH, C. E. et al. A Review of Materials for the Removal of Micro-and Nanoplastics from Different Environments. In: **Micro**. MDPI, p. 17.2025.

ERNI-CASSOLA, G. et al. Distribution of plastic polymer types in the marine environment; A meta-analysis. **Journal of hazardous materials**, v. 369, p. 691-698, 2019.

FABIYI J. S., et al. Weathering of wood plastic composites: Visual appearance and chemical changes. **Polymer degradation and stability**. 93:1405-1414, 2008.

FARRELLY, Trisia et al. Independent science key to breaking stalemates in global plastics treaty negotiations. **Cambridge Prisms: Plastics**, v. 3, p. e6, 2025.

FELLAK, Somia et al. Study of natural degradation effect on lignocellulose fibers of archaeological cedar wood: monitoring by Fourier Transform Infrared (FTIR) spectroscopy. In: **MATEC Web of Conferences**. EDP Sciences, p. 00006. 2022.

FENG, Wanyi; ZHENG, Jiahao. Silician zoning of magnetite in a Fe skarn deposit: A potential low-temperature indicator in magmatic-hydrothermal systems?. **Journal of Asian Earth Sciences**, v. 277,

p. 106402, 2025.

FENG, Y. et al. Norfloxacin removal from aqueous solution using biochar derived from luffa sponge. **Journal of Water Supply: Research and Technology—AQUA**, v. 67, n. 8, p. 703-714, 2018.

FENTER, P. et al. Structure and reactivity of the dolomite (104)–water interface: New insights into the dolomite problem. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 71, n. 3, p. 566-579, 2007.

FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ, V. et al. Misidentification of PVC microplastics in marine environmental samples. **TrAC Trends in Analytical Chemistry**, v. 153, p. 116649, 2022.

FILIPOWICZ, Natalia; SCHAEFER, Hanno; RENNER, Susanne S. Revisiting *Luffa* (Cucurbitaceae) 25 Years After C. Heiser: Species Boundaries and Application of Names Tested with Plastid and Nuclear DNA Sequences. **Systematic Botany**, Lawrence, KS, v. 39, n. 1, p. 205-215, 2014.

FONTECHA-CÁMARA, M. A., et al. "Effect of surface chemistry, solution pH, and ionic strength on the removal of herbicides diuron and amitrole from water by an activated carbon fiber." **Langmuir** 23, no. 3.pg 1242-1247.2007.

FREE, C.M., et al. High-levels of microplastic pollution in a large, remote, mountain lake. **Mar. Pollut. Bull.** 85, 156e163.2014.

GĂGEANU, Iuliana et al. Lignin utilization for the removal of microplastic particles from water. **INMATEH-Agricultural Engineering**, v. 71, p. 511-521, 2023.

GARCEZ L. N. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de engenharia hidráulica e sanitária. Laboratório de saneamento. Manual de procedimentos e técnicas laboratoriais voltado para análises de águas e esgotos sanitário e industrial. 2004.

GARDETTE, Jean-Luc et al. Impact of photooxidative degradation on the oxygen permeability of poly (ethyleneterephthalate). **Polymer degradation and stability**, v. 103, p. 35-41, 2014.

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

GHALI, L. et al. Effect of pre-treatment of Luffa fibres on the structural properties. **Materials letters**, v. 63, n. 1, p. 61-63, 2009.

GRASSIA, P.; USHER, S. P.; SCALES, P. J. Closed-form solutions for batch settling height from model settling flux functions. **Chemical Engineering Science**, v. 66, n. 5, p. 964-972, 2011.

GRAUSE, Guido; CHIEN, Mei-Fang; INOUE, Chihiro. Changes during the weathering of polyolefins. **Polymer degradation and stability**, v. 181, p. 109364, 2020.

GRAŽULIS, S., et al., Crystallography Open Database - an open-access collection of crystal structures. **J Appl Crystallogr.** 42(Pt 4): p. 726-729.2009.

GRAŽULIS, Saulius et al. Crystallography Open Database—an open-access collection of crystal structures. **Applied Crystallography**, v. 42, n. 4, p. 726-729, 2009.

GRECHI C. D., FREITAS L. B. A., LUNAS M. C. F. S. Experiência turística e de lazer no Parque

Antenor Martins - Dourados/Ms. Conference: Anais do 18º Fórum Internacional de Turismo do Iguassu. Junho, 2024.

GRÉGORIO et al. Conventional and non-conventional adsorbents for wastewater treatment. **Environmental Chemistry Letters**, v. 17, n. 1, p. 195-213, 2019.

GRIGORIADOU I, et al. Effect of different nanoparticles on the UV stability of HDPE. **Polymer degradation and stability**. 96:151-163. 2011.

GUO, R., et al. Application of a comprehensive extraction technique for the determination of poly- and per fluoroalkyl substances (PFASs) in Great Lakes Region sediment. **Chemosphere** 164, 535–546.2016.

GUO, Y. et al. Properties of luffa fiber reinforced PHBV biodegradable composites. **Polymers**, v. 11, n. 11, p. 1765, 2019.

HA, Tran Thi Viet et al. Loofah plant—Derived biodegradable superhydrophobic sponge for effective removal of oil and microplastic from water. **Environmental Technology & Innovation**, v. 32, p. 103265, 2023.

HALDAR, S., et al., Impact of Microplastics on Economic Condition in Underdeveloped Countries, in Microplastics. **Elsevier**. p. 481-508.2025.

HAMZAH, M. et al. Surface chemistry changes and microstructure evaluation of low density nanocluster polyethylene under natural weathering: A spectroscopic investigation. In: **Journal of physics: Conference series**. IOP Publishing, 2018. p. 012010.

HAMZAH, S., et al. "Concentration of microplastics in road dust as a function of drying period — a case study in G City, Korea." **Journal of Environmental Chemical Engineering** 9.5: 105894. 2021.

HASSAN, Masud et al. Critical review of magnetic biosorbents: their preparation, application, and regeneration for wastewater treatment. **Science of the Total Environment**, v. 702, p. 134893, 2020.

HEO, Y.; LEE, E.; LEE, S. Adsorptive removal of micron-sized polystyrene particles using magnetic iron oxide nanoparticles. **Chemosphere**, v. 307, p. 135672, 2022.

HONARY, Soheyla; ZAHIR, Foruhe. Effect of zeta potential on the properties of nano-drug delivery systems-a review (Part 2). 2013.

HONGPING H et al. Natural Magnetite: an efficient catalyst for the degradation of organic contaminant. **Scientific Reports**, 2015.

HOSSEINI M., N.; GHOLIZADEH M. , Nano silica extracted from horsetail plant as a natural silica support for the synthesis of H3PW12O40 immobilized on aminated magnetic nanoparticles (Fe3O4@SiO2-EP-NH-HPA): a novel and efficient heterogeneous nanocatalyst for the green one-pot synthesis of pyrano[2,3-c] pyrazole derivatives. **Research on Chemical Intermediates**, 46(6): p. 3037-3066. 2020.

HU X. Sensitivity to the wavelength of photooxidation of polyethylene. **Polymer degradation and stability**. 55:131-134. 1997.

HU, Lei; ZHOU, Jinxin; KITAZAWA, Daisuke. Electrostatic Interactions Override Surface Area Effects in Size-Dependent Adsorptive Removal of Microplastics by Fe3O4

Nanoparticles. **Sustainability**, v. 17, n. 19, p. 8878, 2025.

HUL, Gabriela et al. Influence of concentration, Surface Charge, and Natural Water Components on the transport and adsorption of Polystyrene nanoplastics in Sand columns. **Nanomaterials**, v. 14, n. 6, p. 529, 2024.

HURLEY, R. et al. Plastic waste in the terrestrial environment. **Plastic Waste and Recycling**. 2020.
IANNILLI, V., et al. Plastic abundance and seasonal variation on the shorelines of three volcanic lakes in Central Italy: can amphipods help detect contamination? **Environ. Sci. Pollut. Res.** 27, 14711 - 14722. 2020.

IBRAHIM, Yusof Shuaib et al. Detection of microplastics in human colectomy specimens. **JGH open**, v. 5, n. 1, p. 116-121, 2021.

INDHUR, Riona. Synthesis, Assessment, and Application of Two-dimensional Ferromagnetic Nanocomposites for the Removal of Microplastics from Drinking Water and Wastewater Effluent. Doctoral Thesis. Durban University of Technology. 2025.

ISLAM, Md Redwanul et al. Surface modification of Luffa and maize fibers by using alkali medium. **Cleaner Engineering and Technology**, v. 19, p. 100736, 2024.

IVLEVA, N. P.; WIESHEU, A. C.; NIESSNER, R. Microplastic in aquatic ecosystems. **Angewandte Chemie International Edition**, v. 56, n. 7, p. 1720-1739, 2017.

IYARE, P.; OUKI S.K; T. BOND, Microplastic Removal in Wastewater Treatment Plants: A Critical Review. **Environmental Science: Water Research & Technology**, 6 (10): p. 2664-2675. 2020.

JENNER, Lauren C. et al. Detection of microplastics in human lung tissue using μ FTIR spectroscopy. **Science of the Total Environment**, v. 831, p. 154907, 2022.

JORDAN, W.; CHESTER, P. Improving the properties of banana fiber reinforced polymeric composites by treating the fibers. **Procedia Engineering**, v. 200, p. 283-289, 2017.

JOSEPH K., et al. Uma revisão sobre o polímero reforçado com fibra de sisal compósitos. **Rev. Bras. Eng. Agrícola Ambiente**. 3: 367–379. 1999.

JUNGCHAROEN, Phoomipat et al. Influence of organic ligands on the stoichiometry of magnetite nanoparticles. **Nanoscale Advances**, 2023.

KALYANI, P., A. ; ANITHA A. D., Activated carbon from grass – A green alternative catalyst support for water electrolysis. *International Journal of Hydrogen Energy*, **38**(25): p. 10364-10372. 2013.

KAMRAN, M. J. et al. Comparison of chemically surface treated Luffa cylindrica using scanning electron microscopy (SEM). In: **IOP Conference Series: Materials Science and Engineering**. IOP Publishing, p. 012023. 2021.

KANG, H. et al. Concentration of microplastics in road dust as a function of drying period — a case study in G City, Korea. **Sustainability**, v. 14, n. 5, p. 3006, 2022.

KARIĆ, Nataša et al. Bio-waste valorisation: Agricultural wastes as biosorbents for removal of (in) organic pollutants in wastewater treatment. **Chemical Engineering Journal Advances**, v. 9, p. 100239, 2022.

KARIMI-MALEH, Hassan et al. The role of magnetite/graphene oxide nano-composite as a high-efficiency adsorbent for removal of phenazopyridine residues from water samples, an experimental/theoretical investigation. **Journal of Molecular Liquids**, v. 298, p. 112040, 2020.

KARUNATTU S. M. et al. Exploring the effective adsorption of polystyrene microplastics from aqueous solution with magnetically separable nickel/reduced graphene oxide (Ni/rGO) nanocomposite. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 31, n. 26, p. 38099-38116, 2024.

KE B., Y. BAL, G. COTE, A. Chagnes, Morphology and antimicrobial properties of Luffa cylindrica fibers/chitosan biomaterial as micro-reservoirs for silver delivery, **Materials Letters** 79. 238–241.2012.

KESRAOUI, A., S. Bouzaabia, and M. Seffen, The combination of Luffa cylindrical fibers and metal oxides offers a highly performing hybrid fiber material in water decontamination. **Environmental Science and Pollution Research**. 26(12): p. 11524-11534.2019.

KHADIR, A. et al. The prospective utilization of Luffa fibres as a lignocellulosic bio-material for environmental remediation of aqueous media: A review. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 9, n. 1, p. 104691, 2021.

KHALIK, Wmawm. Analysis of microplastics in Malaysian marine waters: A field study of Kuala Nerus and Kuantan. **Marine Pollution Bulletin** 135: 451-457.2018.

KHARRATI, Khaled et al. An investigation of thermomechanical behavior of Tunisian luffa sponges' fibers. **Materials Sciences and Applications**, v. 13, n. 12, p. 519-531, 2022.

KHOIRIYAH, Siti et al. FTIR-Based Identification of Microplastics in Commercial Bottled Drinking Water. In: **BIO Web of Conferences**. EDP Sciences, p. 02006. 2026.

KIATKAMJORNWONG, S. et al. Degradation of styrene-g-cassava starch filled polystyrene plastics. **Polymer Degradation and Stability**, v. 66, n. 3, p. 323-335, 1999.

KINIGOPOULOU, V. et al. Microplastics as carriers of inorganic and organic contaminants in the environment: a review of recent progress. **Journal of Molecular Liquids**, p. 118580, 2022.

KIRSTEIN, I.V., et al. Dangerous hitchhikers? Evidence for potentially pathogenic *Vibrio* spp. on microplastic particles. **Mar. Environ. Res.** 120, 1 e 8.2016.

KRISHNAN, R. Y. et al. Recent approaches and advanced wastewater treatment technologies for mitigating emerging microplastics contamination—A critical review. **Science of the Total Environment**, v. 858, p. 159681, 2023.

KRÓL-MORKISZ, K; PIELICHOWSKA, K. Thermal decomposition of polymer nanocomposites with functionalized nanoparticles. In: **Polymer composites with functionalized nanoparticles**. Elsevier, p. 405-435.2019.

KYNCH, George J. A theory of sedimentation. **Transactions of the Faraday society**, v. 48, p. 166-176, 1952.

LANGMUIR, Irving. The adsorption of gases on plane surfaces of glass, mica and platinum. **Journal of the American Chemical society**, v. 40, n. 9, p. 1361-1403, 1918.

LARSSON, K.; RAND, R. P. Detection of changes in the environment of hydrocarbon chains by Raman spectroscopy and its application to lipid-protein systems. **Biochimica et Biophysica Acta (BBA)-Lipids and Lipid Metabolism**, v. 326, n. 2, p. 245-255, 1973.

LEE, Gyuok et al. Physicochemical characteristics and antioxidant activities of *Luffa cylindrica* (L.) Roem. **Journal of the Korean Society of Food Science and Nutrition**, v. 41, n. 6, p. 733-738, 2012.

LENZ, Robin et al. A critical assessment of visual identification of marine microplastic using Raman spectroscopy for analysis improvement. **Marine pollution bulletin**, v. 100, n. 1, p. 82-91, 2015.

LESLIE, Heather A. et al. Descoberta e quantificação da poluição por partículas plásticas no sangue humano. **Environment International**, v. 163, p. 107199, 2022.

LI, Hongxian et al. Theoretical and experimental investigation on rapid and efficient adsorption characteristics of microplastics by magnetic sponge carbon. **Science of The Total Environment**, v. 897, p. 165404, 2023d.

LI, J., et al. Microplastics in sediment cores as indicators of temporal trends in microplastic pollution in the Andong salt marsh, Hangzhou Bay, China. **Regional Studies in Marine Sciences** 35:101149. 2020b.

LI, J., et al. Removal of pristine and aged microplastics from water by magnetic biochar: Adsorption and magnetization. **The Science of the total environment**, 162647. 2023a.

LI, Jinhua et al. Classification of a complexly mixed magnetic mineral assemblage in Pacific Ocean surface sediment by electron microscopy and supervised magnetic unmixing. **Frontiers in Earth Science**, v. 8, p. 609058, 2020a.

LI, W. al. Preparation of magnetic Janus microparticles for the rapid removal of microplastics from water. **Science of the Total Environment**, v. 903, p. 166627, 2023b.

LI, Xiaowei et al. From marine to freshwater environment: A review of the ecotoxicological effects of microplastics. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 251, p. 114564, 2023c.

LI, Y. et al. Corals-inspired magnetic absorbents for fast and efficient removal of microplastics in various water sources. **RSC advances**, v. 14, n. 17, p. 11908-11913, 2024b.

LI, Yingying et al. Eco-friendly hydrophobic ZIF-8/sodium alginate monolithic adsorbent: An efficient trap for microplastics in the aqueous environment. **Journal of Colloid and Interface Science**, v. 661, p. 259-270, 2024a.

LI, Yue et al. Microplastics in the human body: A comprehensive review of exposure, distribution, migration mechanisms, and toxicity. *Science of The Total Environment*, v. 946, p. 174215, 2024c.

LIATSOU, I. ; CHRISTODOULOU, E.; PASHALIDIS, I. Thorium adsorption by oxidized biochar fibres derived from *Luffa cylindrica* sponges. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry**, v. 317, n. 2, p. 1065-1070, 2018.

LIATSOU, I. et al. Surface characterization of oxidized biochar fibers derived from *Luffa Cylindrica* and lanthanide binding. **Journal of environmental chemical engineering**, v. 5, n. 4, p. 4069-4074, 2017.

LINDINO, C. A. et al. Adsorção de cádmio em esponja vegetal (*Luffa cylindrica*). **Revista Ambiente & Água**, v. 9, p. 212-223, 2014.

LIU Q, et al. Novel cyclodextrin-based adsorbents for removing pollutants from wastewater: A critical review. **Chemosphere**. 241:125043.2020.

LIU T., et al. "In-situ detection method for microplastics in water by polarized light scattering." **Frontiers in Marine Science** 8: 739683. 2021.

LIU, C. et al. Manufacture of spongy biomass adsorbent by means of UV-induced surface polymerization for the adsorption of Ce(III) from wastewater. **Water Science and Technology** , v. 75, n. 12, p. 2755-2764, 2017.

LIU, F. F., et al. Effects of solution chemistry on adsorption of selected pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) by graphenes and carbon nanotubes. *Environmental science & technology*, 48(22), 13197-13206.2014.

LIU, Xuwei et al. Revisiting the contribution of ATR-FTIR spectroscopy to characterize plant cell wall polysaccharides. **Carbohydrate Polymers**, v. 262, p. 117935, 2021b.

LU, L., et al. "Interaction between microplastics and microorganisms as well as gut microbiota: A consideration of animal and human environmental health." **Science of the Total Environment** 667: 94-100.2019.

LUNAS M. C. F. S.; RIBAS L. M. L. R. Parques urbanos municipais em Dourados - MS - Brasil: Estado da arte. *Redes - Rev. Des. Regional*, Santa Cruz do Sul, v. 18, n. 2, p. 231 - 245, maio/ago 2013.

MACLEOD, M., et al., The global threat of plastic pollution. **Science**. 373 (6550): p. 61-65.2021.

MAGALHAES, Solange et al. Tailored cellulose-based flocculants for microplastics removal: Mechanistic insights, pH influence, and efficiency optimization. **Powder Technology**, v. 456, p. 120838, 2025.

MAI, Lei et al. Microplastics in the terrestrial environment. In: **Microplastic contamination in aquatic environments**. Elsevier, p. 229-247. 15, 2024.

MARINHO J. R. D. Macromoléculas e polímeros. Barueri, Sp.Editora Manole LTDA, 2005.

MARTINEZ-PAVETTI, M. B. et al. Study on two eco-friendly surface treatments on *Luffa cylindrica* for development of reinforcement and processing materials. **Journal of materials research and technology**, v. 14, p. 2420-2427, 2021.

MATHALON, A. HILL, Paul. Microplastic fibers in the intertidal ecosystem surrounding Halifax Harbor, Nova Scotia. **Marine pollution bulletin**, v. 81, n. 1, p. 69-79, 2014.

MECOZZI, Mauro; NISINI, Laura. The differentiation of biodegradable and non-biodegradable polyethylene terephthalate (PET) samples by FTIR spectroscopy: A potential support for the structural differentiation of PET in environmental analysis. **Infrared Physics & Technology**, v. 101, p. 119-126, 2019.

MEENA, P. L.; TANDON, Sanjay; SAMANTARAY, Raghavendra. Carbon nanotube based magnetic composites for decontamination of organic chemical pollutants in water: A review. **Applied Surface Science Advances**. v. 10, August 2022.

MEJÍAS, Carmen et al. Implications of polystyrene and polyamide microplastics in the adsorption of sulfonamide antibiotics and their metabolites in water matrices. **Aquatic Toxicology**, v. 271, p. 106934, 2024.

MENG, Fangyuan et al. Structural Fe(II)-induced generation of reactive oxygen species on magnetite surface for aqueous As(III) oxidation during oxygen activation. **Water research**, 2024a.

MENG, W. et al. Preparation of high quality carbon nanotubes by catalytic pyrolysis of waste plastics using FeNi-based catalyst. **Waste Management**, v. 189, p. 11-22, 2024b.

MILLINGTON, K. R. Improving the whiteness and photostability of wool. In: **Advances in wool technology**. Woodhead Publishing, p. 217-247. 2009.

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.

MISHRA, Rakesh Kumar. Freshwater Availability and Its Global Challenge. **British Journal of Multidisciplinary and Advanced Studies** , v. 4, n. 3, p. 1-78, 2023.

MOHAMMED, Siham Mohammed Hassen. Characterization of magnetite and hematite using infrared spectroscopy. **Journal of Engineering Sciences and Information Technology**, v. 2, n. 1, 2018.

MOHAN B. S, DHAR P, KATYAR V. Polymer blends for sustainable food packaging. In: **Sustainable Polymers for Food Packaging**. De Gruyter; 2020.

MOHANTA, N.; S. ACHARYA, Fiber surface treatment: Its effect on structural, thermal, and mechanical properties of Luffa cylindrica fiber and its composite. **Journal of Composite Materials**, **50**(22): p. 3117-3131.2016.

MOHANTA, Niharika; ACHARYA, Samir K. Effect of alkali treatment on the flexural properties of a Luffa cylindrica-reinforced epoxy composite. **Science and Engineering of Composite Materials**, v. 25, n. 1, p. 85-93, 2018.

MOLEBATSI, Mothusi et al. The use of biosorbents in water treatment. **Environments**, v. 12, n. 9, p. 302, 2025.

MONO, Jean Aimé et al. Characterisation of luffa cylindrica fibre from Cameroon for use in composites: effect of alkaline treatment. **International Journal of Polymer Science**, v. 2024, n. 1, p. 8108120, 2024.

MONTUELLE B., CLEMENS A. Le tour des grands lacs alpins en 80 questions. Graie publishing, pp. 4-205.2015.

MOON, Robert J. et al. Cellulose nanomaterials review: structure, properties and nanocomposites. **Chemical society reviews**, v. 40, n. 7, p. 3941-3994, 2011.

MORAMARCO, Antonella et al. Cellulose extraction from soybean hulls and hemp waste by alkaline and acidic treatments: An in-depth investigation on the effects of the chemical treatments on biomass. **Polymers**, v. 17, n. 9, p. 1220, 2025.

MUHIB, Md Iftakharul et al. Occurrence of microplastics in tap and bottled water and in food packaging: a narrative review of current knowledge. **Science of The Total Environment** , v. 865, p. 161274, 2023.

MULINDWA, P. et al. Bioadsorbents for removal of microplastics from water ecosystems: A review. **International Journal of Sustainable Engineering**, v. 17, n. 1, p. 582-599, 2024.

MUMMALETI, Gopinath et al. Microplastics in simulated digestion: Surface modifications, enzyme interference, and chemical migration. **Food Chemistry**, p. 149336, 2026.

MUSLIMOVA, Indira B. et al. Preparation and application of stimuli-responsive PET TeMs: RAFT graft block copolymerisation of styrene and acrylic acid for the separation of water–oil emulsions. **RSC advances**, v. 14, n. 20, p. 14425-14437, 2024.

MUSLIMOVA, Indira B. et al. Preparation of pH-Responsive PET TeMs by Controlled Graft Block Copolymerisation of Styrene and Methacrylic Acid for the Separation of Water–Oil Emulsions. **Polymers**, v. 17, n. 16, p. 2221, 2025.

NADAROGLU, Hayrunnisa; CICEK, Semra; GUNGOR, Azize Alayli. Removing Trypan blue dye using nano-Zn modified Luffa sponge. **Spectrochimica Acta Part A: Molecular and Biomolecular Spectroscopy**, v. 172, p. 2-8, 2017.

NAGARAJA G., B. and R. MURALIKANNAN, Extraction and characterization of lignocellulosic fibers from Luffa cylindrica fruit. **International Journal of Polymer Analysis and Characterization**, 21(3): p. 259-266.2016.

NAGARAJAGANESH, B.; MURALIKANNAN, R. Extraction and characterization of lignocellulosic fibers from Luffa cylindrica fruit. **International Journal of Polymer Analysis and Characterization**, v. 21, n. 3, p. 259-266, 2016.

NAPPER I. E., et al. "Characterisation, quantity and sorptive properties of microplastics extracted from cosmetics." *Marine pollution bulletin* 99, no. 1-2: 178-185.2015.

NG, W. M. et al. Sedimentation kinetics of magnetic nanoparticle clusters: Iron oxide nanospheres vs nanorods. **Langmuir**, v. 36, n. 19, p. 5085-5095, 2020.

NICULESCU, Adelina-Gabriela; CHIRCOV, Cristina; GRUMEZESCU, Alexandru Mihai. Magnetite nanoparticles: Synthesis methods–A comparative review. **Methods**, v. 199, p. 16-27, 2022.

NIKONENKO, N. A. et al. Spectroscopic manifestation of stretching vibrations of glycosidic linkage in polysaccharides. **Journal of Molecular Structure**, v. 752, n. 1-3, p. 20-24, 2005.

NIZAM, Natasha et al. Removal efficiency for micro-polystyrene in water by the oil-based ferrofluid employ response surface methodology. **Sains Malaysiana**, v. 52, n. 8, p. 2191-2207, 2023.

NOCON, Witold. Quantitative monitoring of batch sedimentation based on fractional density changes. **Powder Technology**, v. 292, p. 1-6, 2016.

NWOSU-OBIEOGU, K. et al. Adsorption of Vanadium (V) from Textile Industry Effluent using Activated Carbon Luffa cylindrica. *Chemical Engineering Department, Nigeria*. 70, n. 3-4, pág. 129-135, 2021.

NWOSU-OBIEOGU, Kenechi; OKOLO, Bernard I. Biosorption of chromium (VI) from textile waste water using luffa cylindrica activated carbon. **Environmental Quality Management**, v. 29, n. 4, p. 23-31, 2020.

OBADA, D. O. et al. Effect of variation in frequencies on the viscoelastic properties of coir and coconut husk powder reinforced polymer composites. **Journal of King Saud University-Engineering Sciences**, v. 32, n. 2, p. 148-157, 2020.

OBOH, I.O. et al. Application of Luffa cylindrica in its natural form as a biosorbent for removal of bivalent metals from aqueous solutions – kinetic and equilibrium study. **Wastewater Treatment and Reuse. InTech**, p. 195-212, 2011.

ÖĞRETMEN, Özen Yusuf. Potential Contribution to Dietary Reference Intake (DRI) of Agar Extracted from Gelidium latifolium (Gelidiaceae, Rhodophyta) as a Mineral Source. **Biological Trace Element Research**, v. 201, n. 4, p. 2088-2096, 2023.

OGUNYEMI, T. C. et al. Proximate and mineral composition of sponge gourd (Luffa cylindrica) seed grown in South-Western Nigeria. **J Sci Res Rep**, v. 26, n. 4, p. 61-67, 2020.

OLADOJA, N. A; ABOLUWOYE, C.O.; AKINKUGBE, A.O. Evaluation of the bushing as sorbent in the discoloration of an aqueous system contaminated with basic dye. **Research in industrial and engineering chemistry**, v. 48, n. 6, p. 2786-2794, 2009.

ONNA, Diego; MINABERRY, Yanina; JOBBÁGY, Matías. Hierarchical bioglass scaffolds: Introducing the “milky way” for templated bioceramics. **Journal of Materials Chemistry B**, v. 3, n. 15, p. 2971-2977, 2015.

OROZCO-HENAO, J. M. et al. Oxidation Kinetics of Magnetite Nanoparticles: Blocking Effect of Surface Ligands and Implications for the Design of Magnetic Nanoheaters. **Chemistry of Materials**, 2024.

OSMAN, Ahmed I. et al. Methods to prepare biosorbents and magnetic sorbents for water treatment: a review. **Environmental Chemistry Letters**, v. 21, n. 4, p. 2337-2398, 2023.

OTTAH, Victoria Ezinne et al. Comparative analysis of alkaline-extracted hemicelluloses from Beech, African rose and Agba woods using FTIR and HPLC. **Heliyon**, v. 8, n. 6, 2022.

OUN, A. A. et al. Development of fast and high-efficiency sponge-gourd (Luffa cylindrica)/hydroxyapatite fiber composites for lead and methylene blue removal. **Arabian Journal of Chemistry**, v. 14, n. 8, p. 103281, 2021.

PADERVAND, M., et al. Removal of microplastics from the environment. A review. **Environmental Chemistry Letters**, 18(3), pp.807-828. 2020.

PAIVA, M. C. et al. Alfa fibres: Mechanical, morphological and interfacial characterization. **Composites Science and Technology**, v. 67, n. 6, p. 1132-1138, 2007.

PARASHAR, Neha; HAIT, Subrata. Cetyl trimethyl ammonium bromide-modified magnetic biochar-integrated sand filter for microplastics removal from secondary-treated sewage effluents: Performance evaluation and mechanistic insights. **Journal of Water Process Engineering**, v. 59, p. 105035, 2024b.

PARASHAR, Neha; HAIT, Subrata. Enhanced microplastics removal from sewage effluents via CTAB-modified magnetic biochar: Efficacy and environmental impact. **Journal of Cleaner Production**, v. 474, p. 143606, 2024a.

PARIDA, C., S.C. DAS; S.K. DASH, Mechanical Analysis of Bio Nanocomposite Prepared from *Luffa cylindrica*. **Procedia Chemistry**, 4: p. 53-59.2012.

PATHAK, G., et al., Plastic pollution and open burning of plastic waste. **Global Environmental Change**, **80** : p. 102648.2023.

PATHANIA, D. et al. Microwave induced graft copolymerization of binary monomers onto luffa cylindrica fiber: removal of congo red. **Procedia engineering**, v. 200, p. 408-415, 2017.

PEGRAM, J. E.; ANDRADY, A. L. Outdoor weathering of selected polymeric materials under marine exposure conditions. **Polymer degradation and stability**, v. 26, n. 4, p. 333-345, 1989.

PENG, G. et al. "Engineering 3D graphene-like carbon-assembled layered double oxide for efficient microplastic removal in a wide pH range." **Journal of Hazardous Materials** 433: 128672.2022.

PERVERSI, G. et al. The Verwey structure of a natural magnetite. **Chemical Communications**, v. 52, n. 27, p. 4864-4867, 2016.

PESTANA, C. J. et al. Potentially poisonous plastic particles: microplastics as a vector for cyanobacterial toxins microcystin-LR and microcystin-LF. **Environmental Science & Technology**, v. 55, n. 23, p. 15940-15949, 2021.

PHAN, S. PADILLA-GAMIÑO, J. L.; LUSCOMBE, C. K. The effect of weathering environments on microplastic chemical identification with Raman and IR spectroscopy: Part I. polyethylene and polypropylene. **Polymer Testing**, v. 116, p. 107752, 2022.

PINCELLI, I. P et al. Post-consumer plastic packaging waste flow analysis for Brazil: The challenges moving towards a circular economy. **Waste Management**, v. 126, p. 781-790, 2021.

PITA, Fernando; CASTILHO, Ana. Separation of plastics by froth flotation. The role of size, shape and density of the particles. **Waste Management**, v. 60, p. 91-99, 2017.

PLÁSTICOS EM REVISTA. Brasil: recordes viram rotina na reciclagem de PET. 2025. Disponível em: < <https://plasticosemrevista.com.br/brasil-recordes-viram-rotina-na-reciclagem-de-pet/#:~:text=Qual%20a%20sua%20estimativa%20da,empresas%20fabricantes%20como%20pelos%20consumidores>>. Acesso em: 08 de Fevereiro de 2026.

POÇAN, Pelin; ÇIKRIKCI ERÜNSAL, Sevil. Exploring the effect of sucrose and d-allulose addition on the gelling ability and physical properties of agar–agar vegan gels. **European Food Research and Technology**, v. 250, n. 8, p. 2245-2254, 2024.

PONOMAR, V. et al. Experimental study on oxidation of synthetic and natural magnetites monitored by magnetic measurements. **Journal of Alloys and Compounds**, 2020.

POULAIN, Marie et al. Small microplastics as a main contributor to plastic mass balance in the North Atlantic subtropical gyre. **Environmental science & technology**, v. 53, n. 3, p. 1157-1164, 2018.

PRAIBOON, Jantana et al. Physical and chemical characterization of agar polysaccharides extracted from the Thai and Japanese species of *Gracilaria*. **Science Asia**, v. 32, n. 1, p. 11-17, 2006.

PRAJAPATI, Archana; NARAYAN VAIDYA, Atul; KUMAR, Asirvatham Ramesh. Microplastic properties and their interaction with hydrophobic organic contaminants: a review. **Environmental**

Science and Pollution Research, v. 29, n. 33, p. 49490-49512, 2022.

PRATA, Joana Correia et al. Environmental exposure to microplastics: An overview on possible human health effects. **Science of the total environment**, v. 702, p. 134455, 2020.

PYRZYNSKA, K. Removal of cadmium from wastewaters with low-cost adsorbents. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 7, n. 1, p. 102795, 2019.

QU, J. et al. Applications of functionalized magnetic biochar in environmental remediation: a review. **Journal of Hazardous Materials**, v. 434, p. 128841, 2022.

QUINN, B.; MURPHY, F.; EWINS, C. Validation of density separation for the rapid recovery of microplastics from sediments. **Analytical Methods**, 9, 1491-1498, 2017.

RAJU, S. et al. Transport and fate of microplastics in wastewater treatment plants: implications to environmental health. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 17, p. 637-653, 2018.

RAMIREZ, Lina et al. Behavior of TiO₂ and CeO₂ nanoparticles and polystyrene nanoplastics in bottled mineral, drinking and Lake Geneva waters. Impact of water hardness and natural organic matter on nanoparticle surface properties and aggregation. **Water**, v. 11, n. 4, p. 721, 2019.

RAN, Meimei et al. Deposition behaviors and interfacial interaction mechanism between carboxyl-modified polystyrene nanoplastics and magnetite in aquatic environment. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 290, p. 117608, 2025.

RAQUEZ, J. M. et al. Oxidative degradations of oxodegradable LDPE enhanced with thermoplastic pea starch: Thermo-mechanical properties, morphology, and UV-ageing studies. **Journal of Applied Polymer Science**, v. 122, n. 1, p. 489-496, 2011.

REBODOS, R. L.; VIKESLAND, P. Effects of oxidation on the magnetization of nanoparticulate magnetite. **Langmuir**, 2010.

REN, Anhua et al. Durably Superhydrophobic Magnetic Cobalt Ferrites for Highly Efficient Oil–Water Separation and Fast Microplastic Removal. **Langmuir**, v. 40, n. 41, p. 21533-21546, 2024.

REN, Xinpeng; BREADMORE, Michael C.; MAYA, Fernando. Magnetism-assisted density gradient separation of microplastics. **Analytical Chemistry**, v. 94, n. 51, p. 17947-17955, 2022.

REYNEL-ÁVILA, H. E. et al. Engineered magnetic carbon-based adsorbents for the removal of water priority pollutants: an overview. **Adsorption Science & Technology**, v. 2021, p. 9917444, 2021.

RITCHIE, H.; ROSER Ocean plastics: How much do rich countries contribute by shipping their waste overseas?. Our World in Data, 2023.

RIUS-AYRA, O. et al. Super-hydrophobic 304 stainless steel screen for removal of high-density polyethylene microplastics. **Langmuir**, v. 38, n. 18, p. 5943-5953, 2022.

RIUS-AYRA, O.; BOUHNOUF-RIABI, O.; LLORCA-ISERN, N. Superhydrophobic and sustainable

nanostructured powdered iron for the efficient separation of oil-in-water emulsions and the capture of microplastics. **ACS Applied Materials & Interfaces**, v. 12, n. 40, p. 45629-45640, 2020.

RONG, X. et al. Non-fluorinated, antibacterial and mechanically durable superhydrophobic sponge for fast and efficient removal of microplastics and oil. **Chemosphere**, v. 299, p. 134493, 2022.

ROSTAMPOUR, Sara et al. Changes in the chemical composition of polyethylene terephthalate under UV radiation in various environmental conditions. **Polymers**, v. 16, n. 16, p. 2249, 2024.

SACKO, Amoudjata et al. The application of tannic acid-coated magnetite nanoparticles for recovery of microplastics from the water system. **Water Conservation Science and Engineering**, v. 9, n. 2, p. 41, 2024.

SALAKHOV, I. I. et al. Low-temperature mechanical properties of high-density and low-density polyethylene and their blends. **Polymers**, v. 13, n. 11, p. 1821, 2021.

SALAZAR-CAMACHO, Carlos et al. Characterization and surface reactivity of natural and synthetic magnetites. **Chemical Geology**, 2013.

SALEM, Khandoker Samaher et al. Comparison and assessment of methods for cellulose crystallinity determination. **Chemical Society Reviews**, v. 52, n. 18, p. 6417-6446, 2023.

SALES, Flávia Rhuana Pereira et al. Wastewater treatment using adsorption process in column for agricultural purposes. **Revista Ambiente & Água**, v. 14, n. 1, p. e2178, 2019.

SANEPAR. Relatório anual da qualidade da água 2023. Sistema de abastecimento de Tibagi. Disponível em <<https://relatorioqualidadeagua.sanepar.com.br/2023/278.pdf>> Acesso em 02 Fevereiro de 2026.

SANG, T., et al. Polyethylene terephthalate degradation under natural and accelerated weathering conditions. **Eur. Polym. J.** 136, 109873. 2020.

SANTOS, M. A, et al. Luffa cylindrica as a biosorbent in wastewater treatment applications: a comprehensive review. **Cellulose** , 31 , 10115-10142,2024.

SÃO PAULO (Estado). **Decreto nº 8.468, de 8 de setembro de 1976**. Diário Oficial do Estado de São Paulo, São Paulo, SP, 9 set. 1976. Disponível em: <https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/decreto/1976/decreto-8468-08.09.1976.html>. Acesso em: 28 jul. 2026.

SATHISH, S. et al. Improvement of physical, chemical, mechanical, and morphological properties of Luffa cylindrica fiber reinforcement composites using Java seed filler. **Biomass Conversion and Biorefinery**, v. 15, n. 6, p. 9679-9689, 2025.

SAVAJI, KV; NIITSOO, O.; Couzis, A. Influence of particle/solid surface zeta potential on particle adsorption kinetics. *Journal of Colloid and Interface Science* **2014** , 431 , 165-175.

SCHERER, C., et al. Interactions of microplastics with freshwater biota (pp. 153–180). **Springer International Publishing**.2018.

SCHNEIDER C. L. VII Simpósio Brasileiro de Minério de Ferro. Cálculo de parâmetros de modelo de sedimentação para e escalonamento de espessadores de polpa. Ouro Preto – MG – Brasil. 2006.

SCHOLTEN, H. J.; PIERIK, R. L. M. Agar as a gelling agent: chemical and physical analysis. **Plant Cell Reports**, v. 17, n. 3, p. 230-235, 1998.

SCHWABL, Philipp et al. Detection of various microplastics in human feces: a prospective case series. **Annals of internal medicine** , v. 171, n. 7, p. 453-457, 2019.

SCHWAMINGER, S. et al. Oxidation of magnetite nanoparticles: impact on surface and crystal properties. **CrystEngComm**, 2017.

SEGAL, LGJMA et al. An empirical method for estimating the degree of crystallinity of native cellulose using the X-ray diffractometer. **Textile research journal**, v. 29, n. 10, p. 786-794, 1959.

SHAH, A. A. et al. Biological degradation of plastics: a comprehensive review. **Biotechnology advances**, v. 26, n. 3, p. 246-265, 2008.

SHAHZAD, K., et al. Recent Advances and Factors Affecting Nano/Microplastic Adsorption by Magnetic Biochar. **Chemosphere**, 370 , 143936, 2025.

SHAHZAD, Khurram et al. Recent advances and factors affecting the adsorption of nano/microplastics by magnetic biochar. **Chemosphere**, v. 370, p. 143936, 2025.

SHANNIGRAHI, Jeet; SINGH, Neelam; VERMA, Vivek. A modification of the buoyancy method for characterizing and determining porosity in nanoporous magnesium ferrite samples. **Physica Scripta**, v. 100, n. 6, p. 065922, 2025.

SHARMA, Atul et al. Recent advances in magnetic composites as adsorbents for wastewater remediation. **Journal of Environmental Management**, v. 306, p. 114483, 2022.

SHEN, Jianhu et al. Mechanical properties of luffa sponge. **Journal of the mechanical behavior of biomedical materials**, v. 15, p. 141-152, 2012.

SHI, Xiahong et al. Removal of microplastics from water by magnetic nano-Fe₃O₄. **Science of the Total Environment**, v. 802, p. 149838, 2022.

SHITTU, T. D.; ARANSIOLA, E. F.; ALABI-BABALOLA, O. D. The potential of lindric luffacy for adsorption of crude oil from water: kinetic, equilibrium and thermodynamic study. **J Bioremediat Biodegrad**, v. 11, no. 473, p. 2, 2020.

SILVA, A., et al., An unusually thermally stable magnetite from a niobium mine in Brazil. **Clay minerals**, 47(1): p. 69-79.2012.

SILVA, M. J., BERNADO, J. P. E., GARCIA, A. Purificação do ferro e sua caracterização através de propriedades magnéticas. In: Associação brasileira de metais e metalurgia . Anais do 49º Congresso Internacional de Tecnologia Metalúrgica e de Materiais, Anhembi, São Paulo, 21-27, 1994.

SIMPSON, L.J., Electrochemically generated CaCO₃ deposits on iron studied with FTIR and Raman spectroscopy. **Electrochimica Acta**, 43(16): p. 2543-2547.1998.

SINGH, B.; SHARMA, N. Mechanistic implications of plastic degradation. **Polymer degradation and stability**, v. 93, n. 3, p. 561-584, 2008.

SINGH, S., Madhanraj K.; Vishal D. "Removal of microplastics from wastewater: available techniques and way forward." **Water Science and Technology** 84, no. 12: 3689-3704. 2021.

SINGH, Simranjeet et al. Current advancement and future prospect of biosorbents for bioremediation. **Science of the Total Environment**, v. 709, p. 135895, 2020.

SIQUEIRA G., BRAS J., FOLLAIN N, et al. Thermal and mechanical properties of bionanocomposites reinforced by cellulose nanocrystals *Luffa cylindrica*. **Carbohydr Polym.** 91: 711–717.2013.

SIQUEIRA, G.O., Nimloth. Sindarin Corp: Belo Horizonte.2025.

SODRÉ, F. F. et al. How natural and anthropogenic factors should drive microplastic behavior and fate: The scenario of Brazilian urban freshwater. **Chemosphere**, v. 340, p. 139813, 2023.

SONG, Beisi et al. Removal of PET Microfibers from Simulated Wastewater Using Magnetic Nano-Ferric-Loaded Biochar: High Adsorption and Regeneration Performance. **Nanomaterials**, v. 15, n. 12, p. 905, 2025.

SRI N, S., et al., Chapter 21 – Impact of Microplastics on Economic Condition in Underdeveloped Countries, in *Microplastics*, B. Singh e SK Upadhyay, Editors. **Elsevier**. p. 481-508.2025.

SRI N. S. et al. Chapter 21 - Impact of microplastics on economic condition in underdeveloped nations. In *Microplastics*, Singh, B., Upadhyay, S.K., Eds.; Elsevier. pp. 481-508. 2025.

SRICHONPHAISARN, P. et al. Aplicação de magnetita natural com superfície modificada como suporte magnético para remoção de microplásticos da água. **Minerals**, v. 15, n. 4, p. 425, 2025.

SU, Shouzheng et al. Polyethyleneimine-functionalized *Luffa cylindrica* for efficient uranium extraction. **Journal of colloid and interface science**, v. 530, p. 538-546, 2018.

SU, Y. et al. Magnetic luffa-leaf-derived hierarchical porous biochar for efficient removal of rhodamine B and tetracycline hydrochloride. **International Journal of Molecular Sciences**, v. 23, n. 24, p. 15703, 2022.

SUN, Qizhi et al. Adsorption behavior and interaction mechanism of microplastics with typical hydrophilic pharmaceuticals and personal care products. **Environmental Research**, v. 244, p. 117897, 2024.

SUN, Z. X. et al. Surface characteristics of magnetite in aqueous suspension. **Journal of Colloid and Interface Science**, 197, 151-159, 1998.

TALEB, Khaled et al. Arsenic removal by magnetite-loaded amino modified nano/microcellulose adsorbents: Effect of functionalization and media size. **Arabian Journal of Chemistry**, v. 12, n. 8, p. 4675-4693, 2019.

TALVITIE, J., et al. How well is micro-waste purified from wastewater?—A detailed study on the gradual removal of micro-waste in a tertiary-level wastewater treatment plant. **Water research**, 109, pp.164-172.2017.

TANG, Lin et al. Sustainable efficient adsorbent: alkali-acid modified magnetic biochar derived from sewage sludge for aqueous organic contaminant removal. **Chemical Engineering Journal**, v. 336, p.

160-169, 2018.

TANG, Siqun et al. Remediation of biochar-supported effective microorganisms and microplastics on multiple forms of heavy metals in eutrophic lake. **Journal of Hazardous Materials**, v. 465, p. 133098, 2024.

TANG, Y., et al. Removal of microplastics from aqueous solutions by magnetic carbon nanotubes. **Chemical Engineering Journal** , v. 406, p. 126804, 2021.

TATARCHUK, T.; SOLTYS, L.; MACYK, W. Magnetic adsorbents for drug removal: A review of adsorption properties. **Journal of molecular liquids** , v. 384, p. 122174, 2023.

TER HALLE, Alexandra et al. Nanoplastic in the North Atlantic subtropical gyre. **Environmental science & technology**, v. 51, n. 23, p. 13689-13697, 2017.

TER HALLE, Alexandra et al. Understanding the fragmentation pattern of marine plastic debris. **Environmental science & technology**, v. 50, n. 11, p. 5668-5675, 2016.

THOMPSON, R. C. et al. Lost at Sea: Where Is All the Plastic? **Science**, v. 304, n. 5672, p. 838–838, 2004.

TOMBÁČZ, Etelka et al. Water in contact with magnetite nanoparticles, as seen from experiments and computer simulations. **Langmuir**, v. 25, n. 22, p. 13007-13014, 2009.

TORRES, Enrique. Biosorption: A review of the latest advances. **Processes**, v. 8, n. 12, p. 1584, 2020.

TSAOUSIS, Panagiotis C. et al. Quantification of plant biomass composition via a single FTIR absorption spectrum supported by reference component extraction/isolation protocols. **Biomass Conversion and Biorefinery**, v. 15, n. 18, p. 25273-25288, 2025.

TSERKI, V. et al. A study of the effect of acetylation and propionylation surface treatments on natural fibres. **Composites Part A: applied science and manufacturing**, v. 36, n. 8, p. 1110-1118, 2005.

UNEA - United Nations Environment Assembly. 2024. Disponível em: <<https://brasil.un.org/pt-br/285012-negocia%C3%A7%C3%B5es-sobre-polui%C3%A7%C3%A3o-pl%C3%A1stica-s%C3%A3o-adiadas>>. Acesso em 26/12/2025.

USMAN, Muhammad et al. Magnetite and Green Rust: Synthesis, Properties, and Environmental Applications of Mixed-Valent Iron Minerals. **Chemical reviews**, 2018.

VAN DO, Manh et al. Distribution and occurrence of microplastics in wastewater treatment plants. **Environmental Technology & Innovation**, v. 26, p. 102286, 2022.

WAGNER, Christiane et al. Magnetite Texture and Geochemistry in the Takab Ore Deposit (NW Iran): Implications for a Complex Hydrothermal Evolution. **Minerals**, v. 15, n. 2, p. 137, 2025.

WANG, F.; SHIH, KM ; LI, XY. The partitioning behavior of perfluorooctane sulfonate (PFOS) and perfluorooctane sulfonamide (FOSA) in microplastics. **Chemosphere** , 119 , pp.841-847.2015.

WANG, J. et al. Adsorption and thermal degradation of microplastics from aqueous solutions by Mg/Zn modified magnetic biochars. **Journal of hazardous materials**, v. 419, p. 126486, 2021.

WANG, L., et al. "Photocatalytic TiO₂ Micromotors for Removal of Microplastics and Suspended Matter", **ACS Applied Materials & Interfaces**, 11(36), pp. 32937-32944, 2019.

WANG, Wen-Min et al. A feasible approach for azo dye degradation using natural magnetite in heterogeneous Fenton oxidation. **Water Cycle**, v. 3, p. 100-105, 2022a.

WANG, Xingxing et al. Adsorption properties and influencing factors of Cu (II) on polystyrene and polyethylene terephthalate microplastics in seawater. **Science of the Total Environment**, v. 812, p. 152573, 2022b.

WANG, Z., SEDIGHI, M., & LEA-LANGTON, A. Filtration of microplastic spheres by biochar: removal efficiency and immobilisation mechanisms. **Water Research**, 184, 116165. 2020.

WHITE, J. R.; TURNBULL, A. Weathering of polymers: mechanisms of degradation and stabilization, testing strategies and modelling. **Journal of materials science**, v. 29, p. 584-613, 1994.

WU, Juanjuan et al. Efficient removal of microplastics from aqueous solution by a novel magnetic biochar: performance, mechanism, and reusability. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 30, n. 10, p. 26914-26928, 2023.

WU, Ping et al. Revealing the adsorption kinetics of microplastics towards hydrophobic antibiotic: New insights into the microplastics aging behavior and aquatic environmental factors. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 13, n. 2, p. 115444, 2025.

WU, Yang et al. Revivable self-assembled supramolecular biomass fibrous framework for efficient microplastic removal. **Science Advances**, v. 10, n. 48, p. eadn8662, 2024.

XING, Yuchen et al. Enhanced adsorption of polystyrene nanoplastics by cetyltrimethylammonium bromide surface-modified magnetic rice straw biochar: Efficient performance and adsorption mechanisms. **Separation and Purification Technology**, v. 344, p. 127264, 2024.

YALCIN, N.; SEVINC, V. Studies on silica obtained from rice husk. **Ceramics international**, v. 27, n. 2, p. 219-224, 2001.

YAN, Ruiqi et al. Effect of aggregation behavior on microplastic removal by magnetic Fe₃O₄ nanoparticles. **Science of the Total Environment**, v. 898, p. 165431, 2023.

YANG, Yulu et al. Plastic wastes (PWs) and microplastics (MPs) formation: Management, migration, and environmental impact. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 12, n. 3, p. 112926, 2024.

YANNICK NGABA, Mbezele Junior; RENNENBERG, Heinz; HU, Bin. Insights Into the Efficiency and Health Impacts of Emerging Microplastic Bioremediation Approaches. **Global Change Biology**, v. 31, n. 5, p. e70226, 2025.

YARNPAKDEE, Suthasinee; BENJAKUL, Soottawat; KINGWASCHARAPONG, Passakorn. Physico-chemical and gel properties of agar from *Gracilaria tenuistipitata* from the lake of Songkhla, Thailand. **Food Hydrocolloids**, v. 51, p. 217-226, 2015.

YE, Cunling; HU, Nan; WANG, Zhike. Experimental investigation of *Luffa cylindrica* as a natural sorbent material for the removal of a cationic surfactant. **Journal of the Taiwan Institute of Chemical**

Engineers, v. 44, n. 1, p. 74-80, 2013.

YE, Shujing et al. Insights into catalytic removal and separation of attached metals from natural-aged microplastics by magnetic biochar activating oxidation process. **Water Research**, v. 179, p. 115876, 2020.

YUAN, Ke et al. Oxidation induced strain and defects in magnetite crystals. **Nature Communications**, 2019.

ZAIDEL, D.N.A., et al., Extraction and characterisation of pectin from sweet potato (*Ipomoea batatas*) pulp. **Journal of Engineering Science and Technology**, 2015. 10(3): p. 22-29.2015.

ZAMPIERI, A. et al. Biotemplating of *Luffa cylindrica* sponges to self-supporting hierarchical zeolite macrostructures for bio-inspired structured catalytic reactors. **Materials Science and Engineering: C**, v. 26, n. 1, p. 130-135, 2006.

ZERON, Ivan M. et al. “In Silico” Seawater. **Journal of Chemical Theory and Computation**, v. 17, n. 3, p. 1715-1725, 2021.

ZHANG, Jian et al. Adsorption of typical natural organic matter on microplastics in aqueous solution: Kinetics, isotherm, influence factors and mechanism. **Journal of Hazardous Materials**, v. 443, p. 130130, 2023.

ZHANG, L. et al. Influence of metal ions on sulfonamide antibiotics biochemical behavior in fiber coexisting system. **Journal of Environmental Sciences**, v. 80, p. 267-276, 2019a.

ZHANG, Wei et al. A novel adsorbent albite modified with cetylpyridinium chloride for efficient removal of zearalenone. **Toxins**, v. 11, n. 11, p. 674, 2019b.

ZHANG, Y. et al. Oxidation of magnetite nanoparticles: insights into the formation of maghemite and hematite. **Journal of Physical Chemistry C**, v. 124, n. 35, p. 19140–19149, 2020.

ZHANTAO et al. Magnetite impregnation effects on the sorbent properties of activated carbons and biochars. **Water research**, 2015.

ZHENG, Buyun et al. Coral-inspired environmental durability aerogels for micron-size plastic particles removal in the aquatic environment. **Journal of Hazardous Materials**, v. 431, p. 128611, 2022.

ZHOU, Rui et al. Magnetic anaerobic granular sludge for sequestration and immobilization of Pb. **Water Research**, v. 239, p. 120022, 2023.

ZHU, X., et al., Magnetite oxidation mechanism of the air-cooling stage for limonite ore magnetization roasting. **Minerals Engineering**, 186: p. 107720.2022.

ZIAJAHROMI, S., NEALE, P.A., LEUSCH, F. The fate, chemical interactions and potential risks to aquatic organisms and potential risks to aquatic organisms. **Water Sci. Technol.** 74 (10), 2253–2269. 2016.

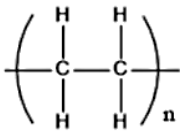
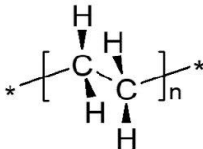
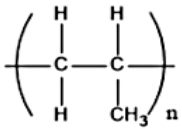
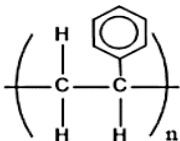
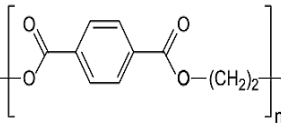
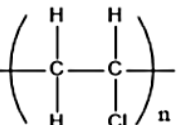
7.1 Referências de preços da Tabela 1

1 <https://shopee.com.br/BUCHA-VEGETAL-PEDA%C3%87O-P-KIT-PROMO%C3%87%C3%83O-20-UNIDADES-20-REAIS.-i.570524461.23998041046>

2 https://clicars.com.br/loja/outros-2/1kg-oxido-ferro-cinza-preto-magnetita-alta-pureza-hp-200-127-220v/?srsltid=AfmBOopofUo2t7CEpz6TQwWaRZ-_MQM_hVv-oKHq-nUjGKncGUB9wKh3https://www.pontoquimica.com.br/cera/cera-de-palma

- 3 <https://www.acsreagentes.com.br/hidroxido-de-sodio-sol-10n-m-1l-exodo-cientifica?srsId=AfmBOoqrQ3SRLzYleQvFqTwadLABSqqNkZN6LBS0bJgW5DKL5PpWrFP>
- 4 <https://www.acsreagentes.com.br/hidroxido-de-potassio-escamas-pa-1kg-exodo-cientifica>
- 5 <https://www.lojadolaboratorio.com.br/ácido-clorídrico-pa-ac-1000-ml-reagente-puro-para-laboratorio>
- 6 <https://www.lojadolaboratorio.com.br/ácido-nítrico-65-pa-ac-1000ml-para-laboratorio>
- 7 <https://lojalab.com.br/produtos/cloreto-de-ferro-iii-ico-6h2o-p-a/>
- 8 <https://www.lojadolaboratorio.com.br/hidroxido-de-amonio-24-26-pa-ac-1000ml-para-laboratorio>
- 9 https://www.lojasynth.com/reagentes-analiticosmaterias-primas/reagentes-analiticosmaterias-primas/ácido-oleico-p-a-890g?parceiro=2827&variant_id=301873&utm_source=google&utm_medium=cpc&utm_campaign=pmax&utm_content=performance_max&gad_source=1&gad_campaignid=17329818700&gbraid=0AAAAAD7ror4mE3lMVnA5jAizTJlqrqXXS&gclid=CjwKCAjw-rTUBhAiEiwADv8gBJwj-NDEUQzoBKWAZLN47549QHnshN-vk1T1VguO0KDPXov7jYzKxoCoS4QAvD_BwE
- 10 <https://www.lojaacscientifica.com.br/caulim-silicato-de-aluminio-hidratado?variation=1308884>
- 11 https://www.lojasynth.com/reagentes-analiticosmaterias-primas/reagentes-analiticosmaterias-primas/polietilenoglicol-1500-peg-polietileno-glicol-pa?srsId=AfmBOorZYku2mPJLCcUThqsZT4ANl6h1whENi0vuF9enUR5zBb7huKSm&variant_id=301877
- 12 https://www.sigmaaldrich.com/BR/pt/product/aldrich/408727?srsId=AfmBOopXVmwOfirin_BGPCee3hFXK882Ohxhx4g7eSUCxwNFyOPIrCkC
- 13 https://www.lojacarbon.com.br/produtos/alcool-metilico-998-pa-ac-1000-ml-purissimo-5l-g4k55/?srsId=AfmBOoqAolZpYO5cSAvwDRNa6x8s_5egHJbj7rjitgb2TkZPa5DQ3RyO
- 14 <https://www.pontoquimica.com.br/cera-de-abelha>
- 15 <https://www.pontoquimica.com.br/cera/cera-de-palma>
- 16 <https://www.acsreagentes.com.br/xilol-xileno-pa-ac-1l-exodo-cientifica>
- 17 <https://www.lojaacscientifica.com.br/alcool-etilico-absoluto-998-pa-ac-frasco-de-vidro-embalagem-1l>

Apêndice – Tabela de polímeros

Propriedade	PEBD	PEAD	PP	PS	PET	PVC
Estrutura Química						
Simbologia da indústria						
Biodegradabilidade	Baixa; biodegradável por alguns microorganismos, mas lenta	Baixa biodegradabilidade; pode ser degradado por microorganismos, mas muito lentamente	Não biodegradável; degradação lenta	Muito baixa biodegradabilidade	Não biodegradável; degradação lenta por hidrólise e enzimas microbianas, mas persistente no ambiente	Não biodegradável; degradação muito lenta
Meia-vida Estimada no Ambiente	Dezenas a centenas de anos; similar ao PEBD mas potencialmente mais rápido devido a ramificações	58 anos (garrafas) a 1200 anos (tubos) no ambiente marinho	Centenas de anos	Centenas de anos; baixa degradação	Centenas de anos a milhares de anos (dependendo da forma e ambiente, ex. marinho)	Centenas a milhares de anos; persistente

Temperatura de Degradação (°C)	360-550 (pico ~469-494)	448-463 (início e pico)	400-500 (pico ~447)	350-500 (pico ~425)	>340 (início da degradação térmica)	250-300 (decomposição)
Temperatura de fusão e ebulição	104-134 N/A (decompõe antes de ferver)	129-130 N/A (decompõe antes de ferver)	160-170 N/A (decompõe antes de ferver)	Não tem ponto de fusão (amorfoso, Tg ~100) N/A (decompõe antes de ferver)	248-250 N/A (decompõe antes de ferver)	Não tem ponto de fusão real (amolece ~160-210) N/A (decompõe antes de ferver)
Densidade (g/cm³)	0.91 –0.93	0.94 –0.97	0.90 –0.91	1.04 –1.06	1.38	1.3 – 1.45
Referências	Zhang et al., 2022; Chamas et al., 2020; Cai et al., 2023; Olam, 2023; Wu et al., 2023; De Jesus; Pasquini; Benvenuti, 2023	Chamas et al., 2020; Connif e Tewolde, 2025; De Jesus ; Pasquini; Benvenuti, 2023 Tisserat et al., 2013; Prasad et al., 2021	Shafigullin, et al., 2018; Chamas et al., 2020; Cai et al., 2023; De Jesus ; Pasquini; Benvenuti, 2023	Chamas et al., 2020; De Jesus; Pasquini; Benvenuti, 2023; Cai et al., 2023; Wu et al., 2023	Soong et al., 2022; Chamas et al., 2020; Cai et al., 2023; Olam, 2023	Geyer et al., 2017; Chamas et al., 2020; Cai et al., 2023; Olam, 2023



CERTIFICATE OF ACCEPTANCE



The certificate of acceptance for the manuscript (**magnetochemistry-4459907**) titled:
Low-cost, biodegradable, and magnetic biocomposite of *Luffa cylindrica* fruit and natural magnetite by
removal of microplastics

Authored by:

Roberta Sorhaia Samayara Sousa Rocha de França; Rosangela Maria Ferreira da Costa e Silva; Ângela Leão
Andrade; Daniel de Lima Silva; Rubens Lucas de Freitas Filho; Vinicius Veríssimo De Carvalho;
Guilherme Oliveira Siqueira; Guilherme Jorge Brigolini Silva; Thiago Maturana Ribeiro; Diana Quintão Lima;
José Agenor Carvalho Junior; Claudia Andrea Lima Cardoso;
Vinicius de Oliveira Ribeiro; Leila Cristina Konradt-Moraes; Rozanna Marques Muzzi

was accepted in *Magnetochemistry* (ISSN 2312-7481) on 29 July 2026

