



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA QUÍMICA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA QUÍMICA

ANA BEATRIZ DELFINO DE QUEIROZ

**EFICIÊNCIA DE ADSORÇÃO DE MICROPLÁSTICOS DE POLIESTIRENO POR
CARBONO ATIVADO MODIFICADO COM ÓXIDO DE FERRO**

FORTALEZA

2025

ANA BEATRIZ DELFINO DE QUEIROZ

EFICIÊNCIA DE ADSORÇÃO DE MICROPLÁSTICOS DE POLIESTIRENO POR
CARBONO ATIVADO MODIFICADO COM ÓXIDO DE FERRO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de mestre em Engenharia Química. Área de concentração: Processos Químicos e Bioquímicos.

Orientador: Prof^ª. Dr. Rílvia Saraiva De Santiago Aguiar.

Coorientador: Prof. Dr. Enrique Vilarrasa García.

FORTALEZA

2025

ANA BEATRIZ DELFINO DE QUEIROZ

EFICIÊNCIA DE ADSORÇÃO DE MICROPLÁSTICOS DE POLIESTIRENO POR
CARBONO ATIVADO MODIFICADO COM ÓXIDO DE FERRO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de mestre em Engenharia Química. Área de concentração: Processos Químicos e Bioquímicos.

Aprovada em: 11/08/2025.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dra. Rílvia Saraiva De Santiago Aguiar (Orientadora)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dra. Rafaelle Gomes Santiago
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. André Gadelha de Oliveira
Universidade de Fortaleza (UNIFOR)

Aos meus pais, Marco e Josiana.

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, Marco e Josiana, que me ensinaram desde cedo a importância da educação e sempre foram exemplos de dedicação e amor.

Às minhas irmãs, Maria Eduarda e Maria Isabelly, por estarem ao meu lado em todos os momentos. Desde que vocês nasceram, nunca me senti sozinha.

Ao meu esposo James, meu maior apoio, por acreditar em mim, mesmo quando eu mesma duvidava das minhas forças. Sua confiança foi fonte de motivação.

À minha avó, Ester, que sempre foi e continua sendo uma das pessoas mais importantes da minha vida.

À minha orientadora, Professora Rílvia, pela atenção dedicada, pela orientação constante e por ser um exemplo de resiliência.

Ao Professor Enrique, pela co-orientação, pela contribuição ao longo da trajetória deste trabalho.

À Professora Carla, pela calma e serenidade e por estar sempre disposta a ajudar.

Agradeço aos colegas de laboratório, em especial à Layanne, pelo apoio contínuo principalmente no início dessa jornada. A equipe do laboratório, Valquíria, Sadwa, Laís, Carlos, Andresa, Hiago, Thálysson e o Figueiredo, pelo companheirismo e amizade durante esses anos. Aos membros do LTS, minha eterna gratidão por todo o acolhimento e apoio.

Ao CNPq pelo apoio financeiro ao longo deste trabalho. À empresa Canpack pelo fornecimento do carbono ativado, à Central Analítica e à Embrapa, pelas análises e suporte para a realização desta pesquisa.

A todos que, de alguma forma, contribuíram para que este trabalho fosse possível, meu muito obrigada.

“A perseverança é a chave para o sucesso. Não se trata de ser o melhor, mas de nunca desistir.”
(Mahatma Gandhi).

RESUMO

A poluição por microplásticos tem se apresentado como uma ameaça aos ecossistemas aquáticos e à saúde humana, por conta de sua persistência aos métodos de tratamento convencionais e a sua capacidade em adsorver e transportar poluentes químicos. Este trabalho buscou investigar a eficiência do carbono ativado granular (CAG), comercial e modificado com óxido de ferro, na remoção de microplásticos de poliestireno (MPs) em soluções aquosas por meio de processos de adsorção. A modificação do carbono ativado a partir da impregnação com óxido de ferro resultou em um aumento significativo na eficiência de remoção. O CBT-FeT6 apresentou uma melhor capacidade de adsorção em comparação ao CBT-PD02, principalmente em uma faixa mais ampla de pH, o que é mais vantajoso para aplicações reais. Em concentração de 2,5 g/L, o material apresentou valores de capacidade de adsorção no equilíbrio (16h) em pH 4 (2,94 mg/g) e pH 7 (2,61 mg/g), superior ao CBT-PD02 cujos valores no equilíbrio (30h) em pH 4 (2,91 mg/g) e pH 7 (0,63 mg/g). Mesmo em pH 10, onde a repulsão eletrostática predominou, o CBT-Fe capacidade de adsorção de 1,07 mg/g utilizando 2,5 g/L em 30h. As isotermas de adsorção mostraram comportamento conforme os modelos de Langmuir (CBT-FeT6) e Freundlich (CBT-PD02), sugerindo que o processo de adsorção foi modificado com a inserção do óxido, resultando em um processo mais favorável. Ensaio de caracterização revelaram propriedades químicas e morfológicas do poliestireno e do carbono ativado, com análises de MEV confirmando os resultados experimentais. O estudo destaca o potencial do carbono ativado modificado com óxido de ferro como uma possível solução eficiente e sustentável para a remoção de microplásticos de poliestireno, enfatizando a necessidade de etapas posteriores de tratamento nas Estações de Tratamento de Efluentes (ETE) como forma de combater a ameaça ambiental dos microplásticos.

Palavras-chave: microplástico; poliestireno; remoção de poluentes; materiais adsorventes.

ABSTRACT

Microplastic pollution has emerged as a threat to aquatic ecosystems and human health due to its persistence against conventional treatment methods and its ability to adsorb and transport chemical pollutants. This study aimed to investigate the efficiency of granular activated carbon (GAC), both commercial and modified with iron oxide, in the removal of polystyrene microplastics (MPs) from aqueous solutions through adsorption processes. The modification of activated carbon by impregnation with iron oxide resulted in a significant increase in removal efficiency. The CBT-FeT6 showed better adsorption capacity compared to CBT-PD02, especially across a wider pH range, which is advantageous for real-world applications. At a concentration of 2.5 g/L, CBT-FeT6 exhibited equilibrium adsorption capacities (16 h) of 2.94 mg/g at pH 4 and 2.61 mg/g at pH 7, outperforming CBT-PD02, which showed equilibrium values (30 h) of 2.91 mg/g at pH 4 and only 0.63 mg/g at pH 7. Even at pH 10, where electrostatic repulsion predominated, CBT-FeT6 achieved an adsorption capacity of 1.07 mg/g using 2.5 g/L over 30 h. The adsorption isotherms followed the Langmuir model for CBT-FeT6 and the Freundlich model for CBT-PD02, suggesting that the adsorption process was favorably altered by the incorporation of iron oxide. Characterization tests revealed the chemical and morphological properties of both polystyrene and activated carbon, with SEM analyses confirming the experimental results. The study highlights the potential of iron oxide-modified activated carbon as an efficient and sustainable solution for the removal of polystyrene microplastics, emphasizing the need for additional treatment steps in Wastewater Treatment Plants (WWTPs) to combat the environmental threat posed by microplastics.

Keywords: microplastic; polystyrene; pollutant removal; adsorptive materials.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	–	Representação gráfica de um monômero e um mero de um polímero	17
Figura 2	–	Meios de chegada de resíduos plásticos aos oceanos	23
Figura 3	–	Diferentes classificações e principais origens dos microplásticos	24
Figura 4	–	Ciclo de vida dos microplásticos e nanoplásticos	25
Figura 5	–	Esquema de uma estação convencional de tratamento de efluentes	31
Figura 6	–	Etapas da cinética de adsorção	34
Figura 7	–	Etapas da cinética de adsorção	42
Figura 8	–	Processo de padronização granulométrica do carbono	48
Figura 9	–	a) Solução de sulfato de ferro com o CBT-PD02 inicialmente. b) Solução de sulfato de ferro com o CBT-PD02 após 20 horas. c) Solução de oxido de ferro com o CBT-PD02 após 2 horas de borbulhamento	50
Figura 10	–	Processo de impregnação 2. a) Solução de sulfato de ferro com o CBT-PD02 inicialmente. b) Solução de sulfato de ferro com o CBT-PD02 após 20 horas. c) Solução de oxido de ferro com o CBT-PD02 após 2 horas de borbulhamento	51
Figura 11	–	a) solução contendo cloreto e sulfato de ferro a temperatura ambiente; b) solução contendo cloreto e sulfato de ferro a 70 °C; c) solução de cloreto e sulfato e CBT-PD02 a 70 °C; d- solução de cloreto e sulfato e CBT-PD02 a 70 °C após adição do NaOH	53
Figura 12	–	Microscópio eletrônico de varredura, Quanta 450 FEG	55
Figura 13	–	Solução padrão monodispersa de microplástico de poliestireno	55
Figura 14	–	Zetasizer Nano ZS	57
Figura 15	–	Turbidímetro Hanna HI-98703	57
Figura 16	–	Fluxograma geral do ensaio de cinética de adsorção	59
Figura 17	–	Adsorvente Carbon BT: a) CBT in natura, b) CBT-PD01, c) CBT-PD02	61
Figura 18	–	Fotografia dos óxidos de ferro formados durante os processos de impregnação. a) T1; b)T2; c)T3; d)T4; e)T5; f)T6	63
Figura 19	–	Aspecto visual das soluções inicial e após o processo de remoção. a) Solução inicial contendo MPS; b) T1; c) T2; d) T3; e) T4; f) T5; g) T6	64

Figura 20	– Adsorvente antes e após o processo de impregnação. a) CBT-PD02; b) CBT-FeT6	66
Figura 21	– Microscopia eletrônica de varredura da solução de microplásticos de PS. a) magnificação 15000x; b) magnificação 60000x	72
Figura 22	– Microscopia eletrônica de varredura dos adsorventes. a) CBT Magnificação 5000x; b) CBT Magnificação 15000x; c) CBT-PD02 Magnificação 5000x; d) CBT-PD02 Magnificação 15000x; e) CBT-FeT6 Magnificação 950x; f) CBT-FeT6 Magnificação 8500x	73
Figura 23	– Microscopia eletrônica de varredura dos adsorventes após adsorção em pH 4,0. a) CBT Magnificação 5000x; b) CBT Magnificação 15000x; c) CBT-Fe Magnificação 5000x; d) CBT-Fe Magnificação 1500x	74

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1	– Principais tipos de plásticos consumidos no Brasil no ano de 2023; Produção de resina plástica pós-consumo (2023); Geração de resíduo plástico pós-consumo no Brasil (2023)	22
Gráfico 2	– Turbidez do controle em função do tempo. Concentração de adsorvente de 5,0 g/L, 150 RPM, 25 °C	62
Gráfico 3	– Capacidade de adsorção em função do tempo para CBT-FeT1 e CBT-FeT6. Condições: concentração do microplástico: 8 mg/L, temperatura 25 °C, rotação de 150 RPM	65
Gráfico 4	– Análise Termogravimétrica diferencial (DTG), CBT-PD02 e CBT-FeT6	67
Gráfico 5	– Curvas termogravimétricas (TGA), CBT-PD02 e CBT-FeT6	67
Gráfico 6	– FTIR da solução de microplásticos de poliestireno 500 nm	68
Gráfico 7	– FTIR dos adsorventes	69
Gráfico 8	– Potencial de carga zero da solução de microplásticos de poliestireno (8 mg/L)	70
Gráfico 9	– Potencial de carga zero, CBT-PD02 e CBT-FeT6	71
Gráfico 10	– Capacidade de adsorção de MPs (8 mg/L) utilizando CBT-PD02 em pH 4, 7 e 10	76
Gráfico 11	– Capacidade de adsorção de MPs (8 mg/L) utilizando CBT-FeT6 em pH 4, 7 e 10.	78
Gráfico 12	– Eficiência de remoção de MPs (8 mg/L) utilizando os adsorventes no tempo de equilíbrio	80
Gráfico 13	– Modelo de Elovich e dados experimentais, pH 4,0, temperatura 25 °C, 150 RPM	83
Gráfico 14	– Modelo de difusão CBT-PD02, pH 4,0, temperatura 25 °C, 150 RPM	84
Gráfico 15	– Modelo de pseudosegunda ordem e dados experimentais, CBT-FeT6, pH	86

	4,0, temperatura 25 °C, 150 RPM	
Gráfico 16	– Modelo de difusão CBT-FeT6, pH 4,0, temperatura 25 °C, 150 RPM	87
Gráfico 17	– Modelo de pseudosegunda ordem e dados experimentais, CBT-PD02, pH 7,0, temperatura 25 °C, 150 RPM	89
Gráfico 18	– Modelo de difusão CBT-PD02, pH 7,0, temperatura 25 °C, 150 RPM	90
Gráfico 19	– Modelo de pseudoprimeira ordem e dados experimentais, CBT-FeT6, pH 7,0, temperatura 25 °C, 150 RPM	92
Gráfico 20	– Modelo de difusão CBT-FeT6, pH 7,0, temperatura 25 °C, 150 RPM	93
Gráfico 21	– Modelo de pseudosegunda ordem e dados experimentais, CBT-PD02, pH 10,0, temperatura 25 °C, 150 RPM	95
Gráfico 22	– Modelo de difusão CBT-PD02, pH 10,0, temperatura 25 °C, 150 RPM	96
Gráfico 23	– Isoterma da adsorção de MPS em CBT-PD02 à 25 °C	98
Gráfico 24	– Modelo de Langmuir e Freundlich CBT-PD02 à 25 °C	99
Gráfico 25	– Isoterma da adsorção de MPS em CBT-FeT6 à 25 °C	100
Gráfico 26	– Modelo de Langmuir e Freundlich CBT-FeT6 à 25 °C	101

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	– Lista de plásticos sintéticos classificados como termoplásticos ou termofixos	18
Tabela 2	– Tipo de resina plástica, características e principais aplicações	18
Tabela 3	– Símbolos e códigos para identificação dos principais polímeros	19
Tabela 4	– Principais propriedades e aplicações do poliestireno (PS)	20
Tabela 5	– Métodos de quantificação de MP: vantagens e desvantagens	27
Tabela 6	– Métodos de qualificação de MP: vantagens e desvantagens	29
Tabela 7	– Resumo dos métodos relatados recentemente para remoção de microplásticos	31
Tabela 8	– Principais diferenças entre adsorção química e adsorção física	33
Tabela 9	– Especificações do Carbon BT encontrado comercialmente	48
Tabela 10	– Metodologia e observações sobre cada método de impregnação	49
Tabela 11	– Fatores avaliados no processo de impregnação	64
Tabela 12	– Parâmetros de modelos cinéticos para CBT-PD02, pH 4,0	82
Tabela 13	– Parâmetros de modelos cinéticos para CBT-FeT6, pH 4,0, temperatura 25 °C, 150 RPM	85
Tabela 14	– Parâmetros de modelos cinéticos para CBT-PD02, pH 7,0	88
Tabela 15	– Parâmetros de modelos cinéticos para CBT-FeT6, pH 7,0, temperatura 25 °C, 150 RPM	91
Tabela 16	– Parâmetros de modelos cinéticos para CBT-PD02, pH 10,0	94
Tabela 17	– Parâmetros de modelos cinéticos para CBT-FeT6, pH 10,0, temperatura 25 °C, 150 RPM	97
Tabela 18	– Parâmetros dos modelos de Langmuir e Freundlich (CBT-PD02)	98
Tabela 19	– Parâmetros dos modelos de Langmuir e Freundlich (CBT-FeT6)	100

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABS	Copolímero de butadieno, estireno e acrilonitrila
BET	Isoterma de Brunauer, Emmett e Teller
CBT-FeT1	Carbono ativado após processo de impregnação 1
CBT-FeT2	Carbono ativado após processo de impregnação 2
CBT-FeT3	Carbono ativado após processo de impregnação 3
CBT-FeT4	Carbono ativado após processo de impregnação 4
CBT-FeT5	Carbono ativado após processo de impregnação 5
CBT-FeT6	Carbono ativado após processo de impregnação 6
CBT- <i>in natura</i>	Carbono ativado comercial sem processo de padronização
CBT-PD01	Carbono ativado após processo de padronização 1
CBT-PD02	Carbono ativado após processo de padronização 2
CNPq	Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico
CO ₂	Dióxido de carbono
DLS	Espalhamento dinâmico de luz
DRX	Difração de raios X
EPS	Poliestireno expandido
ETE	Estação de tratamento de efluentes
FTIR	Espectroscopia de infravermelho com transformada de Fourier
GPTA	Grupo de Pesquisa em Termofluidodinâmica Aplicada
H ₃ PO ₄	Ácido fosfórico
HIPS	Poliestireno de alto impacto
KOH	Hidróxido de potássio
LAP	Laboratório de Alta Pressão
LTS	Laboratório de Termodinâmica e Processos de Separação
MEV	Microscopia eletrônica de varredura
MP	Microplástico
PCZ	Potencial de carga zero
PE	Poliétileno
PEAD	Poliétileno de alta densidade
PEBD	Poliétileno de baixa densidade
PET	Politereftalato de etileno

PNCLM	Plano Nacional de Combate ao Lixo no Mar
PP	Polipropileno
PS	Poliestireno
PUR	Poliuretano
PVC	Policloreto de vinil
ZnCl ₂	Cloreto de zinco

LISTA DE SÍMBOLOS

%R	Eficiência de remoção
α	Taxa de adsorção inicial (mg/g.min)
β	Constante de dessorção (mg/g)
B	Constante de Boyd
C	Constante relacionada à resistência à difusão (mg/g)
Ce	Concentração final de microplásticos (mg/L)
Co	Concentração inicial de microplásticos (mg/L)
d	Diâmetro médio das partículas (cm)
D	Coefficiente de difusão (cm ² /min)
k_1	Constante da taxa de adsorção de pseudoprimeira ordem (min^{-1})
k_2	Constante da taxa de adsorção de pseudosegunda ordem ($g/mg.min$)
K_d	Coefficiente de difusão intrapartícula (mg. /g.hora ^{0,5})
K_F	Constante de capacidade de adsorção de Freundlich (mg/g) . (L/mg ⁿ)
K_L	Constante de interação adsorvato/adsorvente conforme Langmuir (L/mg)
q	Capacidade de adsorção (mg/g)
q_e	Quantidade adsorvida no equilíbrio (mg/g)
q_t	Quantidade adsorvida no tempo t (mg/g)
q_{max}	capacidade máxima de adsorção (mg/g)
R ²	Erro quadrado
T	Tempo
V	Volume reacional

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	14
2	OBJETIVO	16
2.1	Objetivo Geral	16
2.2	Objetivos Específico	16
3	REFERENCIAL TEÓRICO	17
3.1	Materiais plásticos	17
3.1.1	<i>Poliestireno (PS)</i>	20
3.1	Consumo de plásticos e geração de resíduos plásticos	21
3.3	Microplásticos	23
3.3.1	<i>Presença de microplásticos em águas brasileiras</i>	26
3.4	Métodos de quantificação e caracterização de microplásticos	27
3.5	Métodos de tratamentos para remoção de microplásticos	30
3.6	Adsorção	33
3.6.1	<i>Parâmetros que influenciam o processo de adsorção</i>	34
3.6.1.1	<i>Propriedades do adsorvente</i>	35
3.6.1.2	<i>Propriedades do adsorvato</i>	35
3.6.1.3	<i>Condições operacionais</i>	36
3.6.2	<i>Estudo cinético de adsorção</i>	36
3.6.2.1	<i>Pseudoprimeira ordem - Modelo de Lagergren</i>	37
3.6.2.2	<i>Pseudosegunda ordem - Modelo de Ho-McKay</i>	37
3.6.2.3	<i>Modelo de Weber e Morris</i>	38
3.6.2.4	<i>Modelo de difusão de Boyd</i>	39
3.6.2.5	<i>Equação de Elovich</i>	40
3.6.3	<i>Isotermas de adsorção</i>	41
3.6.3.1	<i>Isoterma de Langmuir</i>	42
3.6.3.2	<i>Isoterma de Freundlich</i>	43
3.7	Carbão ativado	44
3.7.1	<i>Caracterização do carbono ativado</i>	46
3.7.1.1	<i>Área superficial e porosidade -BET</i>	46
3.7.1.2	<i>Difração de Raios X (DRX)</i>	46

3.7.1.3	<i>Espectroscopia na região do Infravermelho com Transformada de Fourier (FTIR)</i>	46
3.7.1.4	<i>Microscopia eletrônica de varredura (MEV)</i>	47
4	MATERIAIS E MÉTODOS	47
4.1	Preparo do adsorvente para uso nos ensaios	47
4.1.1	<i>Padronização da granulometria do carbono e lavagem</i>	48
4.1.2	<i>Processos de impregnação com óxido de ferro</i>	49
4.1.1.1	<i>Processo de impregnação 1 (T1)</i>	50
4.1.1.2	<i>Processo de impregnação 2 (T2)</i>	51
4.1.1.3	<i>Processo de impregnação 3 (T3)</i>	51
4.1.1.4	<i>Processo de impregnação 4 (T4)</i>	52
4.1.1.5	<i>Processo de impregnação 5 (T5)</i>	52
4.1.1.6	<i>Processo de impregnação 6 (T6)</i>	53
4.2	Caracterizações do adsorvente	54
4.2.1	<i>Ponto de carga zero (PCZ)</i>	54
4.2.2	<i>Espectroscopia de infravermelho com transformada de Fourier (FTIR)</i>	54
4.2.3	<i>Microscopia eletrônica de varredura (MEV)</i>	54
4.3	Caracterização e preparo da solução monodispersa de microplásticos de poliestireno	55
4.3.1	<i>Microscopia eletrônica de varredura (MEV)</i>	56
4.3.2	<i>Potencial de carga zero (PCZ)</i>	56
4.3.3	<i>Espectroscopia de infravermelho com transformada de Fourier (FTIR)</i>	57
4.3.4	<i>Curva de calibração</i>	57
4.4	Ensaio de adsorção	58
4.4.1	<i>Estudo cinético de adsorção</i>	58
4.4.2	<i>Isotermas de adsorção</i>	59
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	61
5.1	Preparo do adsorvente para uso nos ensaios	61
5.1.1	<i>Padronização da granulometria do carbono e lavagem</i>	61
5.1.2	<i>Processos de impregnação</i>	62
5.2	Caracterizações	66
5.2.1	<i>Análise Termogravimétrica (TGA)</i>	66
5.2.3	<i>Espectroscopia de infravermelho com transformada de Fourier (FTIR)</i>	68

5.2.3.1	<i>Microplástico de Poliestireno</i>	68
5.2.3.2	<i>Adsorventes</i>	69
5.2.3	Potencial de carga zero (PCZ)	70
5.2.4	Microscopia eletrônica de varredura (MEV)	71
5.2.4.1	<i>Microplástico de poliestireno</i>	71
5.2.4.2	<i>Adsorvente</i>	72
5.2.4.2	<i>Adsorvente após processos de adsorção</i>	73
5.3	Curva de calibração	74
5.4	Ensaio de adsorção	75
5.4.1	<i>Estudo da cinética e capacidade de adsorção</i>	75
5.4.2	<i>Estudo da eficiência de remoção</i>	79
5.4.3	Modelos cinéticos	81
5.4.3.1	<i>Modelos cinéticos pH 4,0</i>	82
5.4.3.2	<i>Modelos cinéticos pH 7,0</i>	88
5.4.3.3	<i>Modelos cinéticos pH 10,0</i>	94
5.4.4	Isotermas	98
5.4.4.1	<i>Adsorvente CBT-PD02</i>	98
5.4.4.2	<i>Adsorvente CBT-FeT6</i>	100
6	CONCLUSÃO	102
7	SUGESTÃO DE TRABALHOS FUTUROS	104
	REFERÊNCIAS	105
	ANEXO A - CURVAS DE CALIBRAÇÃO	120

1 INTRODUÇÃO

O uso de materiais plásticos aumenta a cada ano e em paralelo a isso, uma grande quantidade de plástico é descartada de forma inadequada (Ganie et al., 2021). Uma vez no meio ambiente, os resíduos plásticos passam por processos físicos, mecânicos, fotocatalíticos e biodegradação se tornando partículas menores denominadas microplásticos. Microplásticos são definidos como partículas plásticas menores que 5 mm, oriundas da degradação de plásticos maiores ou de fontes primárias, como cosméticos e materiais industriais (Pan et al., 2022; Andrady, 2011; Briassoulis et al., 2019).

A poluição por microplásticos tem se tornado uma preocupação por conta de sua persistência no ambiente e aos impactos prejudiciais que pode causar aos ecossistemas aquáticos e à saúde humana (Watt et al., 2021). Possuindo alta capacidade de dispersão, que facilita sua presença em diversos ambientes, como oceanos (Zhou et al., 2022), rios (Tong et al., 2020), água de abastecimento (Tong et al., 2020) e até mesmo na placenta humana (Fournier et al., 2020). A ingestão e acumulação de microplásticos em organismos aquáticos pode levar a bioacumulação ao longo da cadeia alimentar (Osman et al., 2023), com possíveis impactos à saúde humana. Devido à sua elevada área superficial e propriedades hidrofóbicas, os microplásticos podem adsorver e transportar poluentes químicos como metais pesados e pesticidas (Hanif et al., 2022; Pan et al., 2022; Adeleye et al., 2023), além de liberar aditivos durante seu processo de degradação (Macleod et al., 2021) ampliando os riscos associados à sua presença no ambiente marinho.

Dentre os diversos tipos de microplásticos, o poliestireno destaca-se por sua ampla aplicação industrial, sendo comumente utilizado na fabricação de embalagens descartáveis e produtos de uso único. O poliestireno é comumente encontrado na água, se tornando um desafio pois representa maior perigo para a natureza por se manter em suspensão, dificultando a separação e isolamento (Liu et al., 2021; Ma et al., 2019).

As Estações de Tratamento de Efluentes (ETE) desempenham um papel fundamental na redução da carga poluidora liberada nos corpos d'água. No entanto, as ETEs nem sempre são projetadas ou equipadas para capturar partículas tão pequenas quanto os microplásticos, permitindo que uma fração significativa desses contaminantes ultrapasse o tratamento e alcance o ambiente natural (Hanif et al., 2022). Estudos têm mostrado que efluentes tratados podem ser uma das principais fontes de microplásticos em rios e mares, ressaltando a necessidade de desenvolver tecnologias complementares ou alternativas que

aumentem a eficiência de remoção dessas partículas antes de sua liberação no meio ambiente (Napper et al., 2015; Carr; Liu; Tesoro, 2016).

Diante desse cenário, a busca por métodos eficazes para a remoção de microplásticos de efluentes e corpos d'água se tornou prioridade em pesquisas ambientais. Entre as tecnologias disponíveis, a adsorção tem se destacado por sua simplicidade operacional, custo relativamente baixo e alta eficiência na remoção de diversos tipos de contaminantes (Hanif et al., 2022). Nesse contexto, o uso de carbono ativado granular (CAG) se apresenta como uma alternativa promissora, devido à sua elevada área superficial e versatilidade química. Algumas modificações podem ser empregadas para promover o processo de adsorção, uma modificação é a adição de óxido de ferro, introduzindo propriedades magnéticas e melhorando as interações químicas entre o adsorvente diversos contaminantes por conta dos grupos funcionais dos materiais magnéticos (Zhao et al., 2022).

Este trabalho tem como objetivo avaliar a eficiência do carbono ativado granular, tanto comercial quanto modificado com óxido de ferro, na remoção de microplásticos de poliestireno em soluções aquosas, utilizando os processos de adsorção. Além disso, procura destacar o papel das ETEs na diminuição da poluição por microplásticos, enfatizando a necessidade de processos de tratamentos complementares para evitar que esses contaminantes cheguem aos oceanos. A partir dos resultados, espera-se contribuir para o desenvolvimento de soluções sustentáveis voltadas à proteção dos ecossistemas aquáticos e à preservação dos recursos hídricos.

2 OBJETIVO

2.1 Objetivo Geral

Avaliar a eficiência do carbono ativado granular modificado com óxido de ferro, em comparação ao carbono ativado comercial, na remoção de microplásticos de poliestireno em meio aquoso.

2.2 Objetivos Específicos

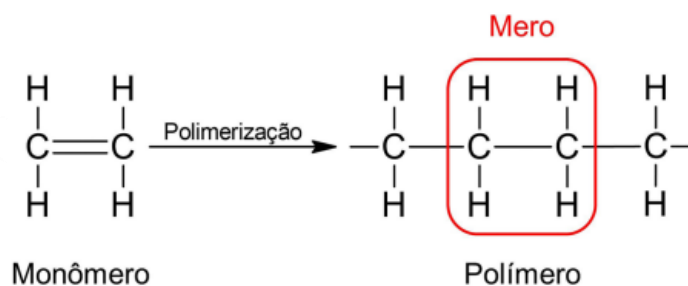
- ✓ Caracterizar o adsorvente CARBON BT[®], *in natura* e modificado;
- ✓ Comparar eficiência de remoção de poliestireno do carbono sem modificação e do carbono modificado;
- ✓ Avaliar os efeitos de massa do adsorvente, pH e massa de MPs no processo de adsorção;
- ✓ Realizar estudo cinética para determinar tempo de equilíbrio de adsorção;
- ✓ Obter e avaliar isotermas de adsorção;
- ✓ Aplicar modelos teóricos de isoterma de adsorção a fim de estimar os valores de capacidade máxima de adsorção e constante de equilíbrio.

3. REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 Materiais plásticos

O plástico é, por definição, um material polimérico, um material orgânico ou inorgânico de alta massa molar que consiste na repetição de unidades menores, conhecidas como meros representado na Figura 1 (Canevarolo, 2006).

Figura 1 – Representação gráfica de um monômero e um mero de um polímero



Fonte: Natarelli et al. (2022).

Os plásticos podem ser classificados em duas categorias distintas baseadas em seu comportamento térmico (Canevarolo, 2006):

- Termoplásticos: polímeros que tem a capacidade de se tornar maleáveis e fluir quando são submetidos a um aumento de temperatura e pressão. Ao sofrer resfriamento voltam ao estado sólido em uma forma definida. Novas aplicações de temperatura e pressão produzem o mesmo efeito, sendo assim um processo reversível.
- Termofixos (ou termorrígidos): Polímeros que sofrem transformações químicas irreversíveis ao serem submetidos a aquecimento pois através desse processo ocorre a formação de ligações cruzadas. Como resultado, tornam-se infusíveis e insolúveis, o que dificulta o processo de reciclagem, já que aquecimentos futuros não conseguem alterar seu estado físico.

Na Tabela 1, é possível verificar alguns dos principais plásticos que se enquadram nas categorias mencionadas.

Tabela 1 – Lista de plásticos sintéticos classificados como termoplásticos ou termofixos

Termoplásticos		Termofixos	
Designação	Sigla	Designação	Sigla
Polietileno	PE	Poliuretano	PUR
Polipropileno	PP	Poliésteres insaturados	-
Policloreto de vinil	PVC	Resinas epóxi	-
Polietileno tereftalato	PET	Éster de vinil	-
Poliestireno	PS	Silicone	-
Poliamidas	PA	Resinas fenólicas	-
Polietileno de alta densidade	PEAD	Outros	-
Outros	-	-	-

Fonte: Adaptado de Plastics Europe (2020).

Os materiais plásticos desempenham um papel de grande importância em diversos campos e aplicações (Tabela 2), principalmente devido às duas notáveis propriedades ópticas, facilidade de fabricação e suas qualidades como isolantes térmicos e elétricos. Essas características conferem ao plástico uma série de vantagens em relação a outros materiais (Elsheikhi; Benyounis e Hashmi, 2022).

Tabela 2 – Tipo de resina plástica, características e principais aplicações








Resina	Características	Principais aplicações
PET	Boa resistência mecânica e ótima transparência. Pode ser transformado em fibras e filmes	Garrafas para bebidas, frascos de fármacos e cosméticos, fibras, cordas e toldos
PEAD	Material opaco, resistente a substâncias químicas, porém não a fortes agentes oxidantes.	Garrafas de iogurte, rolhas, mangueiras, embalagem de alimentos, tampas, bombonas, tanques de combustíveis.
PVC	Versátil, podendo assumir formas rígidas ou flexíveis dependendo do aditivo utilizado. Leve e impermeável, isolante térmico, elétrico e acústico; quimicamente inerte e resistente ao fogo e intempéries.	Filmes, laminados, solado de calçados, brinquedos, embalagens de remédio, mangueiras, tubulação de água e esgoto, fios e cabos, cateteres, bolsas de soro.
PEBD	Com baixa condutividade térmica, resistente à ação de substâncias químicas. Mantém suas propriedades ao ser aquecido a temperaturas inferiores a 60° C.	Sacos de lixo, tampas, frascos de soro, embalagens tipo longa vida, tubos de irrigação, telas de sombreamento.
PP	Possui resistências elétrica e mecânica a altas temperaturas. Fácil coloração e moldagem. Baixa absorção de umidade.	Filmes de embalagens de alimentos, sacolas, fraldas, seringas, material hospitalar esterilizável, para-choques, brinquedos e caixas de uso industrial.

Resina	Características	Principais aplicações
PS	É isolante elétrico e térmico, rígido, leve, resistente a impactos, ácidos e sais. Na sua forma expandida (ESP) é conhecido como isopor.	Embalagens de alimentos e remédios, bandejas de supermercado, copos e pratos descartáveis, portas e gavetas de geladeira.
Outros	Características diversas.	Diversas aplicações.

Fonte: Adaptado de Braskem (2016).

Por conta da grande aplicação dos polímeros no dia a dia, alguns plásticos passaram a ser identificados por símbolos e códigos conforme Tabela 3. Essa identificação busca facilitar o processo de separação e reciclagem do material e obedece a norma técnica da ABNT NBR 13230 (Natarelli et al., 2022).

Tabela 3 – Símbolos e códigos para identificação dos principais polímeros

Tipo de resina plástica	Sigla	Símbolo
Polietileno tereftalato	PET	
Polietileno de alta densidade	PEAD	
Policloreto de vinila	PVC	
Polietileno de baixa densidade	PEBD	
Polipropileno	PP	
Poliestireno	PS	
Plásticos sem numeração específica, como o policarbonato, poliamida e acrílicos	OUTROS	

Fonte: Adaptado de Fonte Braskem (2016); Natarelli et al. (2022).

Dentre os diversos plásticos se destaca o poliestireno, que possui facilidade de processamento aliada à alta produtividade, principalmente por meio dos processos de extrusão e termoformagem, com menor consumo de energia, sendo usado em diversas aplicações (Santomauro, 2023).

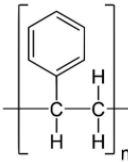
3.1.1 Poliestireno (PS)

O poliestireno (PS) é uma resina plástica pertencente ao grupo dos termoplásticos. O PS é obtido através da polimerização do estireno (vinil benzeno). O PS é solúvel em solventes orgânicos, como cetonas, ésteres e hidrocarbonetos aromáticos. É resistente a ácidos, sais, óleos minerais, ácidos orgânicos e álcoois (Schellenberg, 2002). O estireno utilizado para o processo de polimerização deve ter elevado grau de pureza, para que não afete o peso molecular do poliestireno formado (Montenegro; Serfaty, 2002).

O poliestireno vem sendo comercializado desde a década de 1930, com o surgimento da primeira planta industrial na Alemanha e se consolidou como um dos plásticos mais importantes e amplamente utilizados por seu baixo custo e propriedades como: resistência ao calor, durabilidade, possibilidade de coloração. O PS pode ser comercializado de três formas: padrão, poliestireno expandido (EPS) e o poliestireno de alto impacto (HIPS). Por ser um plástico duro e sólido, é frequentemente usado para fabricar produtos transparentes, como embalagens de alimentos e utensílios de laboratório. Já a espuma de poliestireno leve oferece excelente isolamento térmico para muitas aplicações, como telhados, paredes de edifícios, geladeiras e freezers (Hwang et al., 2020).

As principais propriedades e aplicações são apresentadas na Tabela 4 (Montenegro; Serfaty, 2002; Maafa, 2021; Canevarolo, 2006).

Tabela 4 – Principais propriedades e aplicações do poliestireno (PS)

Monômero de origem	Estireno líquido
Polímero	
Cristalinidade	Amorfo
Classificação	Polímero termoplástico
Rigidez	Elevada
Densidade	1,04 g.cm ⁻³ a 1,07 g.cm ⁻³
Afinidade com água	Hidrofóbico
Resistência	Baixa resistência a solventes
Aplicações	Utensílios domésticos rígidos, de uso geral, brinquedos, embalagens para cosméticos e alimentos.
Nomes comerciais	Lustrex, Styron, Styropor, EDN.
Observações	Polímeros relacionados ao PS: copolímero de estireno e butadieno (HIPS); copolímero de estireno e acrilonitrila (SAN); copolímero de butadieno, estireno e acrilonitrila (ABS).

Fonte: Adaptado de Mano (2001) e Canevarolo (2006).

Nos dias atuais, grande parte dos resíduos de poliestireno são descartados em aterros sanitários, isso acontece devido a problemas encontrados durante a separação e limpeza do resíduo, dificultando o processo de reciclagem. Esse cenário representa uma ameaça ao meio ambiente, aos seres humanos e à vida aquática (Maafa, 2021).

3.2 Consumo de plásticos e geração de resíduos plásticos

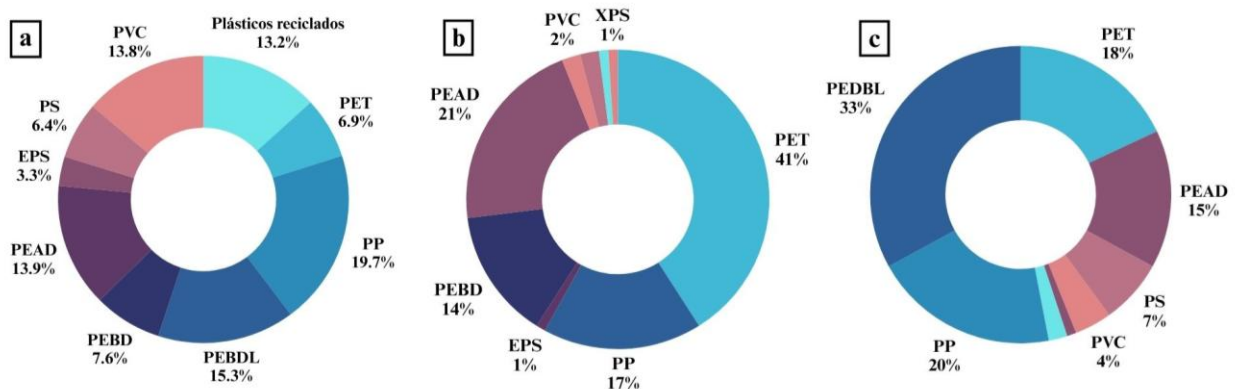
Devido à crescente demanda desde sua primeira forma comercial no início do século XIX, a produção global de plástico ultrapassou 400 milhões de toneladas apenas no ano de 2022 onde 90,6% tiveram como origem fontes fósseis (Abiplast, 2023; Plastics Europe, 2023).

Mesmo com a presença de plásticos de origens alternativas como através da reciclagem mecânica e química, plásticos provenientes de processos alternativos ainda representam uma parcela mínima em comparação aos produzidos através de fontes fósseis (Abiplast, 2023; Plastics Europe, 2023). Dados da Associação Brasileira de Plásticos (Gráfico 1^a) mostram que durante o ano de 2023 a contribuição de plásticos reciclados representou apenas 13,2 % do total de plástico consumido. Entre os plásticos de primeiro consumo tiveram destaque o polipropileno (PP), polietileno de baixa densidade linear (PEBDL) e polietileno de alta densidade (PEAD) (Abiplast, 2024^a).

A parcela de plásticos reciclados consumidos é majoritariamente composta por PET, PE e PP, tendo o PS e EPS (poliestireno expandido) uma parcela mínima conforme mostrado no Gráfico 1b. Esses dados sugerem que grande parte do material consumido não retorna em sua maioria para a produção de resina plástica pós-consumo, que é aquela produzida a partir de resíduos plásticos que já foram utilizados por consumidores e que, de outra forma, poderiam acabar em aterros sanitários ou no meio ambiente (Eplast, 2024; Mundo do plástico, 2022).

No Brasil, a geração de resíduos plásticos chegou a 4.548 mil toneladas no ano de 2023 (Abiplast, 2024c), tendo o país ocupado o 8º lugar em geração de resíduos plásticos no mundo (Magno, 2024; Cotton et al., 2024). A geração de resíduo plástico no Brasil em 2023 por tipo de material é mostrada no Gráfico 1c (Abiplast, 2024c).

Gráfico 1 – a) Principais tipos de plásticos consumidos no Brasil no ano de 2023; b) Produção de resina plástica pós-consumo (2023); c) Geração de resíduo plástico pós-consumo no Brasil (2023).

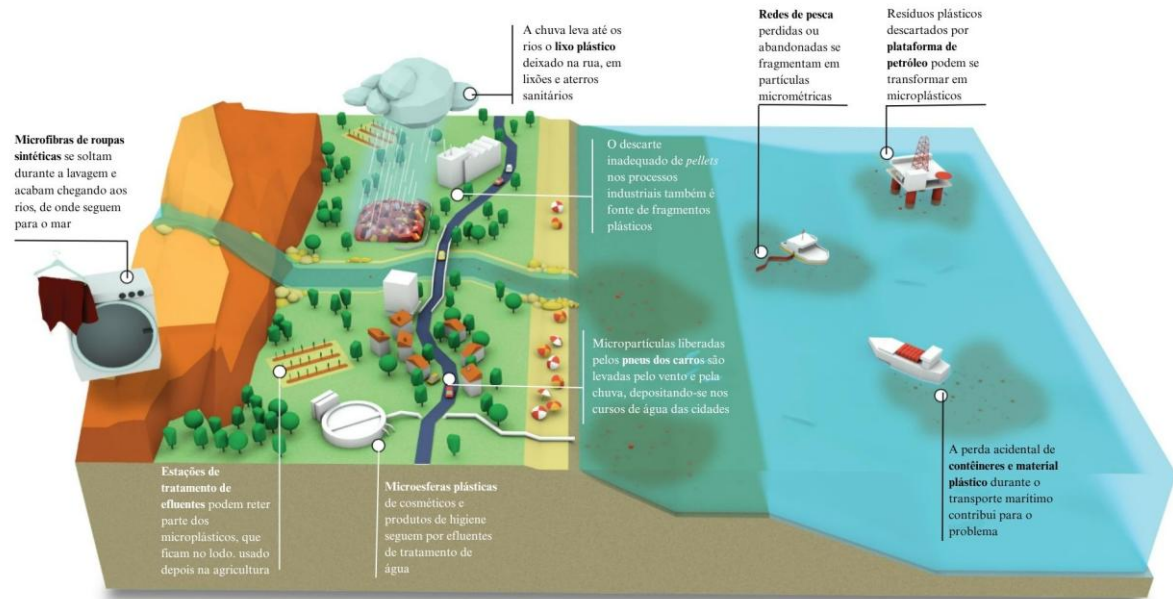


Fonte: Adaptado de Abiplast (2024); Adaptado de Abiplast (2024b); Adaptado de Abiplast (2024c).

Apesar da reciclagem ter se estabelecido como uma alternativa aplicável a problemática dos resíduos plásticos ela ainda enfrenta desafios em relação a viabilidade econômica de tecnologias sustentáveis para o tratamento de determinados resíduos poliméricos (Natarelli et al., 2022), em 2023 o índice de reciclagem de plástico pós-consumo foi de apenas 20,6% (Abiplast, 2024c) mostrando que o país é um grande gerador de resíduos porém não possui capacidade de reciclagem compatível com a quantidade de resíduos produzidos anualmente, assim, temos uma quantidade significativa de plásticos descartados de maneira inadequada levantando diversas preocupações sobre o impacto ambiental desses materiais não biodegradáveis (Natarelli et al., 2022).

Os resíduos plásticos podem chegar aos oceanos através de algumas rotas, dentre elas por meio das águas residuais e escoamento pluvial, escoamento de estradas e como resultado de uma má gestão de resíduos sólidos (Watt et al., 2021). É estimado que o Brasil polui o oceano anualmente com cerca de 1,3 milhão de toneladas de resíduos plásticos, representando 8% do volume global de plásticos que chega ao mar (Oceana, 2020). Algumas das diversas formas de chegada dos resíduos nos oceanos podem ser encontradas da Figura 2.

Figura 2 – Meios de chegada de resíduos plásticos aos oceanos



Fonte: Fapesp, 2019.

Uma vez nos oceanos, os resíduos plásticos podem se decompor em partículas menores por meio de fotodegradação, oxidação e degradação térmica passando a ser caracterizados como microplásticos (Pan et al., 2022; Andrady, 2011; Briassoulis et al., 2019).

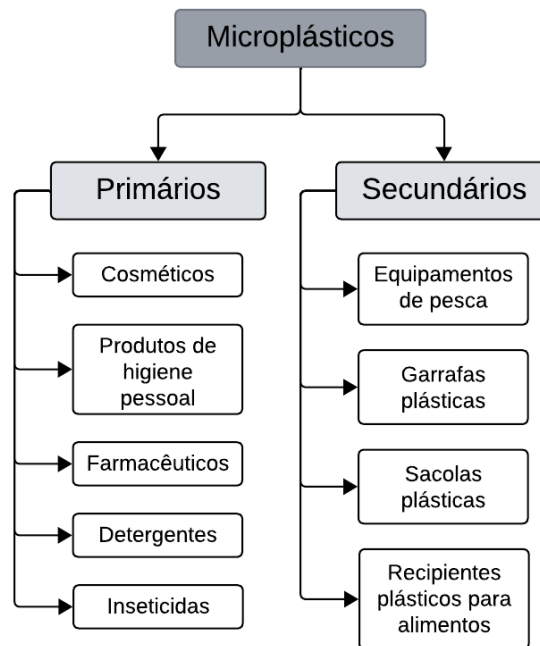
O impacto ambiental dos plásticos e microplásticos nos oceanos ainda não é completamente compreendido, porém diversos estudos têm discutido os efeitos adversos desse material à saúde humana e o impacto nos habitats marinhos (Watt et al., 2021).

3.3 Microplásticos

Os microplásticos (MP) possuem diâmetros inferiores que 5 milímetros e o tamanho, forma e composição polimérica do microplástico influenciam significativamente suas propriedades físico-químicas e toxicidade (Adeleye et al., 2023). Eles podem ser categorizados em cinco tipos principais: fragmentos, fibras, espuma, pallets e filmes (Osman et al., 2023; Anderson et al., 2017).

Os microplásticos podem ser classificados como primários ou secundários, de acordo com a sua origem, algumas fontes são apresentadas na Figura 3 (Hanif et al., 2022).

Figura 3 – Diferentes classificações e principais origens dos microplásticos



Fonte: Adaptado de Osman et al. (2023).

Os microplásticos primários são fabricados especificamente em tamanho micro, seja para uso em produtos de cuidado pessoal como produtos de limpeza facial, pasta de dentes e cosméticos, ou também para uso na indústria de tintas (Hanif et al., 2022), grande parte dessas partículas com dimensões entre 1 e 5 μm de diâmetro, são esféricas e feitas de polipropileno (PP), poliestireno (PS) ou polietileno (PE) (Hwang et al., 2020). Uma fonte contínua de microplásticos primários no ambiente são aqueles presentes nos esfoliantes, estima-se que 3 a cada 4 esfoliantes contêm microplásticos em sua formulação e 5 mL desses esfoliantes contêm entre 4.594 e 94.500 partículas de microplástico (Napper et al., 2015; Gregory, 1996). Essas partículas plásticas primárias têm o potencial de não serem retiradas pelas estações de tratamento de efluentes, onde apenas 25 % dessas partículas conseguem serem retidas nos sistemas de filtração (Napper et al., 2015; Carr; Liu; Tesoro, 2016).

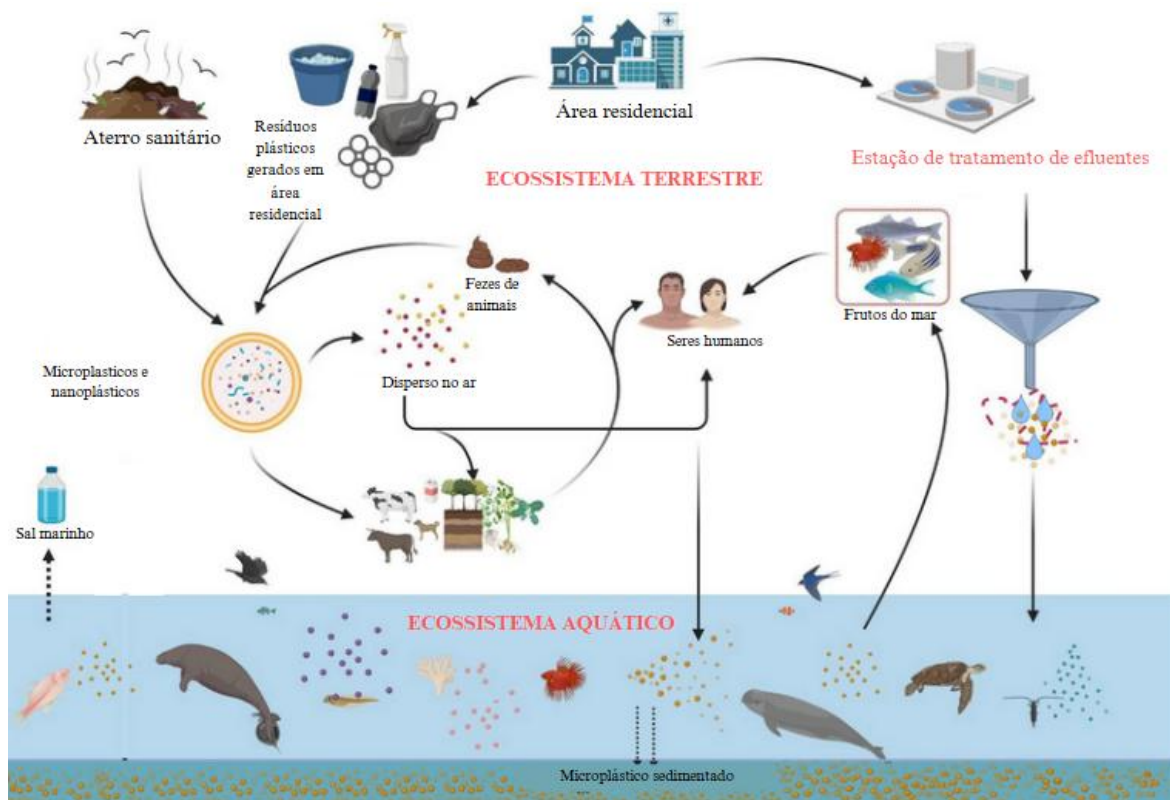
Já os microplásticos secundários são formados através da degradação de plásticos maiores, por meio de fragmentação física e processos de degradação como por meio da radiação UV (Osman et al., 2023).

Os microplásticos possuem elevada área superficial e alta hidrofobicidade favorecendo o processo de adsorção de micropoluentes presentes no ambiente marinho como antibióticos, plastificantes, pesticidas e metais pesados, aumentando assim sua toxicidade

(Hanif et al., 2022; PAN et al., 2022; Adeleye et al., 2023). Além de liberarem aditivos químicos tóxicos, como ftalatos e bisfenol-A durante os processos de degradação (Macleod et al., 2021).

O ciclo de vida do microplástico envolve a bioacumulação (Figura 4), sendo iniciado através da liberação de microplásticos primários ou secundários nos ecossistemas terrestres e aquáticos, seguido de seu transporte para os sistemas hídricos. Ao chegar nos sistemas hídricos, os MP entram na cadeia alimentar dos organismos aquáticos e sofrendo bioacumulação em seus tecidos, a presença de MP aumenta gradualmente conforme alcança níveis tróficos maiores quando zooplâncton, peixes pequenos, peixes maiores e outros organismos os consome (Osman et al., 2023).

Figura 4 – Ciclo de vida dos microplásticos e nanoplásticos



Fonte: Adaptado de Lamichhane et al., 2023.

A ingestão desses poluentes traz impactos a biodiversidade marinha, dentre eles: danos neurológicos e hepáticos (Cheng et al., 2022; Rochman et al., 2013; ZENG et al., 2018; Zhao et al., 2020), estresse oxidativo (Magno, 2024) e alterações na estequiometria da biomassa, como a relação carbono e nitrogênio (Ouyang et al., 2021).

Já na saúde humana a presença de MP pode causar estresse e danos físicos, inflamação, estresse oxidativo e respostas imunes (Bugatti et al., 2023; Blackburn; Green, 2021),

porém o impacto desses contaminantes ainda vem sendo estudado sozinho e associado a outros poluentes e a compreensão acerca dos efeitos dos microplásticos no corpo humano ainda é limitada (Prata, 2023). Apesar disso, a presença de microplásticos nos seres humanos já foram comprovadas em diversos estudos, dentre eles nos pulmões (Jenner et al., 2022), sangue (Leslie et al., 2022), placenta (Liu et al., 2022) e fezes (Yan et al., 2021).

A identificação de microplásticos nos seres humanos tem levantado vários questionamentos sobre a quantificação, tratamento e monitoramento da quantidade de MP em vários meios, dentre eles a água (Chen et al., 2022). Estudos já detectaram esses contaminantes em água bruta (Mintening et al., 2019), água potável (Pivokonsky et al., 2018), efluentes (Wang et al., 2020) e água do mar (Enders et al., 2015; Kanhai et al., 2017).

Em água potável as micropartículas variam de 1 a 500 μm (Hwang et al., 2020) e cerca de 50% dos microplásticos têm menos de 1,5 μm de diâmetro, sendo encontradas no formato de fibras, fragmentos e espumas esféricas (Schymanski et al., 2018; Pivokonsky et al., 2018; Bergmann, 2016). Já no ambiente aquático o PE, PP, PS, PVC e PET são os mais detectados (Hanif et al., 2022), dentre esses o PE, PP e PS representam maior perigo para a natureza por se manter em suspensão, dificultando a separação e isolamento (Liu et al., 2021a; Ma et al., 2019).

3.3.1 Presença de microplásticos em águas brasileiras

No Brasil, estudos de quantificação e remoção de microplásticos têm se mostrado promissores, o país atualmente possui iniciativas de fomento por meio do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) para pesquisas nesse âmbito que visam o combate à poluição no mar e ambientes marinhos causada pelo plástico e seus subprodutos em consonância com o Plano Nacional de Combate ao Lixo no Mar (PNCLM).

Estudos desenvolvidos por Pelegrini (2024) em amostras na costa sul do Brasil foram capazes de detectar e quantificar alguns microplásticos, dentre eles se destacaram o PE, PP e PA cada um representando 19% das amostras encontradas e o PS representando 12% das amostras encontradas, além disso, Ferraz (2020) detectou a presença de microplásticos no rio dos Sinos localizado no Sul do Brasil, durante a investigação foi possível perceber que altas concentrações de MP nas cabeceiras provavelmente estão relacionadas ao descarte direto de esgoto de máquinas de lavar de moradores próximos ao rio e nas seções a jusante, o esgoto municipal não tratado é considerado a principal fonte, reforçando assim a necessidade de um plano integrado de manejo de resíduos sólidos e efluentes residenciais de modo a diminuir as

rotas de chegada de MP nos oceanos.

3.4 Métodos de quantificação e caracterização de microplásticos

Diversos métodos podem ser utilizados para a quantificação dos processos de remoção de MP em água, alguns deles descrevem a concentração em g/L e outros em partículas/L. A escolha do método a ser empregado depende do nível de precisão necessário pois o método que resulta em partículas/L pode levar a erros de contagem devido ao pequeno tamanho das partículas (Hanif et al., 2022).

Na Tabela 5 é apresentado os principais métodos disponíveis para a quantificação de MP em meio aquoso.

Os métodos de quantificação se dividem em quatro principais, sendo eles: contagem, pesagem, absorvância e turbidez (Hanif et al., 2022).

Tabela 5 – Métodos de quantificação de MP vantagens e desvantagens.

Método	Limite de detecção MP	Vantagens	Desvantagens
Contagem	Não existe limite para tamanho de partícula	Baixo custo, amostra com alta concentração é facilmente identificada, resultado em número de partículas.	Suscetível a erro operacional, necessita de várias etapas de preparo, além disso, não é possível determinar a natureza da amostra.
Pesagem	Não existe limite para tamanho de partícula	Alta precisão ao utilizar microbalança, baixo custo.	Necessita de etapas de preparo da amostra (filtração e secagem) e pode sofrer interferência de MP presentes no ambiente (roupas, ar, etc.).
Absorvância	Não recomendado para partículas de baixa densidade	Método de fácil manutenção, preciso e não destrutivo, através dele é possível identificar contaminantes na amostra.	Não recomendado para partículas de baixa densidade, apresenta pouca seletividade para leitura.
Turbidez	Não recomendado para partículas de baixa densidade	Fácil, rápido resultado, pode ser utilizado em uma ampla faixa de medição e apresenta sensibilidade maior que o método baseado em absorvância.	Pode sofrer interferência de outras partículas suspensas, não adequado para partículas de baixa densidade, o equipamento pode sofrer interferências por sujidades.

Fonte: Adaptado de Hanif et al. (2022).

Para contagem por meio de microscopia é necessário preparo prévio da amostra, o material a ser analisado é coletado por meio de filtragem, lavado e seco. Os materiais filtrados são colocados em placa de Petri e analisado em um microscópio (Wang; Kaeppler; Fischer; Simmchen, 2019).

Já a análise quantitativa dos microplásticos determinada por método de absorção usando espectrômetro UV-visível, avalia a quantidade de luz absorvida pela solução de MP em comparação com a quantidade de luz que passa através da amostra em branco. O comprimento de onda de absorbância para cada tipo de plástico pode variar, por exemplo, o comprimento utilizado para análise de poliestireno varia entre 201 e 720 nm (Chen et al., 2020). Para utilizar o método é necessário a realização de uma curva de calibração, este método pode não ser adequado para partículas de baixa densidade, pois nesse cenário as partículas migram para a superfície (Hanif et al., 2022).

A concentração de MP também pode ser determinada por meio da turbidez, sendo possível realizar uma curva de calibração semelhante ao método de absorbância (Elkhatib et al., 2021). A turbidez se destaca por ser um método de baixo custo e fácil operação, além disso, as medições de turbidez são geralmente usadas em estações de tratamento de água e efluentes pois é um parâmetro regulador da contaminação por partículas na água sendo um parâmetro de controle da qualidade (Ramirez Arenas et al., 2021; Gregory, 1998). Nesse método a amostra não necessita de tratamento prévio e a análise é realizada utilizando um turbidímetro, onde um sensor converte a intensidade luminosa que atravessa a amostra em um sinal elétrico (Viana et al., 2022; Kelley et al., 2014). A avaliação da turbidez é um método já utilizado em alguns trabalhos que avaliam a remoção de microplásticos da água como o trabalho realizado por Ramirez Arenas (2021) e Murray e Ormeci (2020).

Os principais métodos qualitativos são representados na Tabela 6 são: microscopia eletrônica de varredura (MEV), espalhamento dinâmico de luz (DLS), espectroscopia de infravermelho com transformada de Fourier (FTIR) e espectroscopia Raman (Hanif et al., 2022).

Tabela 6 – Métodos de qualificação de MP vantagens e desvantagens.

Método	Limite de detecção MP/NP	Vantagens	Desvantagens
MEV	Sem limite para tamanho de partícula	Resulta em imagem de alta resolução e através da análise é possível verificar mudanças morfológicas no material.	Provável imagem de baixa resolução para MPs menores que 1 μm , equipamento com alto custo de manutenção.
DLS	Sem limite para tamanho de partícula	Método não destrutivo, rápido e através dele é possível determinar o peso e tamanho molecular.	Método adequado para partículas esféricas, sensível a variação de temperatura e viscosidade da amostra.
FTIR	$\geq 20 \mu\text{m}$	Método de rápida resposta e não destrutivo, através dele é possível obter espectros específicos.	Método não adequado para MPs menores que 1 μm , espectros não interpretáveis para amostras de MPs não ativas na região do infravermelho, equipamento caro.
Espectroscopia Raman	$\geq 1 \mu\text{m}$	Método de alta sensibilidade a grupos funcionais apolares, pode ser utilizado em MP que não são transparentes ou escuros.	Método facilmente sofre interferências de contaminantes e não é adequado para avaliação de MP menores que 1 μm .

Fonte: Adaptado de Hanif et al. (2022).

O MEV é um método que captura imagens com alta resolução espacial através da digitalização da superfície da amostra com um feixe de elétrons (Lastovina; Budnyk, 2021), a técnica pode ser utilizada como forma de determinação da morfologia e do tamanho da partícula, além disso, pode auxiliar no entendimento de processos de remoção que promovem degradação do material, pois através dele é possível perceber mudanças como formação de rachaduras, buracos, redução no tamanho, aliado a isso não é um método limitado pelo tamanho da partícula (Kamalian et al., 2020; Saygin; Baysal, 2020; Tofa et al., 2019a, Tofa et al., 2019b; Hanif et al., 2022).

O DLS possibilita a determinação do tamanho e concentração de MP utilizando a espectroscopia de correlação de fótons (Saygin; Baysal, 2020). Este método é indicado para partículas esféricas, porém pode ser usado para partículas em outras geometrias levando em consideração o movimento rotacional das partículas (Arenas-Guerrero et al., 2018).

O FTIR se destaca por ser um método não destrutivo e capacidade de demonstrar espectros específicos de diferentes polímeros com diferentes padrões de banda (Hanif et al.,

2022), através dele é possível distinguir um número maior de fragmentos plásticos do que a inspeção visual usando um microscópio óptico, pois detecta fragmentos transparentes ou brancos (por exemplo, PE e PP), que são pouco visíveis (Lastovina; Budnyk, 2021). porém é um método com limitação de aplicação indicado em partículas maiores que 20 μm , pois leituras de partículas menores que essa faixa tende a gerar espectros não interpretáveis (Li et al., 2018). Essa limitação é superada pela técnica de espectroscopia Raman, que é aplicável a partículas de até 1 μm . A espectroscopia Raman também é altamente sensível a grupos funcionais apolares e apresenta a possibilidade de analisar partículas escuras e não transparentes, porém as análises são afetadas pela presença de contaminantes ou pigmentos (Li et al., 2018). Mesmo tendo uma faixa de aplicação mais ampla, a espectroscopia Raman assim como o FTIR não é indicada para análises de $\text{MP} < 1 \mu\text{m}$ devido a limitação de tamanho (Hanif et al., 2022).

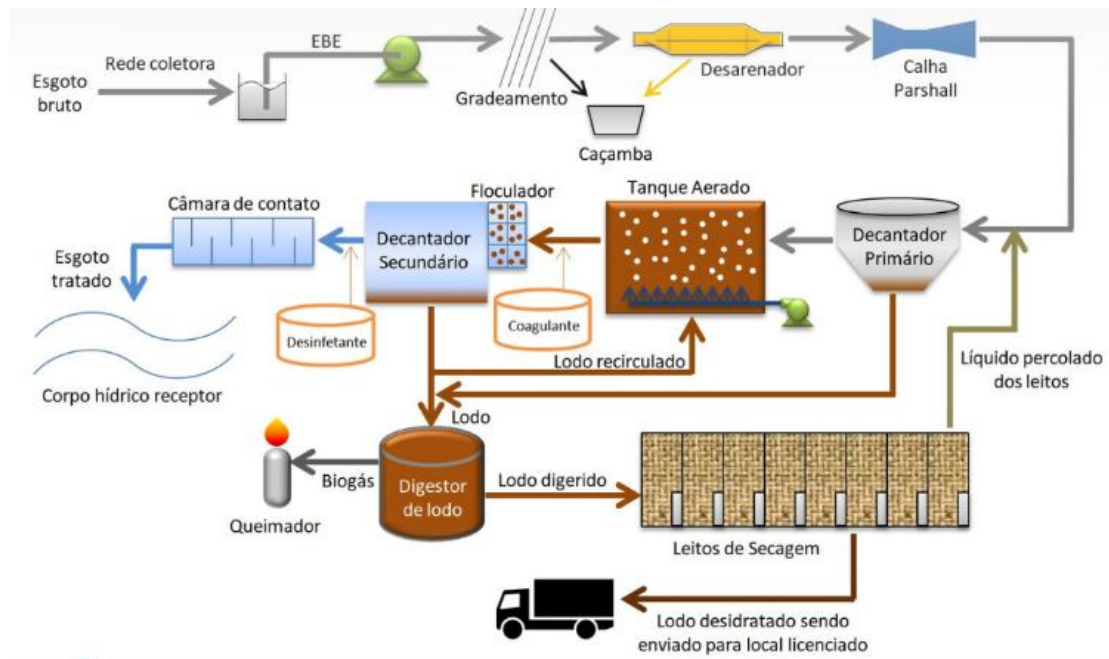
Além dos métodos de quantificação e qualificação citados, temos o a pirólise acoplada por cromatografia gasosa (CG/MS), que consegue realizar tanto a identificação quanto a quantificação de microplásticos em matrizes ambientais complexas (Santos et al., 2023). Porém, é uma técnica destrutiva na qual não é possível obter informações sobre o número de partículas e o tamanho (Zarfl, 2019).

3.5 Métodos de tratamentos para remoção de microplásticos

Para partículas maiores de 20 μm , processos convencionais de tratamento como filtração e biorreator de membrana (MBR) são aplicáveis e apresentam boa eficiência de remoção, já microplásticos menores que 20 μm se mantêm no meio mesmo após a utilização de métodos convencionais de estações de tratamento de efluentes (ETE) (Figura 5) (Hanif et al., 2022).

Pelo volume de efluente tratado e a presença de microplásticos na saída das estações, as ETE's se tornam uma das principais fontes poluição por microplásticos (Sun et al., 2019; Conley et al., 2019; Mak et al., 2020), segundo Murphy (2016) uma ETE que atende aproximadamente 650.000 pessoas pode liberar 65.000.000 de partículas MPs diariamente. Uma vez presentes no descarte da estação de tratamento de águas residuais, os microplásticos seguem para o ambiente marinho e são amplamente distribuídos no oceano, sedimentos e até mesmo no fundo do mar (Pan et al., 2022; Galgani; Hanke; Maes, 2015; Thevenon; Carroll; Sousa, 2015).

Figura 5 – Esquema de uma estação convencional de tratamento de efluentes



Fonte: Benvegnú (2020).

Diante desse cenário, alguns processos adicionais de tratamento se mostram necessários, dentre eles se destacam métodos de filtração e separação, métodos de captura e fixação superficial apresentados na Tabela 7 (Hanif et al., 2022).

Tabela 7 – Resumo dos métodos relatados recentemente para remoção de microplásticos.

Método	Vantagens	Desvantagens
Filtração e separação	Processo fácil, grande variedade de dispositivos de filtração disponíveis.	Alta eficiência de remoção (partículas > 20 µm). Pode ocorrer quebra e decomposição dos MPs durante a lavagem química.
Nanofibra eletrofiada (membrana)	Alta eficiência de remoção, pode ser usada baixa pressão.	Processo de síntese complexo, pode ocorrer incrustação da membrana e formação de bloqueio.
Coagulação, floculação e sedimentação	Processo rápido, flocos sedimentados podem ser facilmente removidos.	Eficiência de remoção variável, uso excessivo de coagulante pode afetar a qualidade da água tratada.
Eletrocoagulação	Flocos sedimentados podem ser facilmente removidos.	Necessita de energia elétrica e densidade de corrente adequada. Pode ocorrer formação de óxido passivo no eletrodo.
Adsorção	Processo fácil, elevada eficiência de remoção, capacidade de regeneração do adsorvente.	A eficiência de remoção depende do tipo de adsorvente utilizado, pode ocorrer dessorção.
Magnetização	Processo fácil, com possibilidade de modificação dos materiais.	Possível lixiviação do ferro, materiais magnetizados.

Adaptado de Hanif et al. (2022).

Os métodos de filtração são os mais comumente usados por conta da sua facilidade, porém é diretamente afetado pela natureza do microplástico e da área disponível para filtragem, sendo eficiente para microplásticos maiores que 20 μm porém não para MP fibroso de tamanho menor podendo apresentar baixa eficiência de remoção (Hanif et al., 2022). Os processos de filtração podem ser divididos em dois tipos com base nas propriedades dos filtros, sendo classificada por meio de membrana e filtração por meio granular (Hoslett et al., 2018; Chen et al., 2022). No processo por meio de membranas convencionais geralmente ocorre a incrustação da membrana e possíveis danos causados pela exposição a produtos químicos, reduzindo a eficiência do processo e aumentando os custos devido à necessidade de limpeza e regeneração (Chen et al., 2022), essa problemática pode ser superada através das membranas de nanofibras que possuem alta seletividade, boa resistência mecânica e menor resistência da membrana contra o fluxo de água (Aslan et al., 2016; Chen et al., 2022).

Coagulação, floculação e sedimentação são processos usuais nas estações de tratamento de água e efluentes, ilustrado na Figura 5, basicamente consiste na remoção de partículas coloidais suspensas ou contaminantes dissolvidos por meio da agregação com a adição de coagulantes e floculantes (Hanif et al., 2022). As eficiências de remoção de MP utilizando esse método variam, pois diferentes tipos e tamanhos de MP têm afinidade diferente com floculantes, por exemplo, MPs envelhecidos também aumentaram a afinidade com coagulantes e floculantes devido às propriedades químicas alteradas e ao aumento da rugosidade (Lapointe et al., 2020; Pan et al., 2022).

Uma alternativa para o método convencional de coagulação/floculação é o uso da eletrocoagulação, nele a presença de eletrodos a base de alumínio, durante o processo ocorre a dissolução eletroquímica de eletrodos metálicos produzindo íons metálicos no ânodo, que posteriormente reagem com íons hidróxido para gerar hidróxido metálico (Kim; Park, 2021).

Dentre os métodos estudados para a remoção de microplásticos se destaca a adsorção, por ser uma tecnologia fácil, acessível, eficiente em termos de energia e reutilizável que permite a eliminação precisa de microplásticos (Ganie et al, 2021). Uma vantagem muito importante dos processos de adsorção é a escolha do adsorvente, a liberdade de selecionar adsorventes que tenham sensibilidades específicas aos poluentes a serem removidos é um diferencial desse método entre os demais apresentados (Verma et al., 2024).

3.6 Adsorção

A adsorção se baseia em um processo de transferência de massa, que estuda a capacidade que sólidos têm de concentrar em sua superfície algumas substâncias, sejam elas presentes em fluidos líquidos ou gasosos. Através desse processo é possível promover a separação dos componentes presentes nesses fluidos (Gomide, 1997). Como os componentes adsorvidos se concentram sobre a superfície externa, quanto maior a superfície disponível para a adsorção melhor será o processo, assim geralmente os adsorventes são partículas porosas. A espécie que se acumula na superfície do material é geralmente denominada adsorvato ou adsorbato e a superfície a qual o adsorvato se acumula se chama adsorvente ou adsorbente (Nascimento et al, 2020; Ruthven, 1984).

De acordo com Nascimento et al., 2020, os processos de separação por adsorção se baseiam em três mecanismos distintos: mecanismo estérico, mecanismo de equilíbrio e mecanismo cinético. Nos mecanismos estéricos, os poros do material adsorvente devem possuir dimensões características que possibilitem a entrada de determinadas moléculas excluindo as demais, já para mecanismos de equilíbrio temos a preferência de algum composto frente a outro, e em mecanismos cinéticos temos a diferença de difusividade das espécies contidas no meio.

A natureza das forças envolvidas no processo de adsorção pode ser classificada de duas maneiras: adsorção física e adsorção química. Na adsorção física, também chamada de fisissorção, a ligação do adsorvato na superfície do adsorvente é relativamente fraca e pode ser relacionada às forças de van der Waals. Já a adsorção química, também denominada de quimissorção, apresenta interações bem mais fortes, resultantes de ligações químicas (Nascimento et al., 2020).

Apesar de serem conceitos distintos, esses mecanismos não são completamente independentes e sua distinção não é muito clara (Adamson; Gast, 1997), porém algumas diferenças entre eles são apresentadas na Tabela 8.

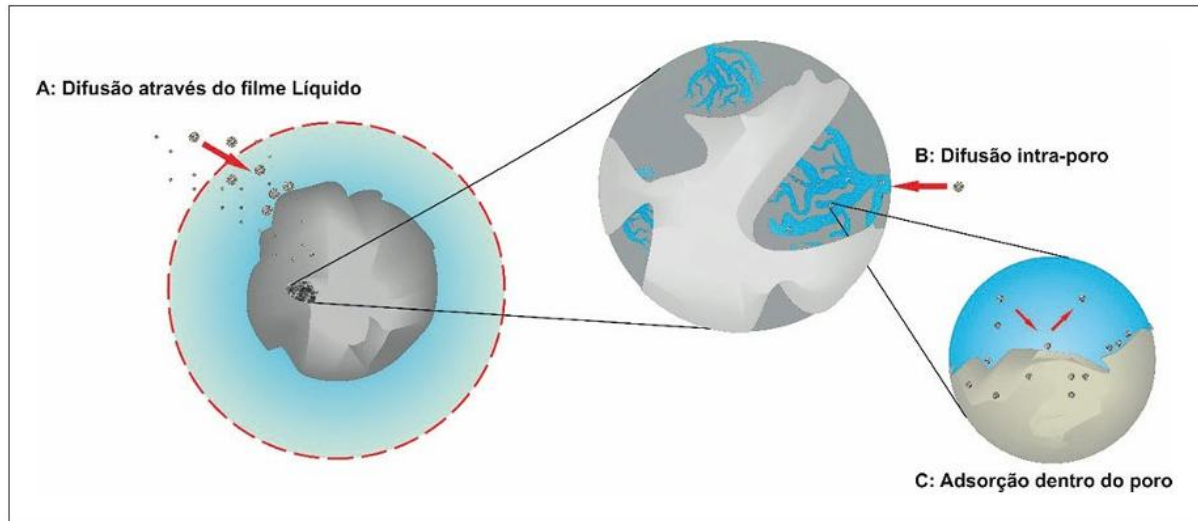
Tabela 8 – Principais diferenças entre adsorção química e adsorção física

Adsorção química	Adsorção física
Específica, adsorvato precisa se ligar ao sítio ativo; Calor envolvido acima de 20 kcal/mol; Ocorre apenas nos sítios ativos; Natureza química do adsorvente é alterada	Inespecífica; Calor envolvido abaixo de 10 kcal/mol; Ocorre em toda superfície do adsorvente; Natureza química do adsorvente não é alterada

Fonte: Adaptado de Nascimento et al. (2020).

A dinâmica do processo de adsorção obedece a três etapas correlacionadas (Figura 6) (Nascimento et al., 2020).

Figura 6 – Etapas da cinética de adsorção



Fonte: Nascimento et al. (2020).

Segundo Inglezakis et al., 2019:

- a) Difusão através do filme do líquido, etapa onde moléculas da fase fluida migram para a superfície externa do adsorvente;
- b) Difusão no poro, onde moléculas migram para o interior do poro;
- c) Adsorção no poro, nessa etapa as moléculas se encontram totalmente adsorvidas ao longo da superfície do poro.

Diversos parâmetros influenciam o processo de adsorção, sendo seu conhecimento essencial para a melhoria na dinâmica do processo de adsorção.

3.6.1 Parâmetros que influenciam o processo de adsorção

Os processos de adsorção sejam processos de adsorção física ou química, são formados pela combinação de diversas forças envolvidas. Assim, alguns fatores influenciam diretamente o fenômeno da adsorção, dentre eles propriedades do adsorvente e do adsorvato e algumas condições operacionais são relevantes como temperatura e pH de operação (Nascimento et al., 2020; Ruthven, 1984).

3.6.1.1 Propriedades do adsorvente

Como o fenômeno de adsorção depende muito das características do sólido que será utilizado como adsorvente, algumas propriedades precisam ser observadas já que a natureza físico-química do adsorvente é um fator determinante na capacidade e taxa de adsorção. Propriedades como: área superficial específica, porosidade, volume específico de poros, distribuição do tamanho de poros, grupos funcionais presentes e natureza do material de origem precisam ser levados em consideração durante a escolha do adsorvente (Nascimento et al., 2020; Domingues, 2005).

Visto que a adsorção é um fenômeno de superfície, a área superficial específica disponível é proporcional a intensidade em que o processo ocorre, assim para partículas maiores a resistência à difusão é menor e a maior parte da superfície interna da partícula acaba não sendo disponibilizada para a adsorção (Sekar; Sakthi; Rengaraj, 2004).

De acordo com Fernandes, 2008, a porosidade está relacionada com o volume específico de todos os poros, ou seja, o volume dos poros por grama do adsorvente. Em relação a distribuição e tamanho de poros, temos que poros com diâmetro menores que 20 Å, isto é 2×10^{-9} metros, são classificados como microporos, diâmetros entre 20 e 500 Å são classificados como mesoporos, já poros com diâmetro maiores que 500 Å, isto é, 5×10^{-8} metros, são designados macroporos (Webb; Orr, 1997). Os microporos contribuem para a maioria da área superficial disponível e podem proporcionar elevadas capacidades de adsorção para moléculas de tamanho pequeno, já os mesoporos são importantes para a adsorção de moléculas grandes. Os macroporos funcionam em sua maior parte como caminho para que o adsorvato chegue aos poros menores e um bom adsorvente geralmente possui uma distribuição balanceada desses três tipos de poros (Fernandes, 2008).

3.6.1.2 Propriedades do adsorvato

Em relação ao adsorvato, propriedades como: tamanho da molécula, solubilidade, polaridade, acidez ou basicidade, são essenciais (Nascimento et al., 2020).

O tamanho da partícula é um fator que influencia diretamente o processo de adsorção, uma vez que a velocidade de adsorção é influenciada pelo transporte intrapartícula, além disso o tamanho do poro precisa ser o suficiente para comportar a molécula adsorvida. Outra característica é a polaridade, uma vez que o adsorvato pode apresentar maior ou menor afinidade pelo solvente ou o adsorvente, afetando diretamente o processo de separação

(Nascimento et al., 2020; Domingues, 2005).

3.6.1.3 Condições operacionais

A temperatura de uma maneira geral produz efeitos importantes sobre o processo de adsorção, um deles se relaciona com a taxa de difusão das moléculas do adsorvato na camada limite externa e interna dos poros da partícula do adsorvente, pois o aumento da temperatura diminui a viscosidade da solução, aumenta a energia cinética e a mobilidade das espécies do adsorvato conseqüentemente aumentando a taxa de difusão entre as próprias partículas do adsorvato (Nascimento et al., 2020; Jimenez; Bosco; Carvalho, 2004). Outro efeito, se relaciona com o estado de equilíbrio da adsorção e da constante de velocidade de adsorção, que são consideravelmente dependentes da temperatura, por exemplo, a velocidade de vários processos físico-químicos aumenta com a aumento da temperatura, sendo uma variável a ser observada (Nascimento et al., 2020).

O pH é um parâmetro fundamental que afeta a adsorção, podendo ter seu efeito intensificado dependendo de características do adsorvente. Uma maneira de avaliar esse efeito é através do ponto de carga zero (PCZ), que é o índice da tendência de uma superfície se tornar positivamente ou negativamente carregada em função do pH. Para valores de pH menores ao valor do PCZ, temos que o material apresenta carga superficial positiva, favorecendo a adsorção de ânions, já para valores de pH superiores ao PCZ, o material apresenta carga superficial negativa, favorecendo a adsorção de cátions (Apeel; Ma; Rhuel, 2003). A importância de conhecer como a carga superficial do adsorvente se comporta em determinado pH é que na adsorção as cargas do adsorvato e do adsorvente devem ser opostas para que favoreça uma maior interação eletrostática entre eles, caso as cargas sejam iguais haverá repulsão eletrostática prejudicando o processo de adsorção (Bautista-Toledo et al., 2005).

3.6.2 Estudo cinético de adsorção

Os estudos da cinética de adsorção ajudam a compreender algumas interações entre o adsorvente e o adsorvato, pois através desses estudos é possível determinar parâmetros, como a ordem de reação e a constante de velocidade, energia de ativação e taxa de adsorção inicial. É durante o estudo cinético que se estabelece o tempo de equilíbrio, sendo este o tempo que o adsorvente leva para adsorver uma quantidade máxima de adsorvato (Nascimento et al., 2014).

Alguns modelos cinéticos são utilizados para avaliar o mecanismo principal que vai

controlar o processo de adsorção, sendo os modelos de pseudoprimeira ordem, pseudosegunda ordem os mais utilizados, mas podem não descrever de maneira definitiva os mecanismos (Nascimento et al., 2014; Rocha et al., 2012; Santos, 2019), assim outros modelos podem ser como o modelo de difusão intrapartícula de Weber e Morris e o modelo cinético de Boyd (Nascimento et al., 2020).

3.6.2.1 Pseudoprimeira ordem - Modelo de Lagergren

A equação do modelo proposto por Lagergren (1898), se baseia na capacidade de adsorção e é expressa por:

$$\frac{dq_t}{dt} = k_1(q_e - q_t) \quad (\text{Eq. 01})$$

Onde:

k_1 é a constante da taxa de adsorção de pseudoprimeira ordem (min^{-1});

q_e e q_t são as quantidades adsorvidas por grama de adsorvente no equilíbrio e no tempo t , respectivamente (mg/g);

Ao integrar a equação 01, e aplicando as condições de contorno onde: $q_t = 0, t = 0$ e: $q_t = q_t, t = t$, temos:

$$\ln(q_e - q_t) = \ln q_e - k_1 t \quad (\text{Eq. 02})$$

Ao plotar o gráfico $\ln(q_e - q_t)$ versus t , é gerado uma reta onde o parâmetro k_1 corresponde ao coeficiente angular da reta.

3.6.2.2 Pseudosegunda ordem - Modelo de Ho-McKay

Para sistemas onde a taxa de adsorção segue um mecanismo de segunda ordem, a equação que descreve o processo é representada por Ho e McKay (1999):

$$\frac{dq_t}{dt} = k_2(q_e - q_t)^2 \quad (\text{Eq. 03})$$

Onde:

k_2 é a constante da taxa de adsorção de pseudosegunda ordem ($g \cdot mg^{-1} \cdot min^{-1}$);

q_e e q_t são as quantidades adsorvidas por grama de adsorvente no equilíbrio e no tempo t , respectivamente (mg/g).

Integrando a equação XX, e aplicando as condições de contorno onde: $q_t = 0, t = 0$ e: $q_t = q_e, t = t$, temos:

$$\frac{t}{(q_e - q_t)} = \frac{1}{k_2 q_e^2} + k_2 t \quad (Eq. 04)$$

Linearizando:

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 q_e^2} + \frac{t}{q_e} \quad (Eq. 05)$$

Ao plotar o gráfico $\frac{t}{q_t}$ versus t , é possível obter os valores de q_e e k_2 . Se o sistema for representado pelo modelo de pseudosegunda ordem a plotagem de (t/q_t) versus t deve apresentar uma relação linear próxima de 1 (Nascimento et al., 2020).

3.6.2.3 Modelo de Weber e Morris

Para o modelo de Weber e Morris (Weber; Morris, 1963), a remoção do adsorvato varia com a raiz quadrada do tempo, pois a difusão intrapartícula é um fator determinante da velocidade. Dessa maneira, o coeficiente de difusão intrapartícula (K_d) pode ser determinado pela equação abaixo:

$$q_t = K_d t^{0,5} + C \quad (Eq. 06)$$

Onde:

q_t é a quantidade de adsorvato na fase sólida (mg/g) em um determinado tempo;

K_d é o coeficiente de difusão intrapartícula ($mg/g \cdot min^{0,5}$);

C é a constante relacionada a resistência à difusão (mg/g).

A intersecção da curva do gráfico q_t versus $t^{0,5}$ fornece os valores de K_d e C. Os valores encontrados para C dão uma ideia da espessura da camada limite, dessa maneira, quanto maior o valor de C, maior será o efeito difusivo atribuído a camada limite (Nascimento et al., 2014).

Apesar de incorporar efeitos difusivos, esse modelo não leva em consideração alguns parâmetros importantes já comentados anteriormente, como a porosidade e o raio da partícula (Nascimento et al., 2020).

3.6.2.4 Modelo de difusão de Boyd

Para avaliar se o processo de adsorção é regido por meio de difusão externa ou mecanismo intraporo, os dados cinéticos podem ser avaliados utilizando o modelo de Boyd (1947), descrito por:

$$F = 1 - \left(\frac{6}{\pi^2}\right) \sum_{n=1}^{\infty} \left(\frac{1}{n^2}\right) \exp(-\pi^2 Bt) \quad (\text{Eq. 07})$$

Onde:

$$F = \frac{q_t}{q_e} \quad (\text{Eq. 08})$$

Bt é determinado pelas seguintes equações:

Para $F > 0,85$:

$$Bt = -0,4977 - \ln(1 - F) \quad (\text{Eq. 09})$$

Para $F < 0,85$:

$$Bt = \left(\sqrt{\pi} - \sqrt{(\pi^2 F)/3}\right)^2 \quad (\text{Eq. 10})$$

Assim, o termo Bt é calculado para cada valor de F , em seguida com os valores de Bt , é plotado um gráfico Bt versus t . Se o gráfico gerar uma reta que atravessa a origem o processo de difusão intraporo é a etapa limitante do processo para a faixa de tempo especificada. A inclinação da reta gerada pelo gráfico é igual a constante B (constante de Boyd) que se relaciona ao coeficiente de difusão da seguinte forma:

$$B = \frac{\pi^2 D}{d^2} \quad (\text{Eq. 11})$$

Onde:

D é o coeficiente de difusão (cm^2/min);

d é o diâmetro médio das partículas (cm);

B é a constante de Boyd.

3.6.2.5 Equação de Elovich

Desenvolvida inicialmente para estudos cinéticos de adsorção química de gases na superfície de materiais sólidos, a equação ganhou outras aplicações e passou a ser utilizada para diferentes espécies em meio líquido (Nascimento et al., 2020). A equação não linearizada é apresentada abaixo (Roginsky; Zeldovich, 1934):

$$\frac{dq_t}{dt} = \alpha e^{-\beta q_t} \quad (\text{Eq. 12})$$

Aplicando as condições de contorno, as mesmas aplicadas nas equações de pseudoprimeira e pseudosegunda ordem temos:

$$q_t = \frac{1}{\beta} \ln(\alpha\beta) + \frac{1}{\beta} \ln(t) \quad (\text{Eq. 13})$$

Onde:

α é a taxa de adsorção inicial (mg/g.min);

β é a constante de desorção (mg/g);

q_t é a quantidade de material adsorvido por unidade de adsorvente utilizado no tempo t ;
 t é o tempo em min.

O gráfico q_t versus t , gera uma reta e através dela é possível obter os parâmetros α e β utilizando os coeficientes linear e angular respectivamente.

3.6.3 Isotermas de adsorção

Para montar uma isoterma de adsorção, primeiro é necessário conhecer o tempo de equilíbrio, uma vez já determinado pelos ensaios de cinética, após isso a isoterma de adsorção pode ser obtida realizando ensaios com uma determinada massa de adsorvente em um determinado volume (V) e uma série de concentrações iniciais (C_o) conhecidas do adsorvato. Após atingir o equilíbrio é avaliado a concentração final do adsorvato na solução em equilíbrio (C_e) e a capacidade de adsorção do adsorvente (q). A capacidade de adsorção é determinada por:

$$q = \frac{(C_o - C_e)}{m} V \quad (Eq. 14)$$

Onde:

q : Capacidade de adsorção (mg/g);

C_o : Concentração inicial de microplásticos (mg/L);

C_e : Concentração final de microplásticos (mg/L);

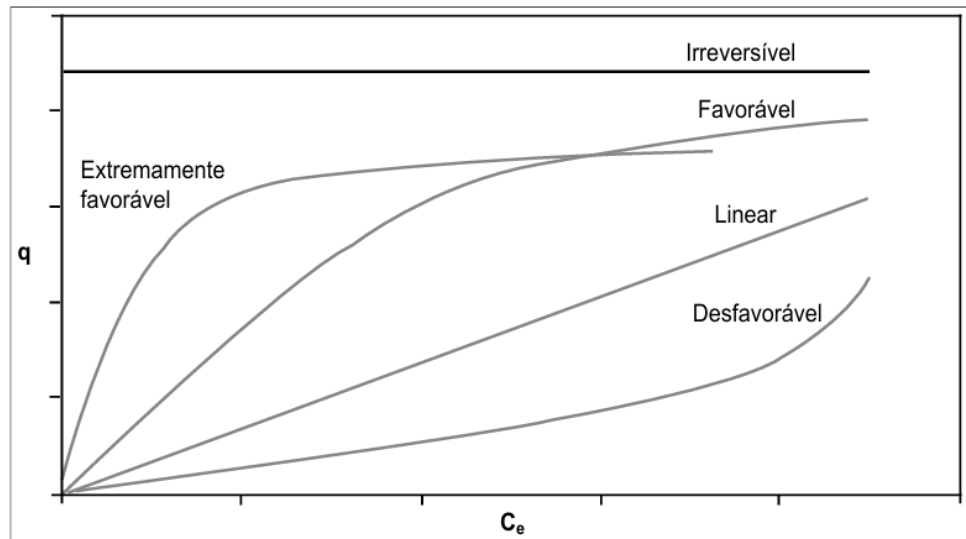
m = Massa de adsorvente utilizada no ensaio (g);

V = Volume reacional utilizada no ensaio (L);

Com esses dados é plotado um gráfico q versus C_e . A denominação isoterma se refere a temperatura constante em que o ensaio é realizado, ou seja, condições isotérmicas. Os experimentos podem ser realizados a diferentes temperaturas constantes, assim fornecendo vários gráficos q versus C_e , um para cada temperatura, sendo possível verificar a influência da temperatura no processo de adsorção (Kinniburgh, 1986).

Os gráficos de isoterma podem apresentar várias formas, fornecendo informações sobre o mecanismo de adsorção (Figura 7).

Figura 7 – Formas possíveis de isotermas de adsorção



Fonte: Nascimento et al. (2020).

A isoterma linear indica que a massa de adsorvato por unidade de massa de adsorvente é proporcional à concentração de equilíbrio de adsorvato, já na isoterma favorável a massa do adsorvato retida por massa do adsorvente é alta para uma baixa concentração de adsorvato na fase líquida. Para a isoterma irreversível a massa de adsorvato retida por unidade de massa do adsorvente independe da concentração de equilíbrio do adsorvato na fase líquida, já para a isoterma desfavorável, temos que a massa de adsorvato retida por unidade de massa do adsorvente é baixa mesmo para uma alta concentração de equilíbrio do adsorvato na fase líquida (Nascimento et al., 2020; Moreira, 2008; Sousa Neto, 2012; Santos, 2019).

3.6.3.1 Isoterma de Langmuir

O modelo de isoterma proposto por Langmuir (1916) é uma das principais equações que representam o processo de adsorção e segue algumas hipóteses:

- Existe um número definido de sítios;
- Todos os sítios possuem energia equivalente e as moléculas adsorvidas não interagem umas com as outras;
- Os processos de adsorção ocorrem em apenas uma camada;
- Cada sítio pode adsorver apenas uma molécula.

Assim, o modelo assume que a superfície do adsorvente é completamente homogênea (Ozkaya, 2006). A Equação 15, representa o modelo de Langmuir:

$$q = \frac{q_{max}K_L C_e}{1 + K_L C_e} \quad (Eq. 15)$$

Onde:

q é a quantidade de soluto em miligrama por grama de adsorvente no equilíbrio (mg/g);

q_{max} é a capacidade máxima de adsorção (mg/g);

K_L é a constante de interação adsorvato/adsorvente (L/mg);

C_e é a concentração de adsorvato no equilíbrio (mg/L).

Quando $K_L C_e > 1$, a isoterma é muito favorável, caso $K_L C_e < 1$ a isoterma apresenta característica linear. Com os dados experimentais é possível obter os parâmetros K_L e q_{max} aplicando métodos lineares e não lineares (Nascimento et al., 2020). Uma das formas linearizadas é apresentada abaixo:

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{q_{max}} C_e + \frac{1}{q_{max}K_L} \quad (Eq. 16)$$

Ao plotar um gráfico de $\frac{C_e}{q_e}$ versus C_e é possível determinar os parâmetros q_{max} e K_L através da inclinação e do coeficiente linear respectivamente. Esses parâmetros dependem da característica do material, o parâmetro K_L relaciona as forças de interação entre o adsorvato e o adsorvente, quanto maior o valor de K_L melhor o desempenho do material adsorvente (Nascimento et al., 2020).

3.6.3.2 Isoterma de Freundlich

A isoterma de Freundlich tem por característica principal a aplicação em sistemas com superfícies heterogêneas e adsorção multicamada. Nesse modelo o sólido é considerado heterogêneo e composto por sítios de adsorção com energias adsortivas distintas (FREUNDLICH, 1906). A equação proposta por Freundlich é apresentada a seguir:

$$q = K_F C_e^{\frac{1}{n}} \quad (Eq. 17)$$

Podendo ser expressa em sua forma linearizada:

$$\log q = \log K_F + \frac{1}{n} \log C_e \quad (\text{Eq. 18})$$

Onde:

q é a quantidade de adsorção no equilíbrio (mg/g);

C_e é a concentração de adsorvato na fase líquida no equilíbrio (mg/L);

$\frac{1}{n}$ relaciona a heterogeneidade da superfície;

K_F é a constante de capacidade de adsorção de Freundlich $\left(\left(\frac{\text{mg}}{\text{g}}\right) \cdot (\text{L}/\text{mg})^n\right)$.

Assim, os parâmetros de K_F e n podem ser determinados pelos coeficientes linear e angular. A constante K_F relaciona a capacidade de adsorção do adsorvente enquanto n indica se o processo é favorável, quando n assume valores negativos temos que o adsorvato possui mais afinidade com o solvente do que com o adsorvente, já valores de n entre 0 e 1 indicam que a adsorção não é favorável (Delle-Site, 2001). Além disso, o modelo de Freundlich não é indicado para dados de equilíbrio que usam concentrações extremamente elevadas ou extremamente reduzidas, sendo indicado para faixas de concentrações moderadas (Cooney, 1999).

3.7 Carbono ativado

O carbono ativado é um dos adsorventes mais utilizados industrialmente, sendo aplicado no tratamento de água e no tratamento de efluentes. Além disso, ele é aplicado no tratamento de poluentes atmosféricos e na adsorção de compostos orgânicos e metais pesados (Rodríguez-Reinoso, 1995; Legrouri, 2005).

Dentre as principais propriedades dos carbonos ativados se destacam elevada área superficial, alta porosidade e bom desenvolvimento de estrutura de poros (Legrouri, 2005), além disso, são materiais relativamente baratos em comparação com outros adsorventes inorgânicos, como zeólitas, alumina e sílica (Xiao et al., 2008).

Seu processo de preparação consiste inicialmente da pirólise de diferentes fontes de carbono, como ressonas, cinzas ou biomassa (Caldwell et al., 2015; Song et al., 2015; Calvo-Muñoz et al., 2016). Após essa etapa, é realizado um tratamento físico ou químico, conhecido

como ativação. Nesse processo o material é modificado para melhorar a área superficial através da formação de matriz porosa e sítios ativos (Oliveira, 2019). Na ativação física, vapor de água, CO₂, ar ou uma mistura de todos esses são aplicados nos materiais carbonizados sob altas temperaturas que variam de 1073 a 1273 K. Já na ativação química, alguns agentes são empregados como KOH, H₃PO₄ ou ZnCl₂, buscando o aumento da porosidade do material (Oliveira, 2019; Prauchner; Rodríguez-Reinoso, 2012; Kwiatkowski; Broniek, 2017).

Dessa forma, as propriedades do carbono ativado, dependem da matéria prima empregada no processo de pirólise e do método de ativação utilizado, podendo ser produzidos diversos carbonos ativados, variando tamanho de poro, estrutura e área superficial (Oliveira, 2019; Kwiatkowski; Broniek, 2017). Para a adsorção física, a área superficial é importante, para a adsorção química, a química da superfície se destaca pela interação de maneira específica entre o adsorvato e o adsorvente (Oliveira, 2019).

Apesar de todas as características citadas anteriormente que tornam o carbono ativado um excelente adsorvente, algumas modificações podem ser empregadas buscando a melhoria do processo de adsorção (Oliveira, 2019).

Dentre as melhorias temos os processos de impregnação, se destacando a adição de materiais magnéticos, por apresentar forte capacidade de adsorção para poluentes orgânicos (Zhao et al., 2022). Diversos estudos demonstraram que carbonos ativados impregnados com óxido de ferro mantiveram a área superficial e aumentaram a afinidade de adsorção para uma lista de contaminantes orgânicos (Zhao et al., 2022). Estudos desenvolvidos por Heo et al. (2022) avaliaram a remoção de poliestireno através de partículas magnéticas de óxido de ferro, apresentando ótimas eficiências de remoção através da formação de complexos do poliestireno com as nanopartículas de óxido. Além disso, a impregnação de óxido de ferro em carbono ativado já foi utilizada para a remoção de dioxinas (Tu et al., 2021) e ácido 2,4-diclorofenoxiacético (Vinayagam et al. 2022), sendo promissor para outras aplicações.

Algumas dessas aplicações incluem fluido magnético, microdispositivo magnético, ressonância magnética, hipertermia magnética, purificação de água e administração de medicamentos, devido a suas propriedades físicas e químicas (Estelrich et al, 2015; Soenen et al, 2010; Ali et al., 2016), dentre os diversos óxidos de ferro a magnetita e o maghemita são promissores para a utilização em tratamento de água e efluentes, uma vez que sua biocompatibilidade foi comprovada (Wu; He; Jiang, 2008; Ali et al., 2016).

3.7.1 Caracterização do carbono ativado

3.7.1.1 Área superficial e porosidade -BET

O método de adsorção/dessorção de nitrogênio empregando a técnica BET é uma análise onde é possível obter características da superfície do material, como área superficial por unidade de volume, tamanho de poros e a distribuição. O princípio de aplicação se baseia na área ocupada por uma determinada quantidade de moléculas de gás adsorvida na superfície do material. A técnica experimental utiliza nitrogênio gasoso em condições controladas sobre a superfície do material ao qual se deseja analisar. São avaliadas a adsorção e a dessorção do gás sob condições especificadas (Sing, 1985).

3.7.1.2 Difração de Raios X (DRX)

O material adsorvente pode se apresentar de forma amorfa ou cristalina. Materiais cristalinos são aqueles que apresentam repetição regular no espaço tridimensional formado por moléculas ou grupo de moléculas com ordenamento estrutural.

A técnica de difração de raio-x é uma técnica de caracterização que usa fenômenos de difração que permite conhecer a estrutura do material, análise qualitativa e quantitativa e tamanho de partícula.

Devido ao fenômeno de espalhamento da radiação eletromagnética provocado através da interação entre o feixe de raios-x e os elétrons dos átomos da amostra é possível identificar as fases e realizar uma análise semiquantitativa da fase e a identificação da fase pode ser realizada em bibliotecas e programas.

3.7.1.3 Espectroscopia na região do Infravermelho com Transformada de Fourier (FTIR)

Através da análise de FTIR é possível determinar a presença de grupos funcionais nos materiais. A avaliação dessa característica auxilia a entender alguns mecanismos de adsorção.

Ao incidir a radiação infravermelha na amostra ocorre uma interação entre as moléculas ou átomos presentes na amostra, e a radiação em um processo de vibração molecular. A radiação no infravermelho faz com que ocorra uma mudança na energia vibracional e

rotacional das moléculas, cada mudança de energia de nível vibracional gera linhas que se sobrepõem formando as bandas que são observadas no espectro (Silverstein et al., 2000).

3.7.1.4 Microscopia eletrônica de varredura (MEV)

A microscopia eletrônica de varredura é uma técnica que utiliza um feixe de elétrons que incide sobre a amostra. Através da técnica é possível perceber informações como texturas, características da superfície da amostra como a topografia do material, homogeneidade ou formação de poros.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

Este trabalho foi desenvolvido no Laboratório de Termodinâmica e Processos de Separação (LTS) da Universidade Federal do Ceará. Os métodos utilizados foram divididos nas etapas de preparo do adsorvente para uso nos ensaios (tópico 4.1), caracterizações do adsorvente (tópico 4.2), caracterização e preparo de solução monodispersa de poliestireno (tópico 4.3) e ensaios de adsorção (tópico 4.4).

4.1 Preparo do adsorvente para uso nos ensaios

O adsorvente utilizado neste trabalho foi disponibilizado pela empresa Canpack Brasil e é um carbono já utilizado no tratamento de água. O material é um carbono granular produzido pela empresa Mandecarbo intitulado Carbon BT, produzido pela ativação com vapor do carbono de casca de coco e cumpre as especificações AWWA B-100 e B-604 que são especificações voltadas a água potável, além disso, cumpre também o requerimento U.S. Food Chemicals Codex (4ª edição - 1996) para adsorção de gases.

As especificações do material *in natura*, ou seja, da maneira que é encontrado comercialmente podem ser encontradas na Tabela 9.

Tabela 9 – Especificações do Carbono BT encontrado comercialmente

Especificações do produto	
Número de Iodo (mg/g)	800
Umidade (%)	8 max
Granulometria retido mesh maior (%)	5 max
Granulometria passante mesh menor (%)	5 max
Densidade (g/mL)	0,40-0,50
Cinzas totais (%)	8 max
Cinzas solúveis em água (%)	2 max

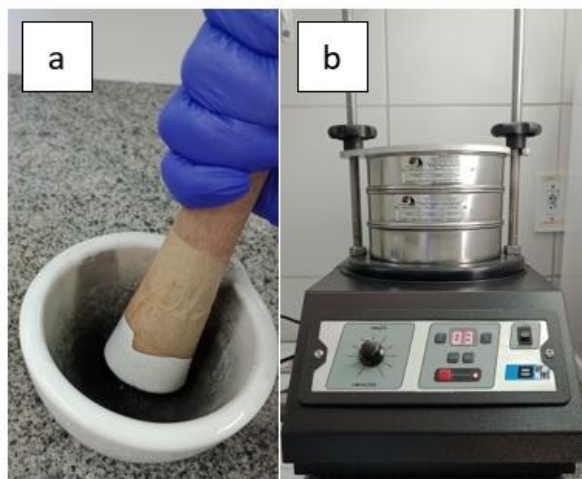
Fonte: Autora (2025).

Como a faixa de granulometria do carbono *in natura* era muito ampla, chegando variar entre 0,595 a 2,38 mm, dificultando padronização nos ensaios de adsorção. Foi necessário acrescentar algumas etapas de padronização e lavagem antes dos ensaios de adsorção.

4.1.1 Padronização da granulometria do carbono e lavagem

O adsorvente *in natura* foi macerado com o auxílio de um cadinho (Figura 8a), o material macerado foi peneirado utilizando um agitador eletromagnético (Figura 8b) (Betel, modelo: AGT.P) e peneiras de 1 e 0,5 mm, de modo que a granulometria do carbono estivesse entre 0,5 e 1 mm. Após peneirado o carbono foi lavado três vezes com água de osmose e seco em estufa (De Leo, modelo: SE 42L) a 80 ° C por 18h (Samir et al., 2023). O adsorvente resultante dessa etapa foi intitulado de CBT-PD01.

Figura 8 – Processo de padronização granulométrica do carbono



Fonte: Autora (2025).

O carbono com granulometria padronizada (CBT-PD01) foi lavado com HCl 0,1 M sob agitação por 120 minutos para remoção de impurezas (Ramirez Arenas, 2021), após isso, o carbono foi filtrado e lavado com água de osmose até obtenção de pH constante. Em seguida foi colocado para secagem em estufa (De Leo, modelo: SE 42L) a 110 °C por 48 horas, o adsorvente resultante dessa etapa foi intitulado de CBT-PD02.

4.1.2 Processos de impregnação com óxido de ferro

Foram avaliados seis tipos diferentes de impregnação com óxido de ferro, algumas características das metodologias estão descritas na Tabela 10. Para a determinação da metodologia de impregnação a ser utilizada durante os estudos posteriores, foram avaliados fatores como: variação do pH após o processo de remoção, desprendimento do óxido de ferro na solução (por meio do controle), tempo de impregnação e quantidade de efluente gerado nos processos de impregnação.

Tabela 10 – Metodologia e observações sobre cada método de impregnação

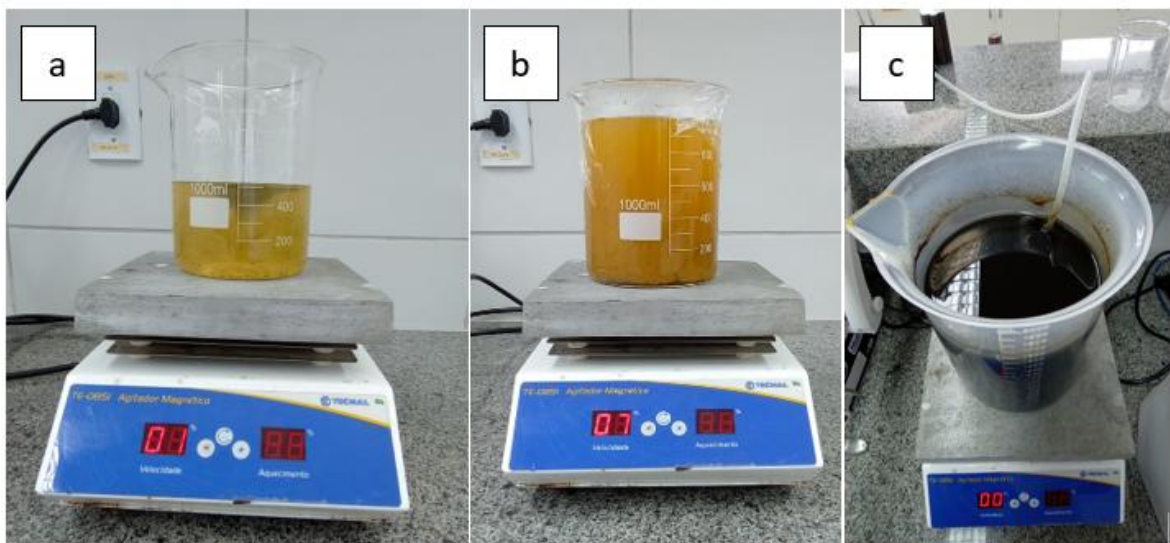
Nomenclatura do carbono impregnado	Sulfato de Ferro	Cloreto de Ferro	T (° C)	Metodologia	Observação
CBT-FeT1	500 mL (0,1 M)	-	25	Tu et al., 2021	Ajuste de pH inicial e após 20h
CBT-FeT2	500 mL (0,1 M)	-	25	Adaptado de Tu et al., 2021.	Ajuste de pH após 20h
CBT-FeT3	100 mL (0,1 M)	-	110	Adaptado de Mirzaee; Sartaj, 2022.	Não houve agitação antes de adicionar NaOH
CBT-FeT4	100 mL (0,1 M)	-	110	Mirzaee; Sartaj, 2022.	Houve agitação antes de adicionar o NaOH
CBT-FeT5	100 mL (0,1 M)	-	110	Mirzaee; Sartaj, 2022; Tu et al., 2021	Houve agitação antes de adicionar o NaOH e borbulhamento
CBT-FeT6	3,8 g	7,8 g	70	Adaptado de Oliveira et al., 2002	Utilizado cloreto e sulfato de ferro sob agitação e aquecimento

Fonte: Autora (2025).

4.1.1.1 Processo de impregnação 1 (T1)

Inicialmente, foi preparada uma solução de sulfato de ferro 0,1 M a partir de sulfato de ferro heptahidratado. Para o preparo dessa solução foi utilizada água de osmose com pH=10 ajustado com NaOH 0,1 M. Em seguida, 1 grama de CBT-PD02 foi adicionado a um béquer contendo 500 mL da solução de sulfato de ferro, o béquer foi mantido sob agitação com o auxílio de um agitador magnético (Tecnal, modelo:TE-0851) por 20 horas a 25° C. Após isso, o pH da mistura foi ajustado a pH=10 utilizando NaOH 0,1 M, gota a gota, em seguida o sistema foi borbulhado com ar com o auxílio de um compressor de ar por 120 minutos mantendo o pH em 10 (Tu et al., 2021). Após os 120 minutos, o carbono foi retirado da solução utilizando uma peneira e lavado 5 vezes com 500 mL de água de osmose até a retirada do óxido de ferro não aderido e colocado para secagem em um dessecador, durante o processo foram monitorados os parâmetros de turbidez e pH da água de lavagem até se alcançasse um valor constante. O adsorvente resultante dessa etapa foi intitulado CBT-FeT1. O procedimento é ilustrado na Figura 9. O material impregnado nessa etapa foi guardado em dessecador para uso nos ensaios posteriores.

Figura 9 – a) Solução de sulfato de ferro com o CBT-PD02 inicialmente. b) Solução de sulfato de ferro com o CBT-PD02 após 20 horas. c) Solução de oxido de ferro com o CBT-PD02 após 2 horas de borbulhamento

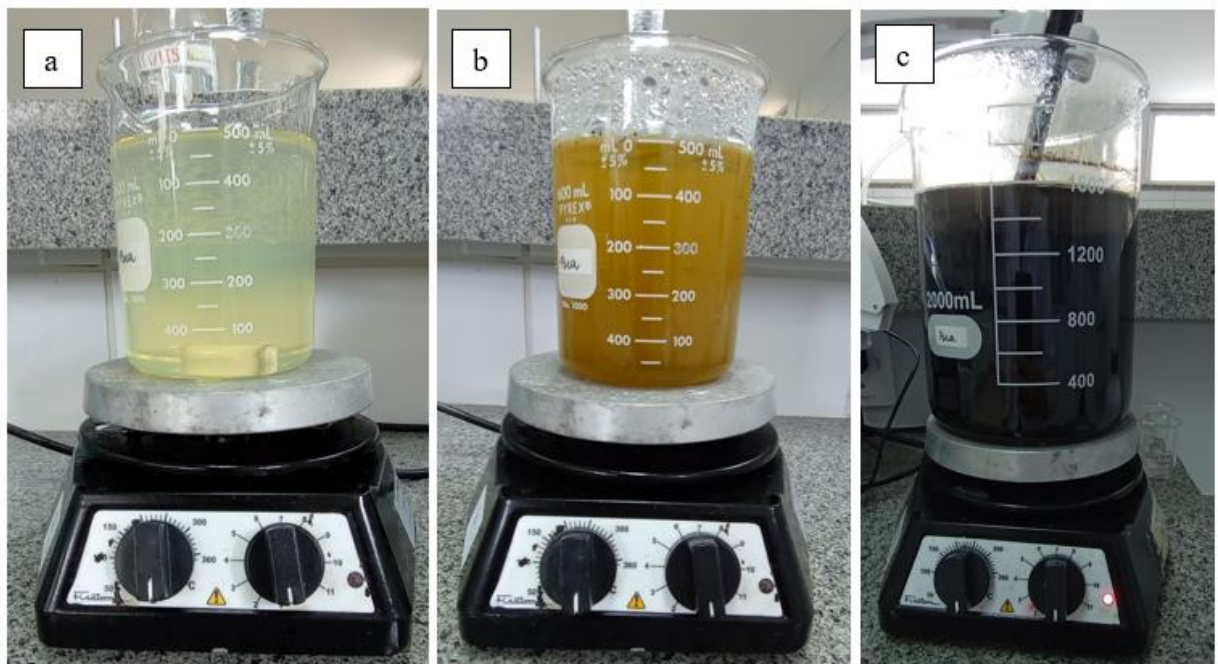


Fonte: Autora (2025).

4.1.1.2 Processo de impregnação 2 (T2)

A metodologia da segunda impregnação seguiu os passos descritos na etapa anterior, com apenas uma modificação no qual o ajuste de pH da água de osmose não foi realizado para o preparo da solução de sulfato de ferro. Assim, o pH da água utilizado para o preparo da solução foi o da água de osmose, em torno de 5,14. Todos os processos foram semelhantes. O adsorvente resultante dessa etapa foi intitulado CBT-FeT2, o material resultante foi armazenado no dessecador. Parte do processo de impregnação 2 é ilustrado na Figura 10.

Figura 10 – Processo de impregnação 2. a) Solução de sulfato de ferro com o CBT-PD02 inicialmente. b) Solução de sulfato de ferro com o CBT-PD02 após 20 horas. c) Solução de óxido de ferro com o CBT-PD02 após 2 horas de borbulhamento



Fonte: Autora (2025).

4.1.1.3 Processo de impregnação 3 (T3)

Para a metodologia de impregnação 3, foi adicionado 2,78 g de sulfato de ferro heptahidratado em um Erlenmeyer de 250 mL contendo 100 mL de água de osmose, o sistema foi homogeneizado com o auxílio de agitador magnético (FISATOM, modelo: 752A) a 110 °C, após homogeneização foi adicionado 0,5 g de CBT-PD02 e 10 mL de solução de hidróxido de sódio 10% (m/V) gota a gota, após isso o sistema ficou em agitação por 60 min a 110 °C. Após os 60 minutos, o carbono foi retirado com o auxílio de uma peneira e submetido a cinco

lavagens com 500 mL de água de osmose para remover o óxido de ferro não aderido, sendo posteriormente colocado para secagem em um dessecador. Durante o processo, os parâmetros de turbidez e pH da água de lavagem foram monitorados até estabilizarem. O adsorvente resultante dessa etapa foi denominado CBT-FeT3, o material resultante foi armazenado no dessecador.

4.1.1.4 Processo de impregnação 4 (T4)

Para a metodologia de impregnação 4, foi adicionado 2,78 g de sulfato de ferro heptahidratado em um Erlenmeyer de 250 mL contendo 100 mL de água de osmose, o sistema foi mantido sob agitação com o auxílio de um agitador magnético (Tecnal, modelo:TE-0851), após homogeneização foi adicionado 0,5 g de CBT-PD02, o sistema ficou em agitação por 30 minutos a 110 °C. Após 30 minutos foi adicionado 10 mL de solução de hidróxido de sódio 10% (m/v) gota a gota, para precipitação dos óxidos, em seguida o sistema ficou em agitação por 60 min a 110 °C. O carbono foi retirado utilizando uma peneira e lavado cinco vezes com 500 mL de água de osmose em cada lavagem para eliminar o óxido de ferro não aderido e, em seguida, colocado para secar em um dessecador. Durante o processo, monitoraram-se os parâmetros de turbidez e pH da água de lavagem, até alcançarem valores constantes. O adsorvente obtido dessa etapa foi nomeado CBT-FeT4, o material resultante foi armazenado no dessecador.

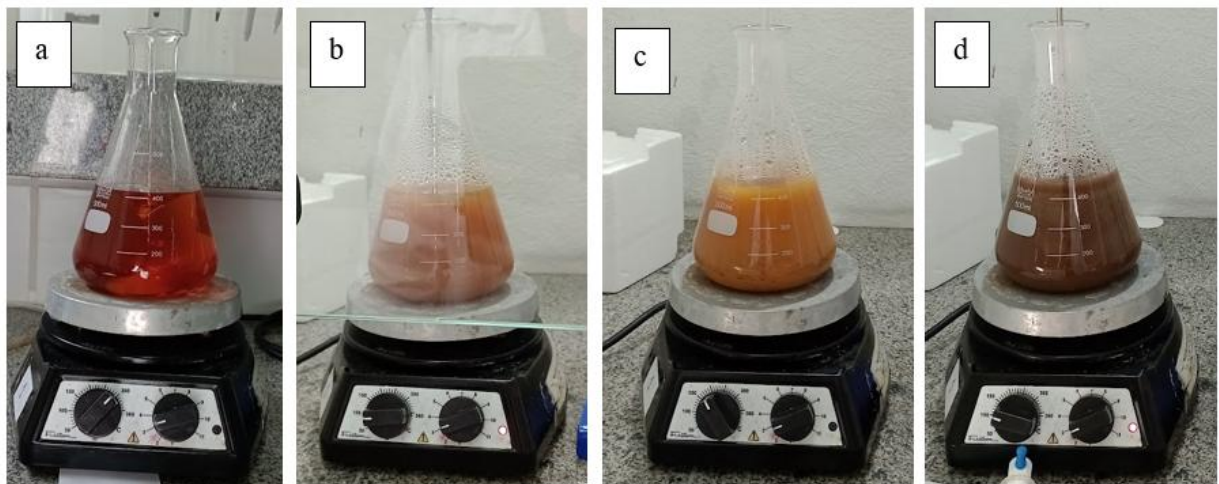
4.1.1.5 Processo de impregnação 5 (T5)

Foi adicionado 2,78 g de sulfato de ferro heptahidratado em um erlenmeyer de 250 mL contendo 100 mL de água de osmose, o sistema foi mantido sob agitação com o auxílio de um agitador magnético (Tecnal, modelo:TE-0851). Após homogeneização foi adicionado 0,5 g de CBT-PD02, o sistema ficou em agitação por 30 minutos a 110 °C. Após 30 minutos o sistema foi borbulhado com o auxílio de um compressor e foram adicionados 10 mL de solução de hidróxido de sódio 10% (m/v) gota a gota, para precipitação dos óxidos, em seguida o sistema ficou sob agitação por 60 min a 110 °C mantendo o borbulhamento. Ao fim do procedimento, o carbono foi coletado utilizando uma peneira e lavado cinco vezes com 500 mL de água de osmose em cada lavagem para eliminar o óxido de ferro não aderido e, em seguida, colocado para secar em um dessecador. Durante o processo, monitoraram-se os parâmetros de turbidez e pH da água de lavagem, até alcançarem valores constantes. O adsorvente obtido dessa etapa foi nomeado CBT-FeT5, o material resultante foi armazenado no dessecador.

4.1.1.6 Processo de impregnação 6 (T6)

Em um erlenmeyer de 500 mL foram adicionados 400 mL de água de osmose e 7,8 g de cloreto de ferro hexahidratado e agitado até homogeneização com o auxílio de um agitador magnético (FISATOM, modelo: 752A). Após isso foi adicionado 3,8 g de sulfato de ferro heptahidratado e iniciado o aquecimento a 70 °C. Ao alcançar a temperatura de operação de 70 °C foi adicionado 0,5 g de CBT-PD02, o sistema ficou sob agitação e aquecimento por 30 minutos. Após esse tempo foi adicionado 10 mL de solução de hidróxido de sódio 10 % (m/V) gota a gota, ao fim da adição de hidróxido o sistema foi mantido sob agitação e aquecimento (70 °C) por 60 minutos. O material impregnado foi retirado utilizando uma peneira e lavado 5 vezes com 500 mL de água de osmose, o pH e turbidez da água de lavagem foi monitorado até alcançarem valores constantes. O material impregnado foi nomeado CBT-FeT6 e armazenado em dessecador. O aspecto visual da solução durante as etapas do processo de impregnação é ilustrado em Figura 11.

Figura 11 – a) solução contendo cloreto e sulfato de ferro a temperatura ambiente; b) solução contendo cloreto e sulfato de ferro a 70 °C; c) solução de cloreto e sulfato e CBT-PD02 a 70 °C; d- solução de cloreto e sulfato e CBT-PD02 a 70 °C após adição do NaOH



Fonte: Autora (2025).

4.2 Caracterizações do adsorvente

4.2.1 Ponto de carga zero (PCZ)

Foi utilizada a metodologia adaptada de Bakatula (2018) e Hlekelele (2019). Inicialmente foi preparada uma solução salina de NaCl (0,1 M), dessa solução foram retiradas alíquotas de 50 mL para ajuste de pH. Foram usados HCl (0,1 M) e NaOH (0,1 M) para o ajuste de pH, os pH foram ajustados em 2, 4, 6, 8, 10, 11 e 12. Em um erlenmeyer foram colocados 20 mL das respectivas soluções com pH ajustado, a cada erlenmeyer foi adicionado 0,1 gramas do adsorvente. Cada erlenmeyer foi levado ao Shaker (Tecnal, modelo: TE-424) por 24 h a 25 °C e 200 RPM. Após às 24 horas foi realizada a leitura do pH da amostra utilizando um pHmetro de bancada (Satra, modelo: Phs-3E-Bi). O mesmo procedimento foi realizado para a determinação do PCZ do CBT-PD02 e CBT-FeT6.

As amostras CBT-PD02 e CBT-FeT6 foram escolhidas para verificação do nos diferentes pH's da solução de microplástico utilizadas. Além disso, a análise da amostra CBT-FeT6 buscou verificar mudança na carga superficial após o processo de impregnação, pois o pH do ponto de carga zero de um carbono ativado depende das propriedades químicas e eletrônicas dos grupos funcionais em sua superfície e é um bom indicador dessas propriedades (Song et al., 2010).

4.2.2 Espectroscopia de infravermelho com transformada de Fourier (FTIR)

Foram realizadas análises de FTIR das amostras CBT-PD02 e CBT-FeT6, utilizando o equipamento Agilent Cary 630. A análise foi feita no Laboratório de Alta Pressão (LAP) que faz parte do Grupo de Pesquisa em Termofluidodinâmica Aplicada (GPTA).

4.2.3 Microscopia eletrônica de varredura (MEV)

Para ensaio de microscopia eletrônica de varredura foram separados materiais de CBT-PD01, CBT-PD02 e CBT-FeT6. Esses materiais foram escolhidos para avaliação da modificação por meio da lavagem ácida e do processo de impregnação escolhido dentre os testados. Os adsorventes CBT-PD02 e CBT-FeT6 foram analisados adsorventes antes e após o processo de adsorção.

A microscopia eletrônica de varredura foi realizada na Central Analítica da

Universidade Federal do Ceará utilizando o equipamento Quanta 450 FEG (Figura 12). Foram avaliadas as seguintes magnificações: 500 x, 5 000 x e 15 000 x.

Figura 12 – Microscópio eletrônico de varredura, Quanta 450 FEG

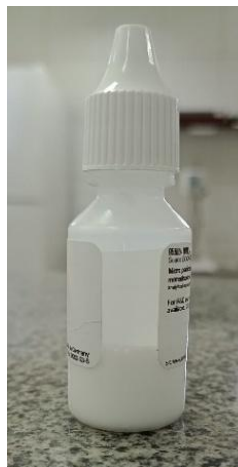


Fonte: Autora (2025).

4.3 Caracterização e preparo da solução monodispersa de microplásticos de poliestireno

O material usado nos ensaios obtido através de foi uma solução padrão monodispersa de poliestireno (Figura 13) com diâmetro de partícula de 500 nm, com concentração de 20 (g/mL) de microplásticos de poliestireno (Sigma-Aldrich, 95585). A imagem da solução padrão monodispersa pode ser encontrada abaixo:

Figura 13 – Solução padrão monodispersa de microplástico de poliestireno



Fonte: Autora (2025).

Para o preparo das soluções utilizadas em todos os ensaios, foram retiradas alíquotas da solução padrão e realizada diluições utilizando água de osmose com pH ajustado

para as condições de trabalho. A concentração de MP utilizada nesse trabalho foi de 8 mg/L e se baseou na faixa de concentração estudada por Ramirez Arenas et al. (2021) e Zhou (2022) que avaliou a remoção de microplásticos de poliestireno utilizando carbono ativado comercial e carbono ativado modificado com cobre e níquel respectivamente.

4.3.1 Microscopia eletrônica de varredura (MEV)

Para ensaio de microscopia eletrônica de varredura foi preparada uma solução de microplásticos de poliestireno em água com concentração de 8 mg/L, a partir da solução padrão monodispersa de poliestireno (20 g/mL). Após o preparo a solução foi gotejada em stub disponibilizado pela Central Analítica e foi aguardado a evaporação da água da amostra de modo que apenas as partículas microplásticas ficassem retidas na superfície do stub. Esse processo foi repetido três vezes para garantia de material suficiente para leitura no equipamento.

A microscopia eletrônica de varredura foi realizada na Central Analítica da Universidade Federal do Ceará utilizando o equipamento Quanta 450 FEG. Foram realizadas análises nas seguintes magnificações: 5 000x, 15 000x e 60 000.

4.3.2 Potencial de carga zero (PCZ)

Para a análise do potencial de carga zero foram preparadas soluções de microplásticos de poliestireno de 8 mg/L a partir da solução padrão monodispersa de poliestireno. As soluções foram preparadas com pH 2, 4, 6, 8, 10, 12 e 14 para isso, o pH da água de osmose foi ajustado com HCl 0,1 M e NaOH 0,1M.

A análise de potencial de carga zero foi realizada na Embrapa utilizando o equipamento Zetasizer Nano ZS marca Malvern (Figura 14).

Figura 14 – Zetasizer Nano ZS



Fonte: Autora (2025).

4.3.3 Espectroscopia de infravermelho com transformada de Fourier (FTIR)

A análise de FTIR foi realizada no Laboratório de Alta Pressão (LAP) que faz parte do Grupo de Pesquisa em Termofluidodinâmica Aplicada (GPTA). Para a análise foi preparada uma solução de 8 mg/L de microplásticos de poliestireno a partir da solução padrão monodispersa de microplásticos de poliestireno, a análise foi realizada utilizando o equipamento Agilent Cary 630.

4.3.4 Curva de calibração

A determinação da concentração inicial e após o processo de adsorção foi realizada utilizando um turbidímetro (Figura 15) (Hanna, modelo: HI-98703), assim se mostrou necessária a construção de curvas de calibração utilizando o equipamento.

Figura 15 – Turbidímetro Hanna HI-98703



Fonte: Autora (2025).

Para a construção das curvas de calibração para avaliação da concentração de microplásticos de poliestireno foram preparadas soluções a partir da solução padrão monodispersa de microplásticos de poliestireno com as seguintes concentrações: 0 a 24 mg/L e foram realizadas as leituras das soluções preparadas.

4.4 Ensaio de adsorção

4.4.1 Estudo cinético de adsorção

Os ensaios de adsorção foram realizados empregando três concentrações de adsorvente (2,5; 5,0 e 10,0 g/L), pH (4; 7 e 10) e concentração fixa de microplásticos de 8 mg/L. Os ensaios foram realizados utilizando volume reacional de 10 mL em um Erlenmeyer de 50 mL, sem a presença de luz, a 25 °C e rotação de 150 rpm.

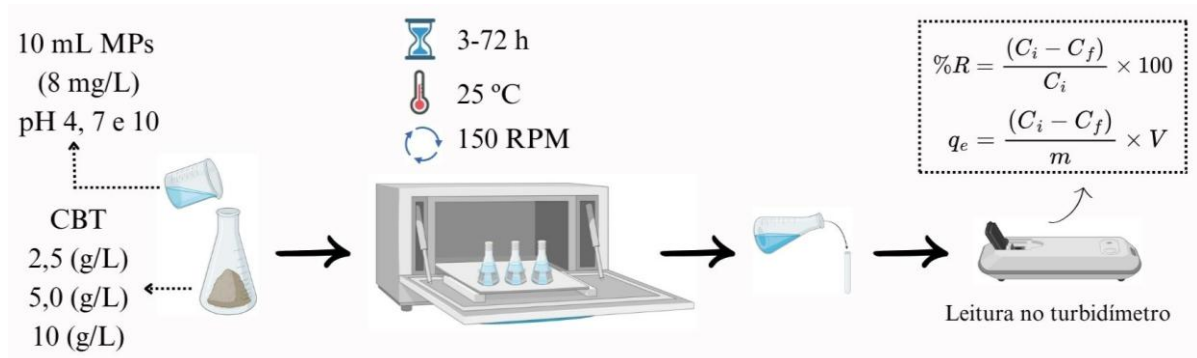
Inicialmente, foi realizada a pesagem da massa de adsorvente necessária para o ensaio, o material pesado foi adicionado no Erlenmeyer, em seguida, foi adicionada 10 mL da solução de microplásticos de poliestireno com concentração de 8 mg/L e pH 4,0. O mesmo procedimento foi realizado para pH 7 e 10.

O Erlenmeyer foi colocado em Shaker (Tecnal, modelo: TE-424), sem a presença de luz. O tempo dos ensaios variaram de 3 a 72h. Para os ensaios utilizando CBT-PD02, foi realizado a análise do controle, que consistiu em ensaio contendo apenas o adsorvente e água de osmose com mesmo pH utilizado nos ensaios contendo microplásticos. Nos experimentos com os demais adsorventes o controle não foi necessário. Todos os experimentos foram realizados em duplicata.

Após o tempo de ensaio foi feita a retirada do sobrenadante e realizada leitura da amostra em turbidímetro. O fluxograma geral do ensaio de cinética é apresentado na Figura 16.

A leitura da amostra após a adsorção é subtraída da leitura realizada do controle, buscando diminuir o efeito do carvão na quantificação dos microplásticos, uma vez que as partículas suspensas de carvão fragmentado podem interferir na leitura da turbidez da amostra.

Figura 16 – Fluxograma geral do ensaio de cinética de adsorção



Fonte: Elaborado pela Autora (2025).

A eficiência de remoção de microplásticos de poliestireno utilizando todos os adsorventes, foi determinada a partir da concentração inicial e da concentração final de microplásticos, utilizando a Equação 19.

Para a determinação da quantidade de material adsorvido foi utilizado a Equação 14.

$$\%R = \frac{(C_i - C_f)}{C_i} 100 \quad (Eq. 19)$$

Onde:

C_i : Concentração inicial de microplásticos;

C_f : Concentração final de microplásticos;

Para avaliação do melhor modelo cinético que descreve o sistema foi utilizado a Equação 20 que relaciona o valor encontrado pelo modelo e o valor experimental, descrita abaixo:

$$\text{Erro S. D} = \text{Média (desvio padrão (qt(experimental); qt(modelo)))} \quad (Eq. 20)$$

4.4.2 Isotermas de adsorção

Para a realização do estudo da isoterma foi feito um procedimento semelhante ao procedimento do estudo da cinética, porém para o ensaio de isoterma a concentração do adsorvente é mantida constante enquanto várias concentrações iniciais de adsorvato são avaliadas. As condições experimentais foram as mesmas do estudo de cinética e o tempo de ensaio foi de 54 horas, determinado anteriormente através do tempo de equilíbrio. As concentrações iniciais de adsorvato foram: 3 a 24 (mg/L) para o ensaio utilizando CBT-FeT6 e

8 a 40 mg/L para ensaio utilizando CBT-PD02. Após o tempo de ensaio, foi determinada a concentração do adsorvato em cada Erlenmeyer, assim como no ensaio de cinética.

A partir dos resultados, foram plotados gráficos relacionando a concentração do adsorvato na fase líquida (concentração de adsorvato na solução) e na fase sólida (capacidade de adsorção).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

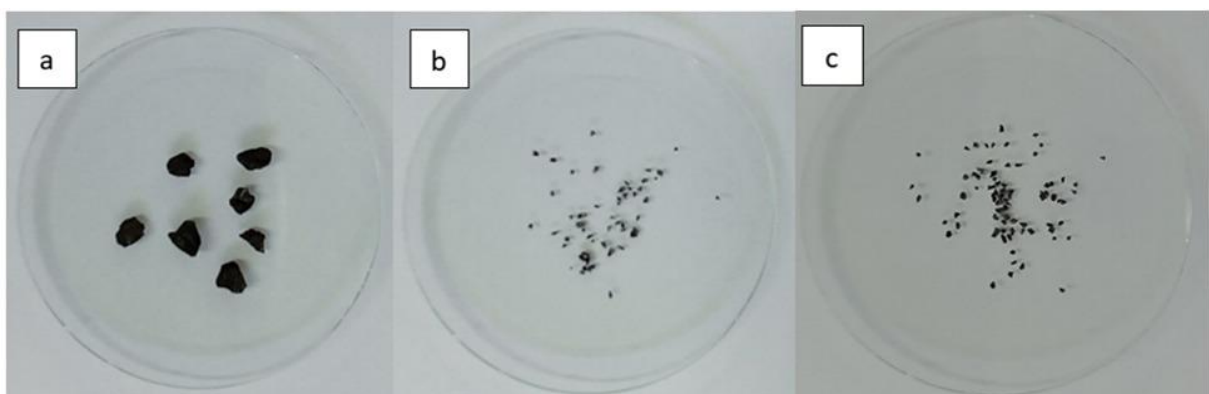
5.1 Preparo do adsorvente para uso nos ensaios

O preparo do adsorvente foi dividido em duas etapas, na primeira foi realizada processos de padronização e lavagem e na segunda etapa foi realizado processos de impregnação de modo a potencializar a eficiência de remoção de microplásticos de poliestireno.

5.1.1 Padronização da granulometria do carbono e lavagem

O processo de padronização do carbono foi fundamental para a garantia da concentração de adsorvente necessária nos ensaios, tendo em vista que o Carbon BT *in natura* (Figura 17a) apresenta granulometria variável de 0,595 a 2,38 mm o que dificultava a pesagem. Além disso, a garantia de uma faixa granulométrica mais restrita auxilia na padronização da área externa disponível para o processo de adsorção, já que a área do adsorvente é um dos fatores que influenciam no processo de adsorção (Nascimento et al. 2020).

Figura 17 – Adsorvente Carbon BT: a) CBT in natura, b) CBT-PD01, c) CBT-PD02.



Fonte: Autora (2025).

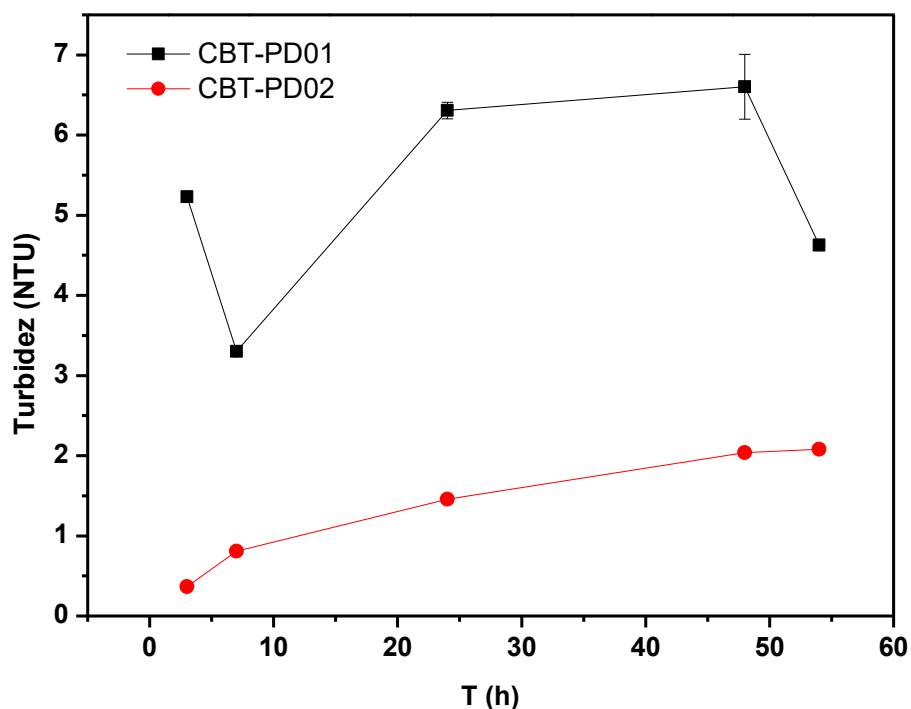
É visualmente, possível perceber o aumento da uniformidade do tamanho e formato do carbono após processos de padronização (Figura 17), mesmo após os processos o carbono manteve a cor e o brilho, característica que muda após os processos de impregnação.

Para garantir a granulometria adequada, foi necessário lavar o carbono com ácido clorídrico (0,1M) para remover as cinzas. Isso ocorreu porque o uso do CBT-PD01 (Figura 17b) não apresentava valores de turbidez constantes ou lineares no controle (carbono e água), como mostrado no Gráfico 2. Essa irregularidade prejudicaria a quantificação dos microplásticos, já

que a turbidez do controle é subtraída da leitura da turbidez após a adsorção, essa etapa é realizada para eliminar a influência do carbono nas leituras.

Após a lavagem com ácido clorídrico (0,1 M), foi possível observar um aumento gradual nos valores de turbidez ao longo do tempo, conforme esperado, devido à fragmentação de partículas do carbono ativado durante a agitação, que permanecem suspensas na água. No entanto, ao contrário do observado com o CBT-PD01, as leituras realizadas com o CBT-PD02 (Figura 17c) apresentaram uma tendência linear de valores de turbidez e inferiores aos registrados com CBT-PD01, conforme mostrado no Gráfico 2. Por conta disso, o material CBT-PD02 foi escolhido para os ensaios de adsorção e os processos de impregnação.

Gráfico 2 – Turbidez do controle em função do tempo. Concentração de adsorvente de 5,0 g/L, 150 RPM, 25 °C.

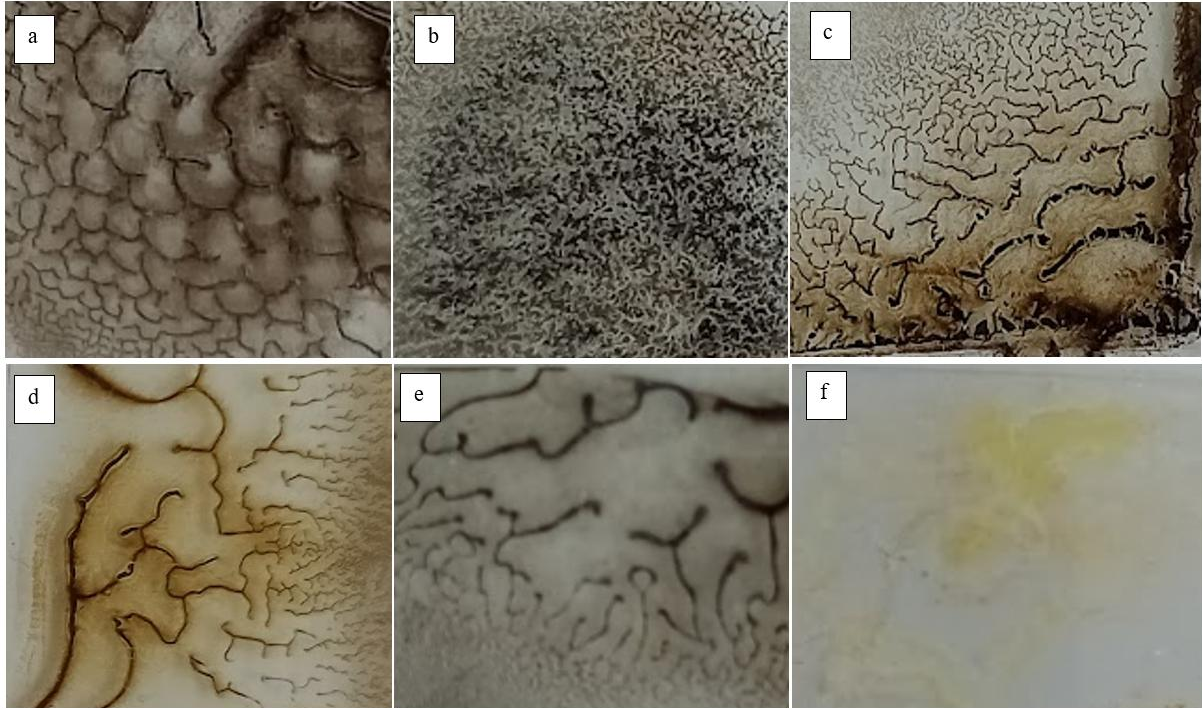


Fonte: Elaborado pela autora (2025).

5.1.2 Processos de impregnação

Foram avaliados seis processos diferentes de impregnação com óxido de ferro, alguns deles formam óxidos com características distintas. As imagens apenas dos óxidos formados nos processos de impregnação são apresentadas na Figura 18. Elas foram realizadas utilizando câmera fotográfica para captura do sobrenadante, composto pelo óxido (pó) em água em cada um dos processos de impregnação.

Figura 18 – Fotografia dos óxidos de ferro formados durante os processos de impregnação. a) T1; b)T2; c)T3; d)T4; e)T5; f)T6



Fonte: Autora (2025).

Para estabelecer o melhor método, foi avaliado primeiramente a eficiência de remoção de MPS em ensaio de 24 h, em seguida, foi verificado como o pH variou durante o processo e o volume de efluente gerado em cada método, valores são apresentados na Tabela 11. Os valores negativos de eficiência de remoção utilizando as amostras CBT-FeT4 e CBT-FeT5 se deram provavelmente pelo desprendimento de material do adsorvente na solução, nessas amostras não foi possível verificar a presença de óxido de ferro erodido a olho nu.

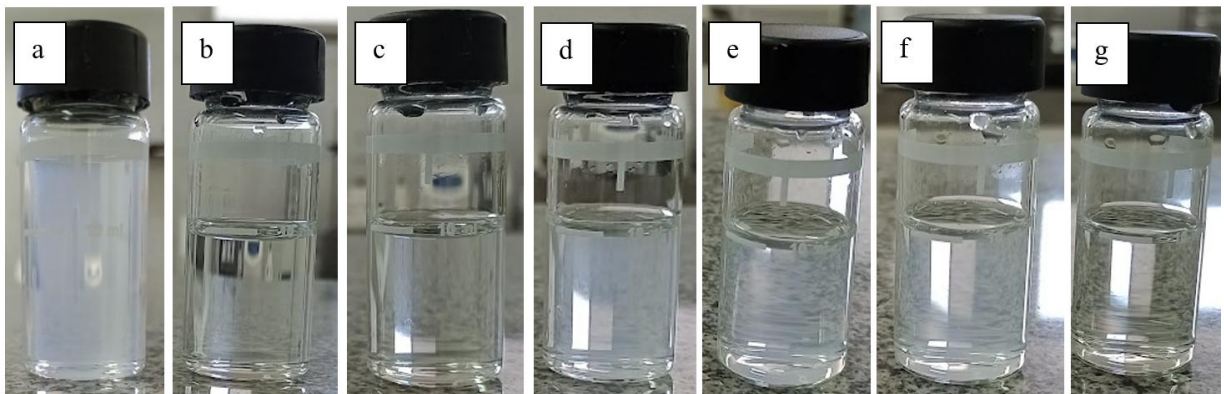
Tabela 11 – Fatores avaliados no do processo de impregnação

Impregnação	%R	Desvio padrão (%R)	pH inicial	pH final	Volume de efluente (mL)	Observações ao fim das 24 horas
CBT-FeT1	92,60	5,81	4,01	6,33	1500	Presença de bolha amarelada, indicando presença de óxido de ferro disperso em solução
CBT-FeT2	89,46	3,04	4,01	5,93	1500	Sobrenadante amarelado, indicando presença de óxido de ferro disperso em solução
CBT-FeT3	1,27	0,21	4,01	6,95	110	Não apresentou remoção aparente
CBT-FeT4	-2,37	5,05	4,01	6,97	110	Não apresentou remoção aparente
CBT-FeT5	-0,91	3,16	4,01	7,20	110	Aspecto límpido, sem presença de óxido de ferro aparente
CBT-FeT6	89,95	4,66	4,01	3,65	400	Aspecto límpido, sem presença de óxido de ferro aparente

Fonte: Autora (2025).

O aspecto visual da solução sobrenadante após o processo de remoção é apresentado na Figura 19, as variações entre a amostra inicial e as amostras que não apresentaram eficiência de remoção, se dá por causa do horário diferente em que as imagens foram tiradas, sendo influenciada fortemente pela luz natural.

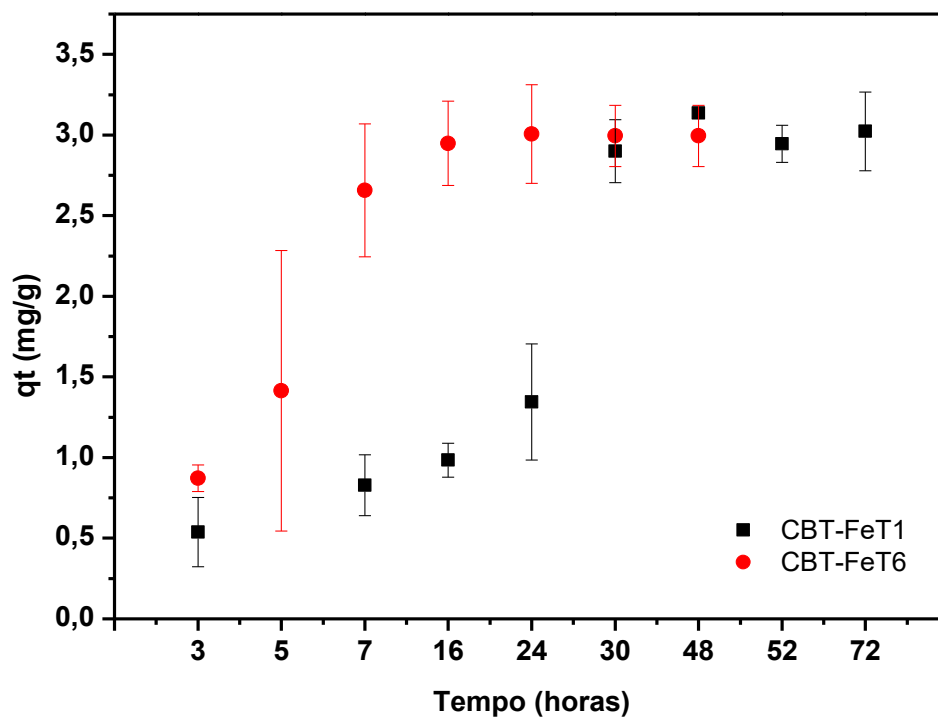
Figura 19 – Aspecto visual das soluções inicial e após o processo de remoção. a) Solução inicial contendo MPS; b) T1; c) T2; d) T3; e) T4; f) T5; g) T6.



Fonte: Autora (2025).

Avaliando os resultados encontrados foram escolhidos os métodos T1 e T6 para avaliação posterior, que consistiu em um breve ensaio de cinética de 3 a 48 h para avaliar o tempo de equilíbrio e determinar o método de impregnação a ser utilizado para os demais ensaios. O resultado do teste demonstrou que o material impregnado T6 apresenta um tempo de equilíbrio menor e eficiência de remoção semelhante ao encontrado em T1 (Gráfico 3). Além disso, o processo de impregnação T6 requer um tempo experimental bem menor que o processo de impregnação T1. Dessa forma, o método de impregnação escolhido foi o T6 por apresentar alta eficiência de remoção, baixa variação de pH e baixo volume de efluente gerado em comparação com o método T1 e da não presença de desprendimento de material nos ensaios preliminares.

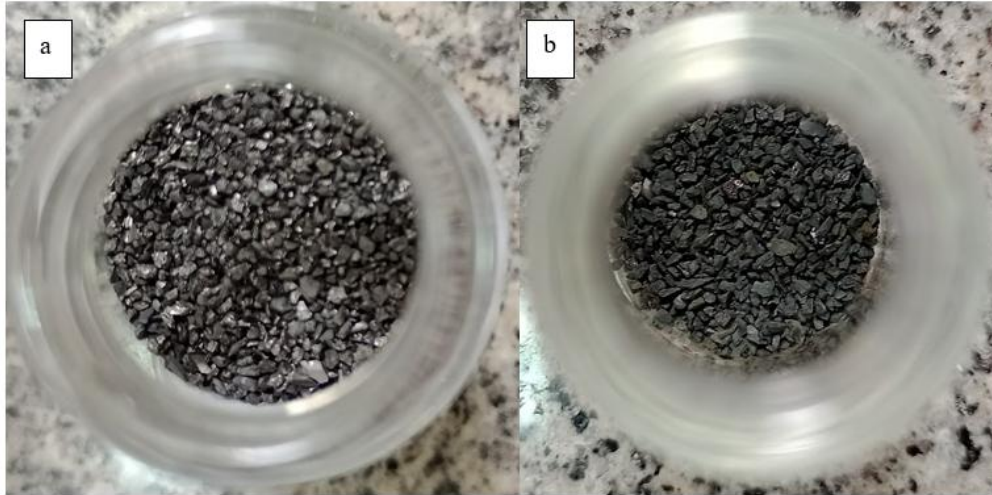
Gráfico 3 – Capacidade de adsorção em função do tempo para CBT-FeT1 e CBT-FeT6. Condições: concentração do microplástico: 8 mg/L, temperatura 25 °C, rotação de 150 RPM.



Fonte: Autora (2025).

Uma importante característica que sofreu modificação com o processo de impregnação foi o brilho do CBT. Após sofrer o processo de impregnação 6, ele apresentou opacidade conforme Figura 20. O material resultante dessa etapa (CBT-FeT6) foi armazenado em dessecador e utilizado para os estudos posteriores.

Figura 20 – Adsorvente antes e após o processo de impregnação. a) CBT-PD02; b) CBT-FeT6



Fonte: Autora (2025).

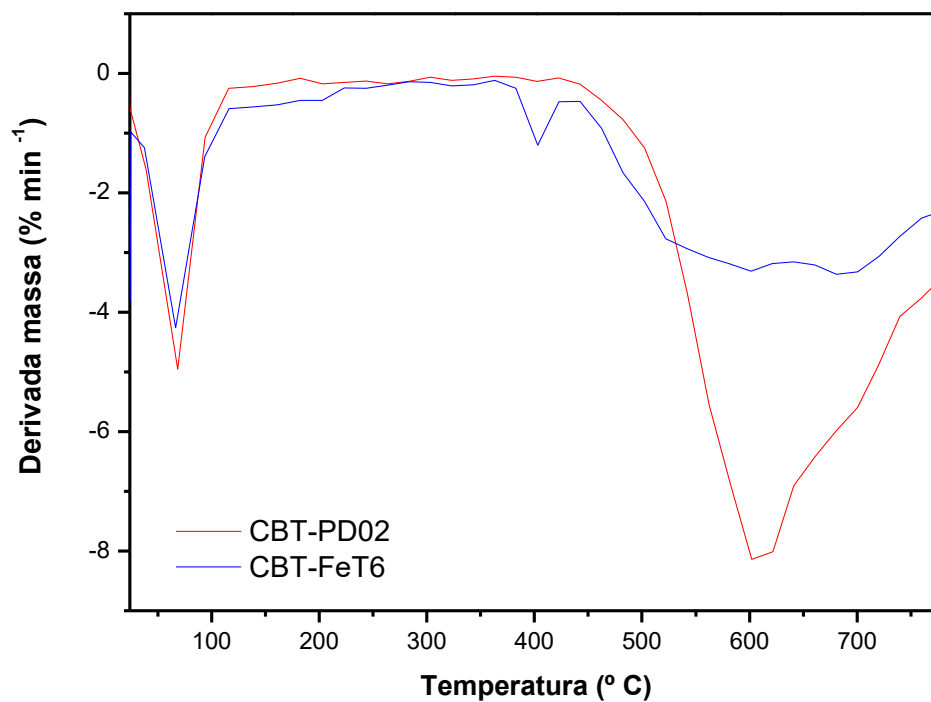
5.2 Caracterizações

5.2.1 Análise Termogravimétrica (TGA)

As curvas termogravimétricas (TG) e termogravimétrica diferencial (DTG) das amostras CBT-PD02 e CBT-FeT6 são apresentadas abaixo. Os materiais apresentaram diferenças, principalmente em relação a curva termogravimétrica diferencial. Ambas amostras, apresentam perda inicial até 150 °C (Gráfico 4), atribuídas a presença de água presente na superfície desses materiais (Subair et al., 2024).

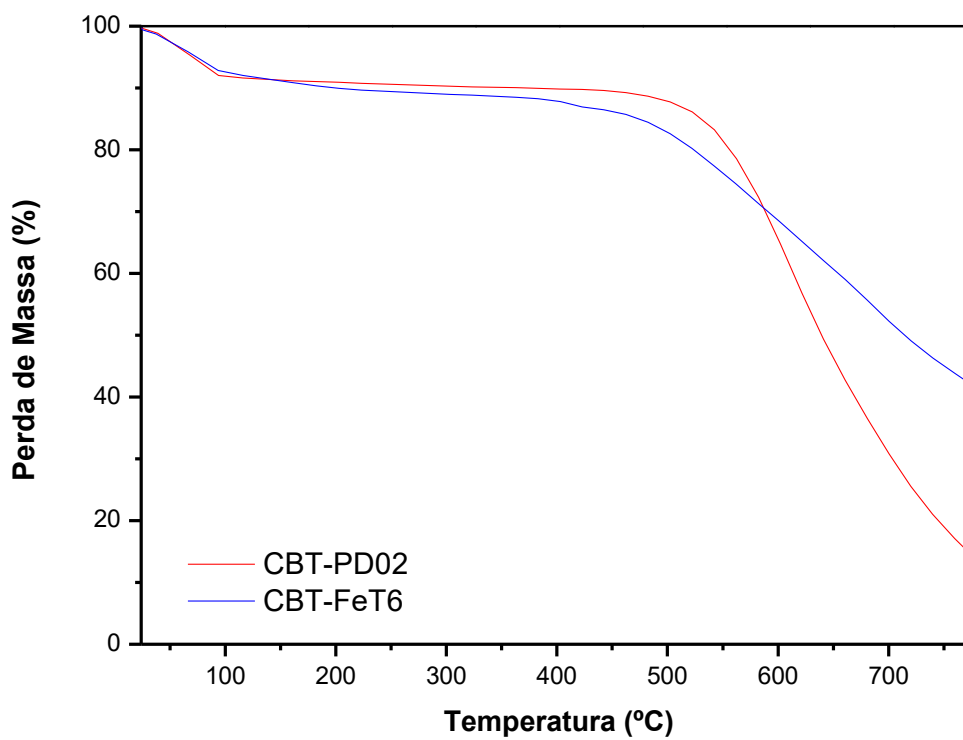
A amostra de CBT-PD02 apresentou uma perda de massa total de cerca de 86 %, enquanto a amostra CBT-FeT6 apresentou uma perda de massa de 59 % (Gráfico 5), indicando que a presença de óxidos de ferro proporcionou maior estabilidade térmica ao material. A principal etapa de degradação térmica ocorreu entre 450 a 600 °C, semelhante ao avaliado por (Jain et al., 2018) que também avaliou óxido de ferro. Além disso, a curva de DTG do CBT-PD02 apresentou uma degradação mais acentuada, enquanto a curva para o CBT-FeT6, apresentou uma degradação mais suave e distribuída.

Gráfico 4 – Análise Termogravimétrica diferencial (DTG), CBT-PD02 e CBT-FeT6



Fonte: Autora (2025).

Gráfico 5 – Curvas termogravimétricas (TGA), CBT-PD02 e CBT-FeT6



Fonte: Autora (2025).

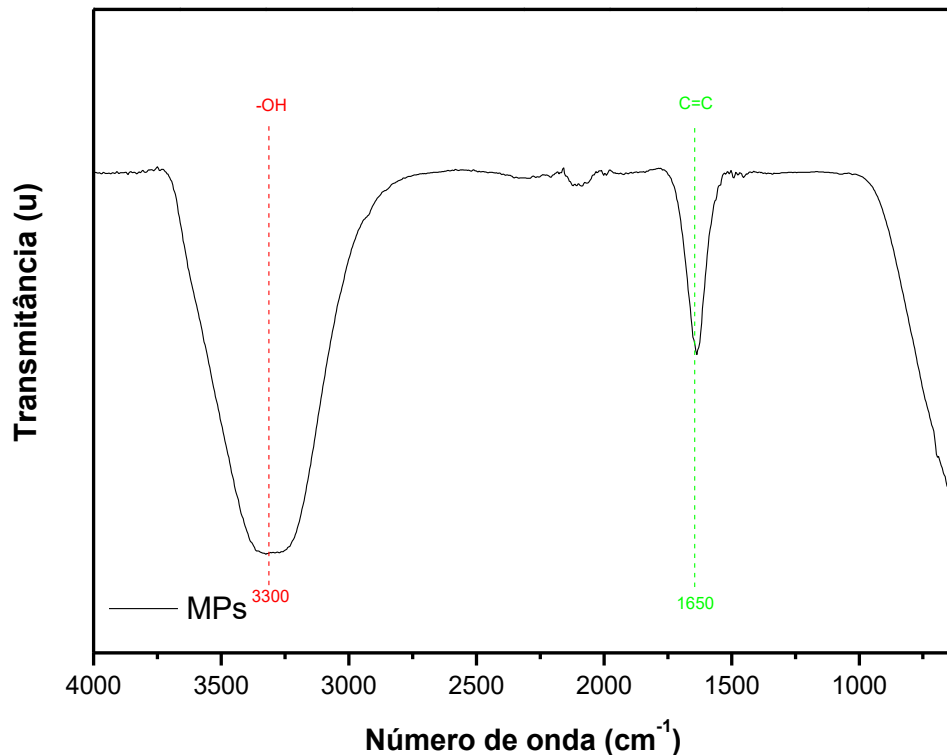
5.2.3 Espectroscopia de infravermelho com transformada de Fourier (FTIR)

5.2.3.1 Microplástico de Poliestireno

A análise por espectroscopia no infravermelho por transformada de Fourier (FTIR) da solução de microplásticos de poliestireno, é apresentada no Gráfico 6. O espectro mostrou bandas significativas em 3300 cm^{-1} e 1628 cm^{-1} .

A banda em 3300 cm^{-1} é atribuída à vibração de estiramento das ligações O-H, relacionadas a presença de água, o que vai de consonância com o uso da água na preparação da solução de poliestireno. Essa banda também pode representar o alongamento do anel aromático presente na estrutura do poliestireno. Já a banda em 1628 cm^{-1} pode estar relacionada tanto a presença de água quanto a estiramentos do agrupamento C=C (alcenos), em conformidade com a estrutura da molécula de estireno. Os resultados na análise se assemelharam ao encontrado por Ismanto et al. (2023) em sua avaliação de material semelhante.

Gráfico 6 – FTIR da solução de microplásticos de poliestireno 500 nm

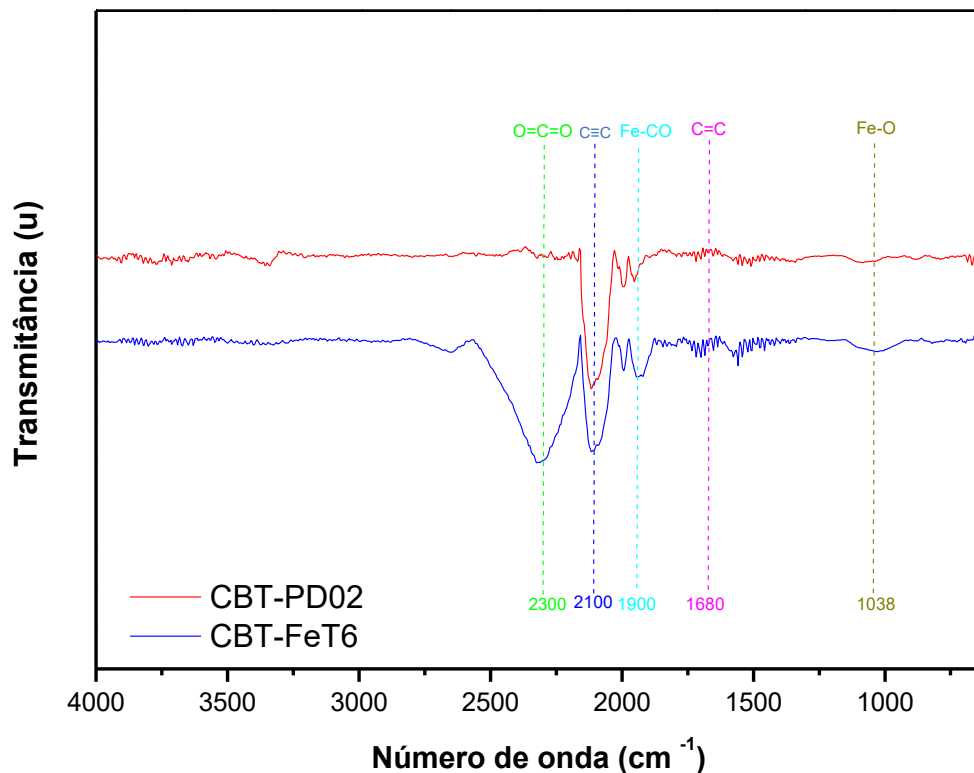


Fonte: Autora (2025).

5.2.3.2 Adsorventes

No Gráfico 7, são apresentadas a análise de FTIR para o CBT-PD02 e CBT-Fe. A banda apresentada em 1680 cm^{-1} ocorre devido a presença de alceno aromático (C=C) ou carbonilas conjugadas, compatíveis com a estrutura do carbono ativado (Subair et al., 2024). A presença de ferro na amostra de CBT-FeT6 pode ser representada por uma banda em 2300 cm^{-1} atribuída ao estiramento assimétrico do dióxido de carbono (O=C=O), indicando a presença de CO_2 adsorvido, provavelmente estabilizado pelos óxidos presentes na superfície e que não é presente no CBT-PD02 (Coenen et al., 2018). Além disso, as bandas mais acentuadas no CBT-FeT6 em 2100 e 1900 cm^{-1} podem estar relacionadas à presença de grupos $\text{C}\equiv\text{C}$ (Bao, et al., 2025) e a ligações metal-carbono (Fe-CO) (Muhammad et al., 2018) respectivamente, indicando interações químicas entre o ferro impregnado e grupos funcionais carbonáceos. É possível perceber também uma acentuação da banda em 1038 cm^{-1} no CBT-FeT6, sendo um indicativo da presença de ferro por meio do alongamento Fe-O (Ahmed et al., 2023).

Gráfico 7 – FTIR dos adsorventes

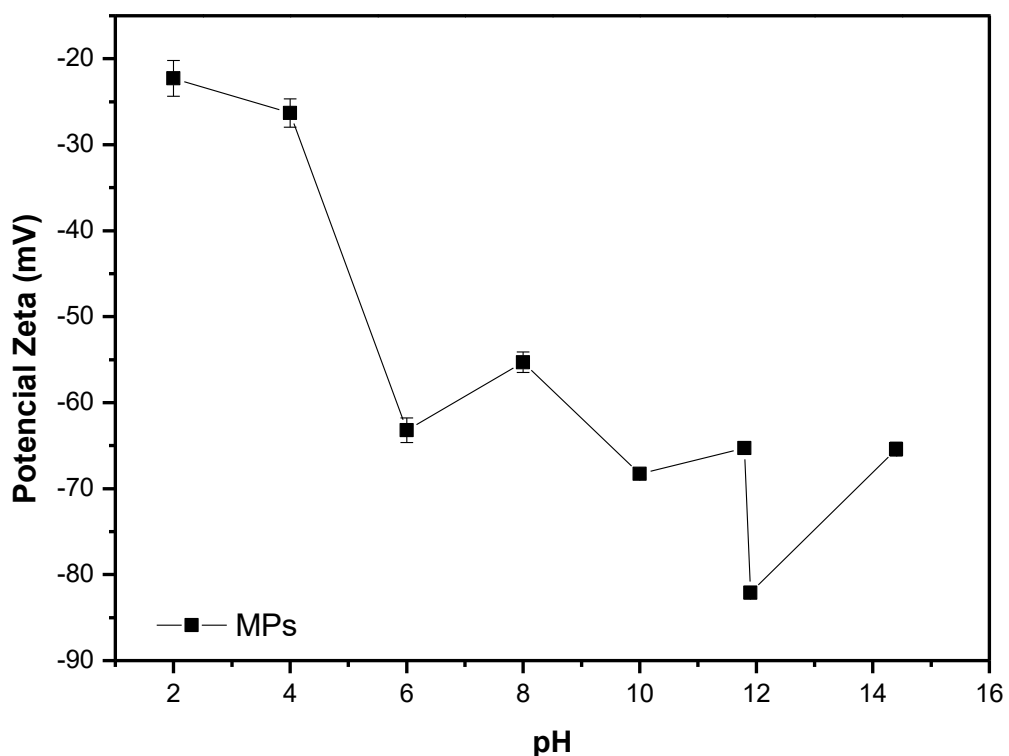


Fonte: Autora (2025).

5.2.3 Potencial de carga zero (PCZ)

A carga superficial da solução de microplásticos de poliestireno foi negativa em toda a faixa de pH avaliada (Gráfico 8). Esse comportamento já era esperado conforme estudos de Xing et al (2023) e Ganie et al (2021) e se assemelhou bastante com o perfil encontrado por Liu et al. (2021b), com apenas uma modificação no valor encontrado no pH=6, que saiu um pouco do perfil linear, porém esse perfil também foi observado por Xing et al. (2023). Após no pH 14, ocorreu um leve aumento no valor do potencial zeta, porém este se manteve negativo.

Gráfico 8 – Potencial de carga zero da solução de microplásticos de poliestireno (8 mg/L)

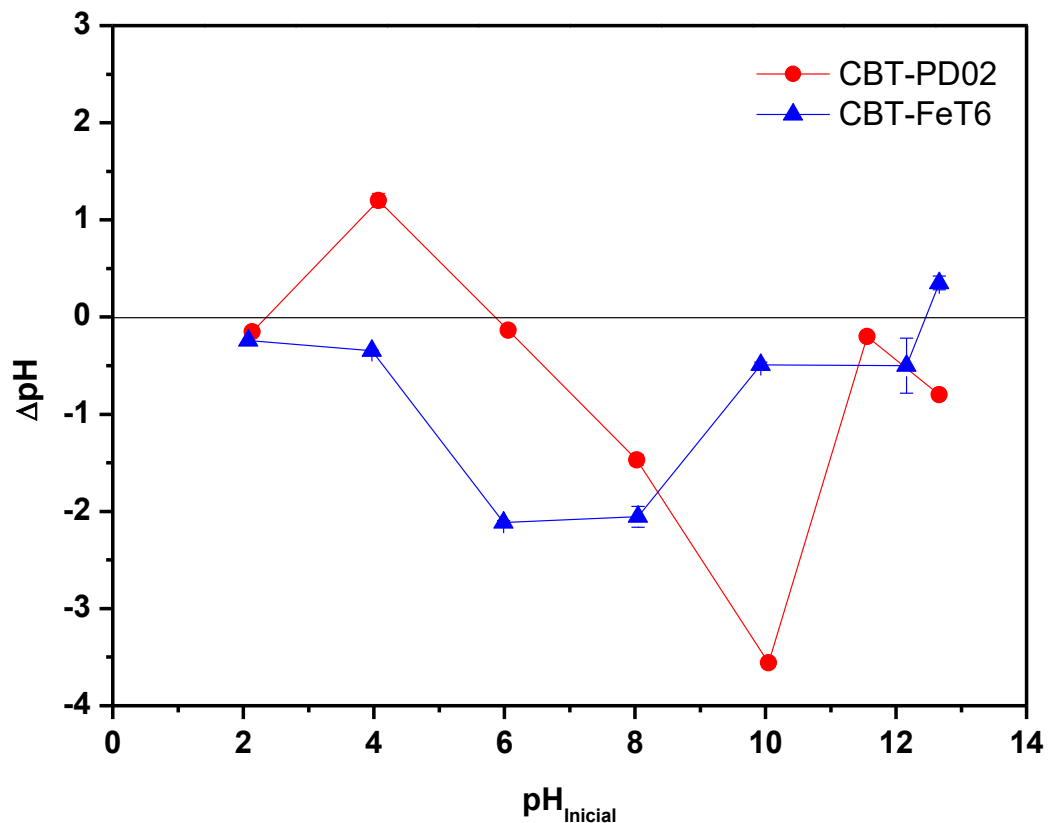


Fonte: Autora (2025).

A análise (Gráfico 9) mostrou uma variação significativa entre os dois materiais, principalmente na faixa de pH de 2-6, onde o CBT-PD02 apresentou carga positiva, enquanto o CBT-FeT6 apresentou carga negativa. A diferença também se destaca no último ponto apresentado no gráfico, onde o CBT-PD02 apresenta carga negativa, já o CBT-FT6 e carga positiva. Esse comportamento indica que a modificação com óxido de ferro pode ter introduzido grupos funcionalizados mais ácidos na superfície do adsorvente, como mostrado no FTIR. Assim, a correlação entre os dados de FTIR e PCZ indicam que a impregnação com óxido de ferro não apenas alterou a composição superficial, mas também modificou o comportamento

ácido-base do material, o que pode influenciar diretamente sua eficiência em processos de adsorção eletrostaticamente mediados (Nascimento et al., 2020), além de indicar a atuação de outros efeitos onde a carga do adsorvente-adsorvato são as mesmas, porém ainda ocorrendo remoção do contaminante.

Gráfico 9 – Potencial de carga zero, CBT-PD02 e CBT-FeT6



Fonte: Autora (2025).

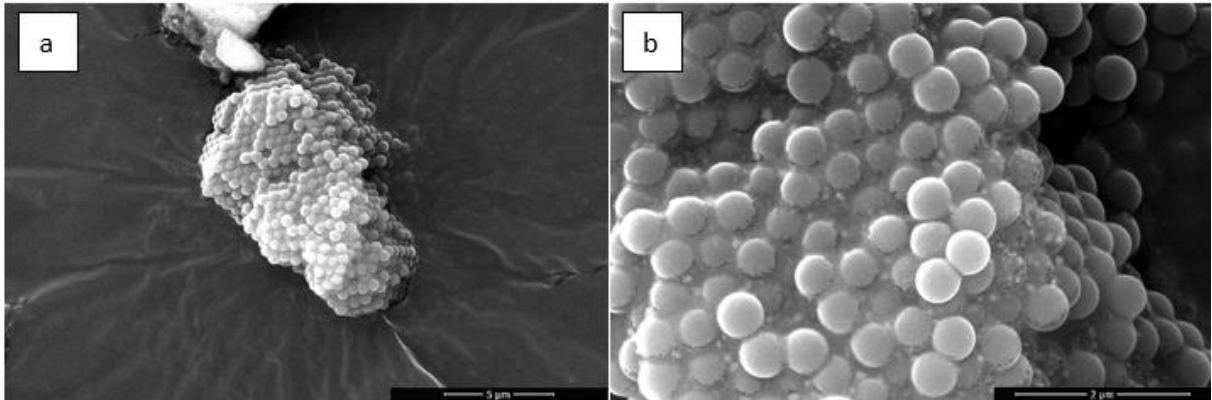
5.2.4 Microscopia eletrônica de varredura (MEV)

5.2.4.1 Microplástico de poliestireno

A Figura 21, apresenta a caracterização morfológica dos microplásticos de poliestireno, revelando partículas esféricas regulares com diâmetro uniforme de 500 nm (determinado no próprio equipamento durante a análise). A ausência de poros e integridade das partículas (Figura 21b) é um indicativo na natureza polimérica do material, mantida mesmo preservada após processo de secagem para a análise. O aspecto morfológico foi semelhante ao

encontrado por Ramirez Arenas (2021) e Zhou (2022). Foi possível perceber o formato regular e não são observadas variações visíveis do diâmetro, com diâmetro médio de 500 nm conforme especificado pelo fabricante e verificado por meio do próprio equipamento de MEV.

Figura 21 – Microscopia eletrônica de varredura da solução de microplásticos de PS. a) magnificação 15000x; b) magnificação 60000x



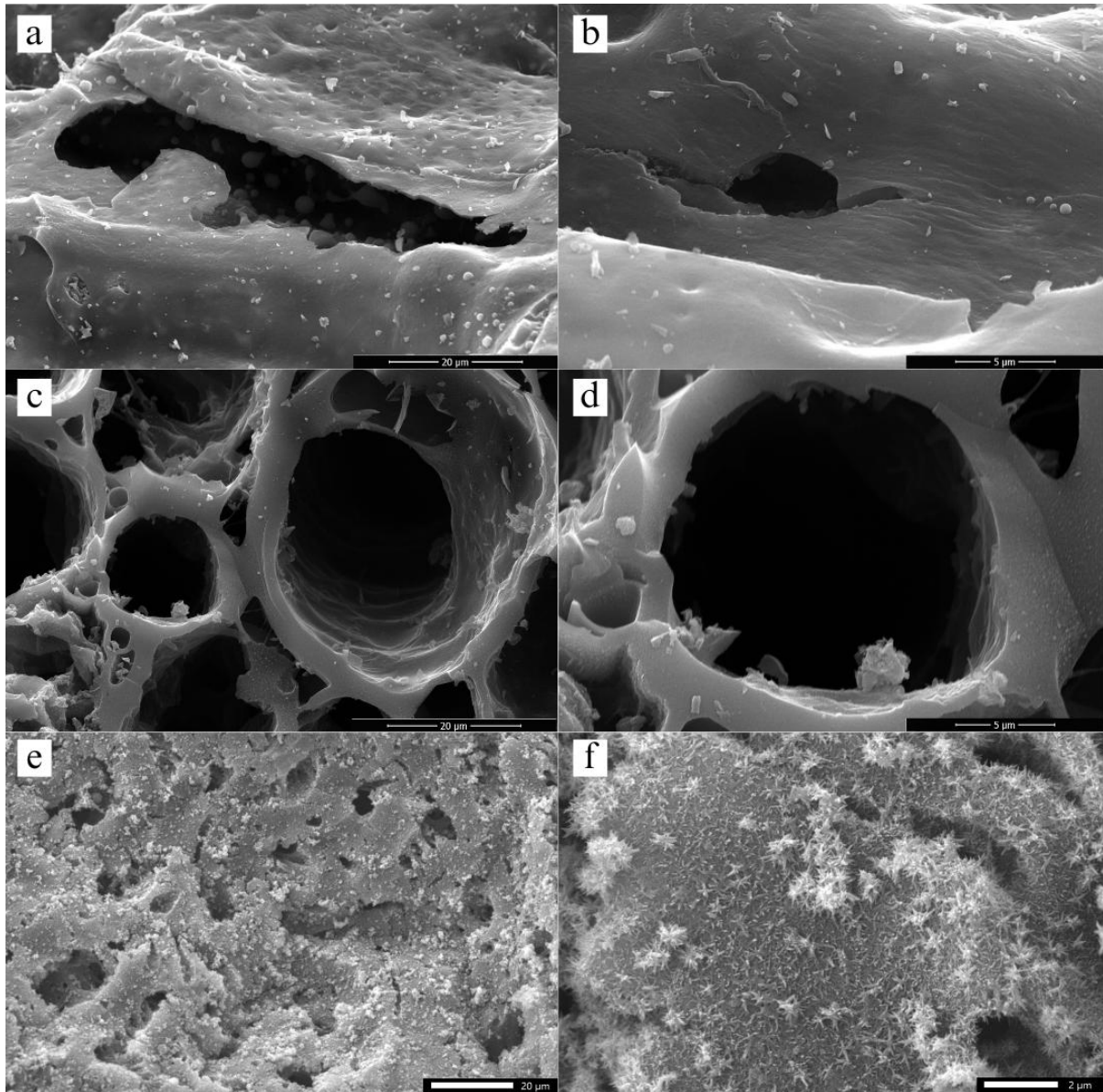
Fonte: Autora (2025).

5.2.4.2 Adsorvente

Por meio das análises de MEV do adsorvente foi possível perceber que a superfície do CBT-PD01 é pouco rugosa, com a presença de alguns grãos espalhados e pouca presença de poros (Figura 22a e Figura 22b). Ao aplicar processos de lavagem ácida, foi promovida a limpeza dos poros e da superfície, fato reforçado pela quantidade de carbono e foi disperso na água de lavagem. As Figuras 22c e 22d, mostram que o CBT-PD02 possui estrutura porosa, com macroporos de cerca de 10 a 15 μm aproximadamente, estimados por meio da avaliação da escala. Uma superfície limpa e com elevada área superficial por conta da presença dos poros, fornecendo uma área adicional para as partículas se adsorverem.

Já na Figura 22e e 22f o CBT-FeT6 apresenta de partículas finas recobrimo a superfície, com uma estrutura em formato acicular, característica semelhante a encontrada por Lahuri (2023). Essa modificação altera significativamente a morfologia superficial do adsorvente, reduzindo a disponibilidade dos poros originais e possivelmente promovendo o surgimento de novos sítios, impactando no comportamento adsorptivo do material. Essa modificação também corrobora com os resultados encontrados no FTIR e PCZ do material após processo de impregnação.

Figura 22 – Microscopia eletrônica de varredura dos adsorventes. a) CBT Magnificação 5000x; b) CBT Magnificação 15000x; c) CBT-PD02 Magnificação 5000x; d) CBT-PD02 Magnificação 15000x; e) CBT-FeT6 Magnificação 950x; f) CBT-FeT6 Magnificação 8500x



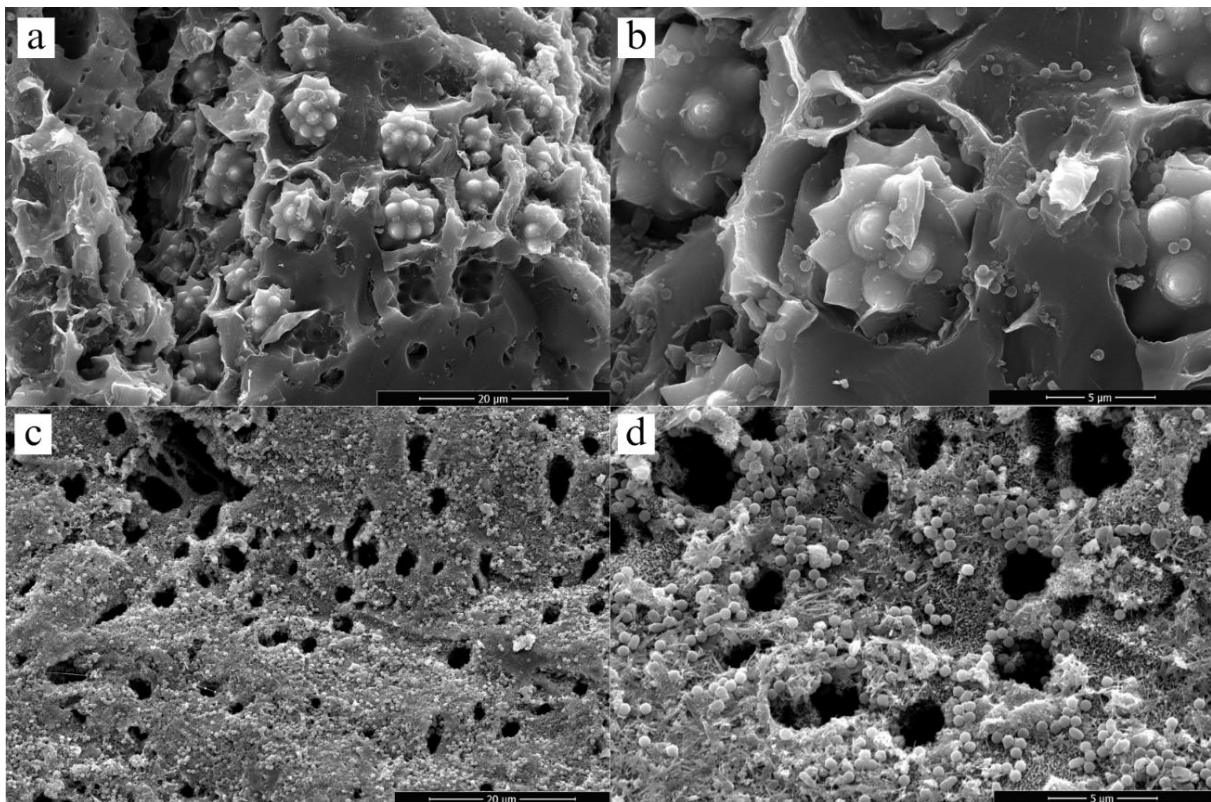
Fonte: Autora (2025).

5.2.4.2 Adsorvente após processos de adsorção

A presença partículas esféricas, relativas à microplásticos de poliestireno, foram observadas na superfície do CBT-PD02. Através das imagens de MEV, foi possível verificar pouca presença de MPS na superfície e no interior do poro ao final de 72h de ensaio (Figura 23 e b), com concentração de adsorvente de 2,5g/L e MPs de 8 mg/L. Por outro lado, nas Figuras 23c e 23d, é possível perceber uma quantidade expressiva de partículas esféricas aderidas à

superfície do material modificado. Essa quantidade sugere uma maior afinidade do adsorvente modificado com os microplásticos de poliestireno, resultado possivelmente da ação conjunta de mecanismos de interação hidrofóbica e complexação superficial (Wang et al., 2024), já que no pH 4 as cargas superficiais do adsorvato (MPs) e adsorvente modificado (CBT-FeT6) são ambas negativas.

Figura 23 – Microscopia eletrônica de varredura dos adsorventes após adsorção em pH 4,0. a) CBT Magnificação 5000x; b) CBT Magnificação 15000x; c) CBT-Fe Magnificação 5000x; d) CBT-Fe Magnificação 1500x



Fonte: Autora (2025).

5.3 Curva de calibração

A construção da curva de calibração foi fundamental para a determinação da concentração de microplásticos antes e após os ensaios de adsorção. Ela permitiu a conversão de medidas de turbidez em NTU para unidades de concentração em mg/L. Para as concentrações trabalhadas foi necessária a construção de duas curvas de calibração, uma para altas concentrações e outra para baixas concentrações (Anexo A) de modo que as equações da reta representassem de maneira satisfatória as concentrações estabelecidas.

Os coeficientes R^2 das curvas foram ambos acima de 0,99 e através das curvas foi

possível determinar uma equação da reta que relaciona a concentração em função da turbidez. A aplicação das equações é feita de acordo com a leitura da turbidez, leituras abaixo de 16 NTU utilizam a equação para baixas concentrações, acima desse valor é utilizada a equação para altas concentrações. As equações são representadas abaixo:

Para baixas concentrações:

$$\text{Concentração } \left(\frac{mg}{L}\right) = 0,2485 * (\text{leitura (NTU)}) + 0,0119 \quad (\text{Eq. 21})$$

Para altas concentrações:

$$\text{Concentração } \left(\frac{mg}{L}\right) = 0,1438 * (\text{leitura (NTU)}) + 2,445 \quad (\text{Eq. 22})$$

5.4 Ensaio de adsorção

5.4.1 Estudo da cinética e capacidade de adsorção

Inicialmente, foram realizados estudos da cinética de adsorção, avaliando a variação da capacidade de adsorção ao longo do tempo, com o objetivo de verificar a influência das modificações e do pH no desempenho dos adsorventes.

A partir dos dados de capacidade de adsorção (q) do CBT-PD02 (Gráfico 10), foi observado que a adsorção dos MPs é rápida no início (3 a 24 horas) e então cresce lentamente até alcançar o equilíbrio, cujo tempo necessário foi de aproximadamente 30 horas para todas as condições avaliadas. Em relação a capacidade de adsorção, esta diminuiu com o aumento da concentração do adsorvente, isso ocorre devido à maior disponibilidade de sítios ativos e uma menor quantidade adsorvida por grama de adsorvente (Zhou, 2022).

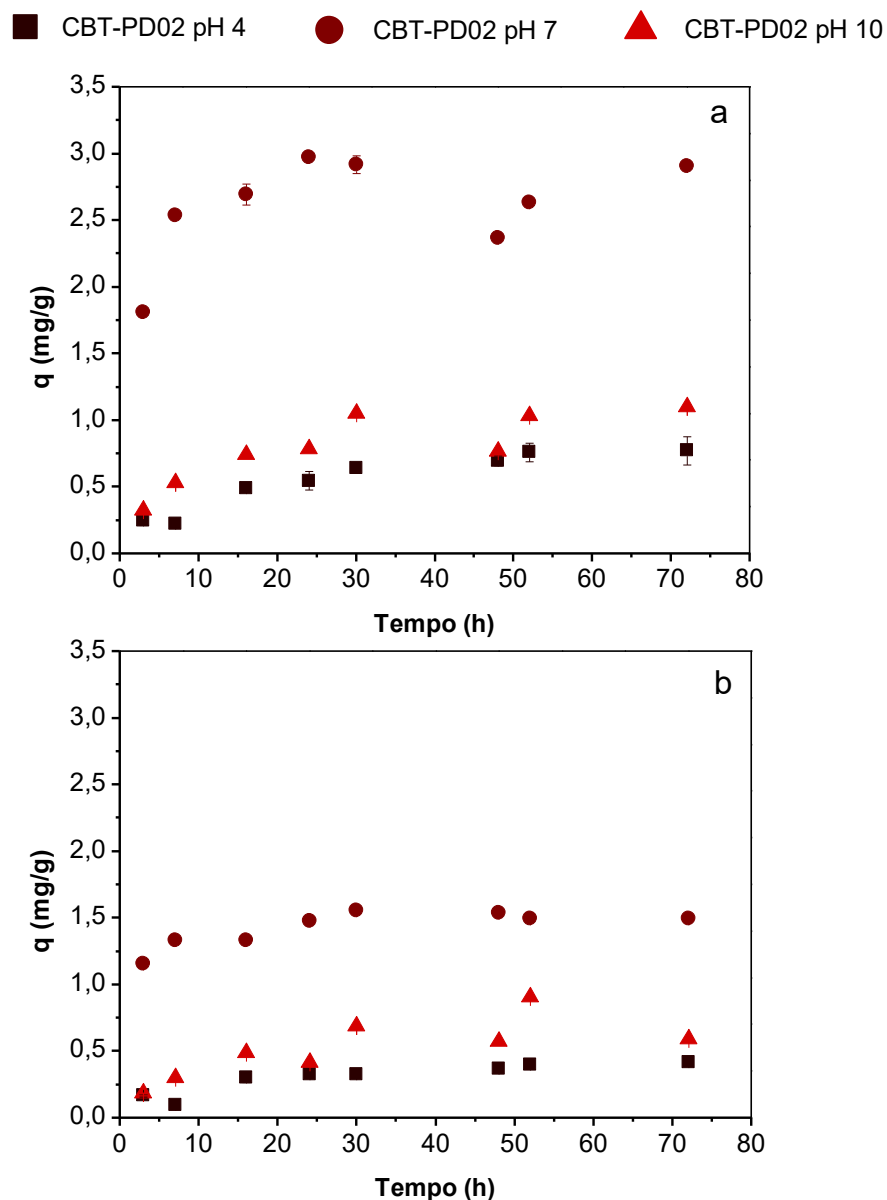
As maiores capacidades de adsorção foram atingidas em pH 7,0, decrescendo significativamente em pHs mais ácidos (pH 4) e básicos (pH 10). A análise do PCZ revelou que a superfície do CBT-PD02 se encontra carregada negativamente nos pHs 7,0 e 10,0 e positiva em pH 4,0. Assim, a capacidade de adsorção superior observada em pH 7 não pode ser atribuída a atração eletrostática, pois nessa faixa a carga superficial do CBT-PD02 e MPs são iguais.

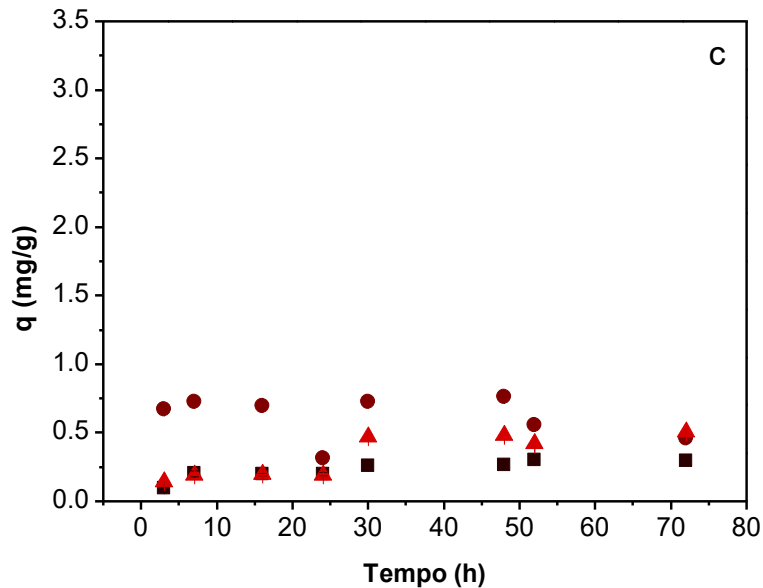
Dessa forma, as atrações hidrofóbicas entre a superfície apolar do CBT-PD02 e os MPs podem ser favorecidas em pH neutro, onde a carga superficial é menos densa facilitando

a aproximação das espécies, promovendo maior capacidade de adsorção em relação as outras faixas (Zhang et al., 2024).

Já em pH 4,0, apesar da superfície do adsorvente estar positivamente carregada, adsorção pode ter sido desfavorecida pela presença dos íons H^+ em excesso, competindo com os sítios ativos (Lahuri et al., 2023; Wang et al., 2024). Em pH 10, temos a repulsão eletrostática desfavorecendo o processo de adsorção. Dessa maneira, a combinação entre as interações hidrofóbicas e a carga superficial próxima a neutralidade em pH 7, justifica a melhor capacidade de adsorção.

Gráfico 10 – Capacidade de adsorção de MPs (8 mg/L) utilizando CBT-PD02 em pH 4, 7 e 10. a) Concentração de 2,5 g/L de CBT-PD02; b) Concentração de 5,0 g/L de CBT-PD02; c) Concentração de 10 g/L de CBT-PD02

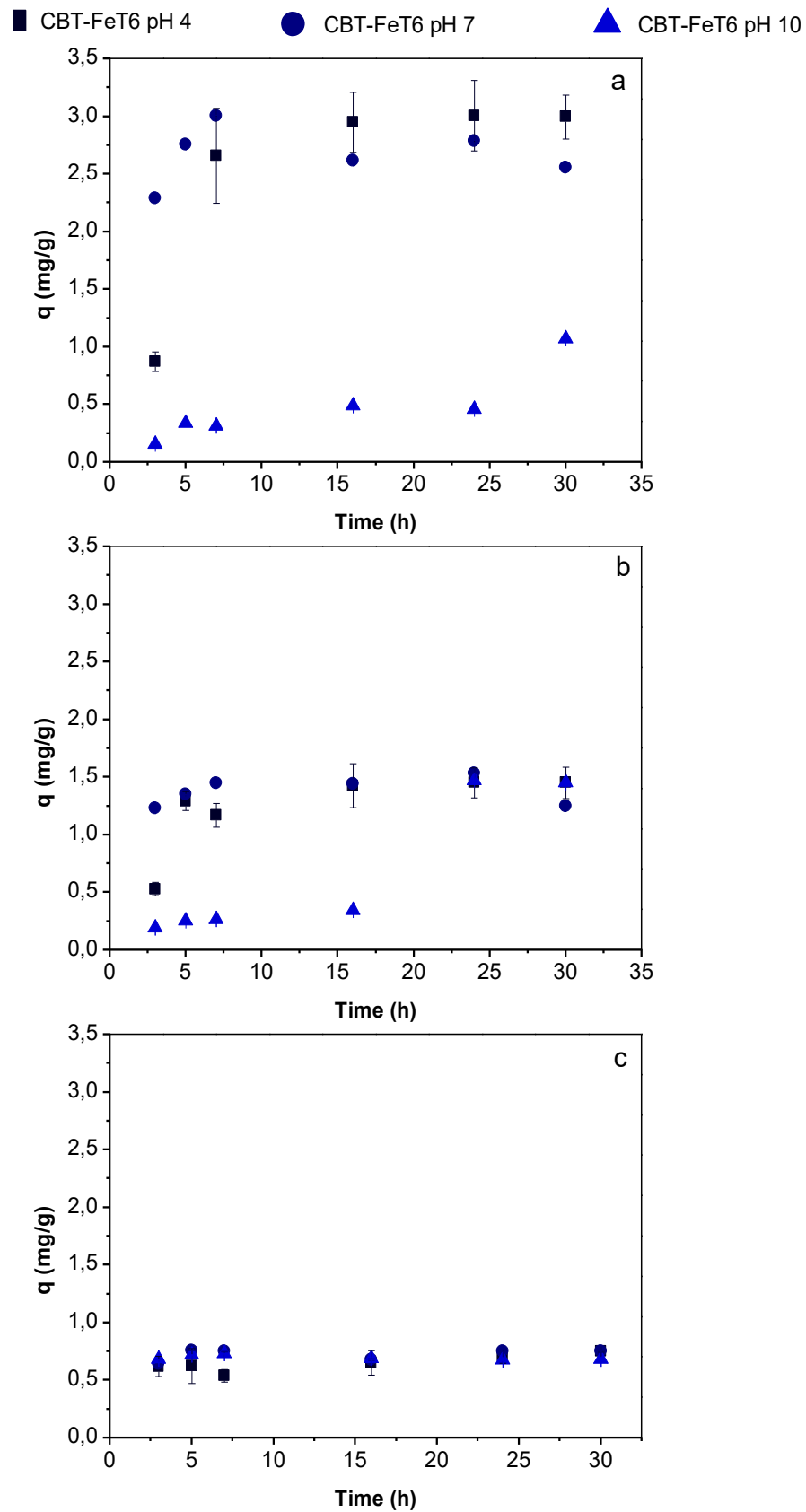




Fonte: Autora (2025).

A modificação do adsorvente com o óxido de ferro (CBT-FeT6), influenciou significativamente a capacidade de adsorção (Gráfico 11), principalmente em pH 4 e 7, tendo alcançado o equilíbrio nessas condições em 16 horas, tempo inferior em comparação ao adsorvente não modificado. Além disso, em pH 10, foi possível perceber um deslocamento do tempo de equilíbrio em relação ao pH 4 e 7, para cerca de 30 horas, tempo semelhante encontrado no adsorvente sem modificação, porém com capacidade de adsorção superior. A redução da capacidade de adsorção com o aumento da concentração do adsorvente se manteve em todas os valores de pH. Os melhores resultados foram obtidos em pH 4,0, seguidos por pH 7, sendo o pH 10 o menos favorável. A carga superficial do CBT-FeT6 se manteve negativa em todos os valores de pH's trabalhados, descartando a atração eletrostática como principal mecanismo. Dessa maneira, a adsorção pode ser atribuída principalmente a interações hidrofóbicas entre o poliestireno e o carbono, semelhante ao CBT-PD02 (Prajapati et al., 2022). Além dessa interação, temos possivelmente o papel da complexação com espécies de ferro presentes na superfície do CBT-Fe, que pode favorecer a interação com grupos funcionais presentes no MPs, mesmo sob repulsão eletrostática (Wang et al., 2024).

Gráfico 11 – Capacidade de adsorção de MPs (8 mg/L) utilizando CBT-FeT6 em pH 4, 7 e 10. a) Concentração de 2,5 g/L de CBT-FeT6; b) Concentração de 5,0 g/L de CBT-FeT6; c) Concentração de 10 g/L de CBT-FeT6



Fonte: Autora (2025).

O CBT-FeT6 apresentou uma melhor capacidade de adsorção em comparação ao CBT-PD02, principalmente em uma faixa mais ampla de pH, o que é mais vantajoso para aplicações reais. Em concentração de 2,5 g/L, o material apresentou valores de capacidade de adsorção no equilíbrio (16h) em pH 4 (2,94 mg/g) e pH 7 (2,61 mg/g), superior ao CBT-PD02 cujos valores no equilíbrio (30h) em pH 4 (2,91 mg/g) e pH 7 (0,63 mg/g). Mesmo em pH 10, onde a repulsão eletrostática predominou, o CBT-FeT6 capacidade de adsorção de 1,07 mg/g utilizando 2,5 g/L em 30h.

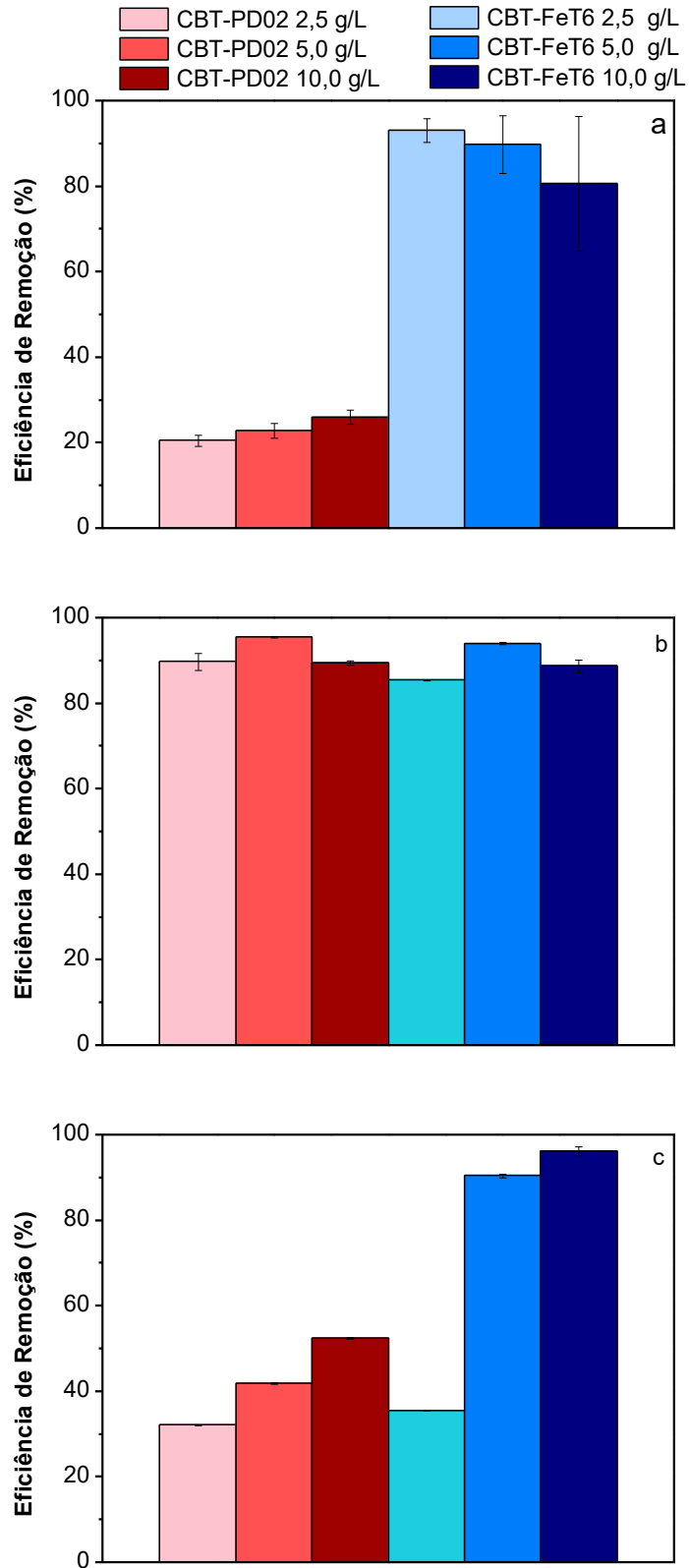
5.4.2 Estudo da eficiência de remoção

A eficiência de remoção foi avaliada no tempo de equilíbrio para cada adsorvente (Gráfico 12). A partir dos dados de eficiência de remoção, foi possível perceber que o CBT-FeT6 além de apresentar maior eficiência de remoção em diferentes faixas de pH, este também se destacou por apresentar menor tempo necessário para atingir o equilíbrio conforme comentado anteriormente. Enquanto os ensaios realizados com o CBT-PD02 necessitaram de 30 horas de contato para alcançar a máxima eficiência, os testes com CBT-FeT6 atingiram eficiência de remoção bem superior em comparação ao adsorvente sem modificação, em pH 4 e pH 7,0 em apenas 16 horas. Com exceção nos ensaios em pH 10,0, onde ambos materiais tiveram tempo de equilíbrio equivalentes. A mudança significativa no tempo de equilíbrio representa uma vantagem operacional importante, principalmente em aplicações reais em sistemas industriais. Nesses casos, é interessante que a máxima eficiência seja alcançada em tempos de operação menores, buscando otimização de tempo, economia de energia e aumentando a viabilidade para o uso em sistemas contínuos.

Além disso, ao comparar as diferentes concentrações de adsorvente, temos que a concentração de 5,0 g/L de CBT-FeT6 obteve melhor relação entre eficiência de remoção e viabilidade de utilização. Uma vez que, nessa condição, o sistema atingiu eficiências de remoção em torno de 90% nos diferentes valores de pH avaliados. Com tempo de equilíbrio reduzido de 16h (pH 4,0 e pH 7,0) e capacidade de adsorção de cerca de 1,44 mg/g (pH 4,0), 1,42 mg/g (pH 7,0) e 1,45 mg/g (pH 10). Em comparação, na concentração de 2,5 g/L de CBT-FeT6, temos uma capacidade de adsorção de 2,94 mg/g (pH 4,0), 2,61 mg/g (pH 7,0) e 1,07 mg/g (pH 10) porém, com eficiência de remoção inferior, devido á menor massa de adsorvente. Na concentração de 10 g/L, foi alcançado maiores valores de eficiência de remoção, porém com menores valores de capacidade de adsorção, indicando que o material não estava sendo usado de maneira eficiente no processo, uma vez que estava em excesso havendo desperdício de

adsorvente.

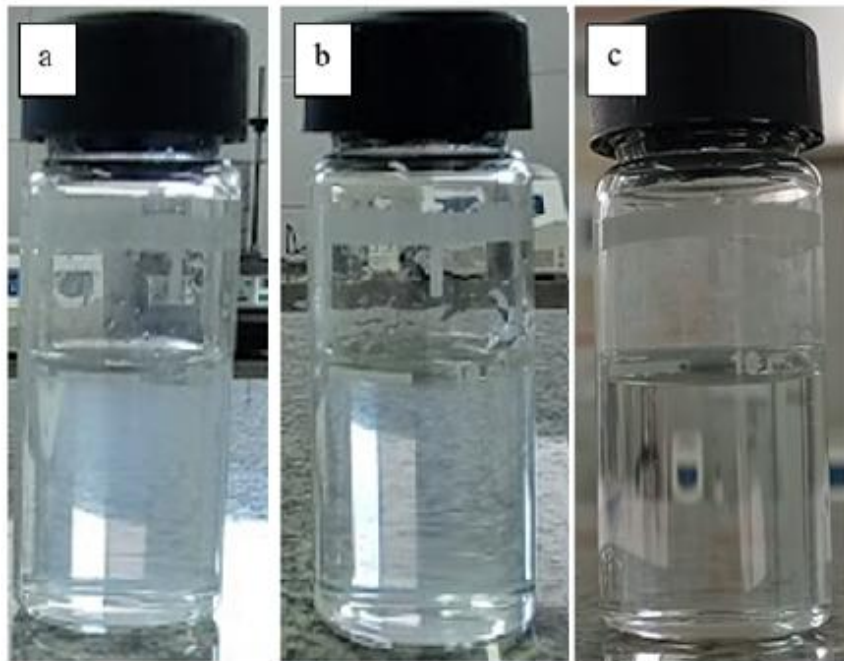
Gráfico 12 – Eficiência de remoção de MPs (8 mg/L) utilizando os adsorventes no tempo de equilíbrio. a) pH 4,0; b) pH 7,0; c) pH 10,0



Fonte: Autora (2025).

Dessa maneira, considerando o desempenho cinético, eficiência de remoção, capacidade de adsorção e viabilidade operacional, temos que o CBT-FeT6 na concentração de 5,0 g/L se destacou frente as outras concentrações avaliadas do adsorvente modificado, além de se destacar em relação ao adsorvente sem modificação. A eficiência de remoção encontrada foi superior ao encontrado por Ramirez Arenas et al. (2021) que foi de cerca de 67 % utilizando microplásticos de 100 nm (10 mg/L) com superfície modificada positivamente e concentração de carbono ativado de 5 g/L. Assim, o CBT-FeT6 se mostrou promissor em para aplicações em processos de adsorção, principalmente em sistemas com pH variável e é uma alternativa para aplicação em sistemas de tratamento terciário de águas e efluentes. O aspecto visual da solução sobrenadante antes e após os ensaios de adsorção pode ser verificada na Figura 24.

Figura 24 – Aspecto visual da solução sobrenadante. Concentração de adsorvente 2,5 g/L, concentração de MPS: 8 mg/L e pH 4,0. a) antes do processo de adsorção; b) CBT-PD02 após o processo de adsorção 30h; c) CBT-FeT6 após o processo de adsorção de 16h



Fonte: Autora (2025).

5.4.3 Modelos cinéticos

Os modelos cinéticos avaliados foram os modelos de pseudoprimeira ordem, pseudosegunda ordem, modelo de Weber e Morris, Modelo de Boyd e o modelo de Elovich. Esses foram escolhidos pois os três primeiros, avaliam o processo de adsorção, já os modelos

de Weber e Morris e o modelo de Boyd, avaliam como os efeitos difusionais limitam a adsorção (Largitte; Pasquier, 2016).

5.4.3.1 Modelos cinéticos pH 4,0

Os parâmetros encontrados em cada modelo utilizando o CBT-PD02, bem como o valor da correlação linear (R^2) e o Erro S.D (Equação 20), são apresentados na Tabela 12.

Tabela 12 – Parâmetros de modelos cinéticos para CBT-PD02, pH 4,0

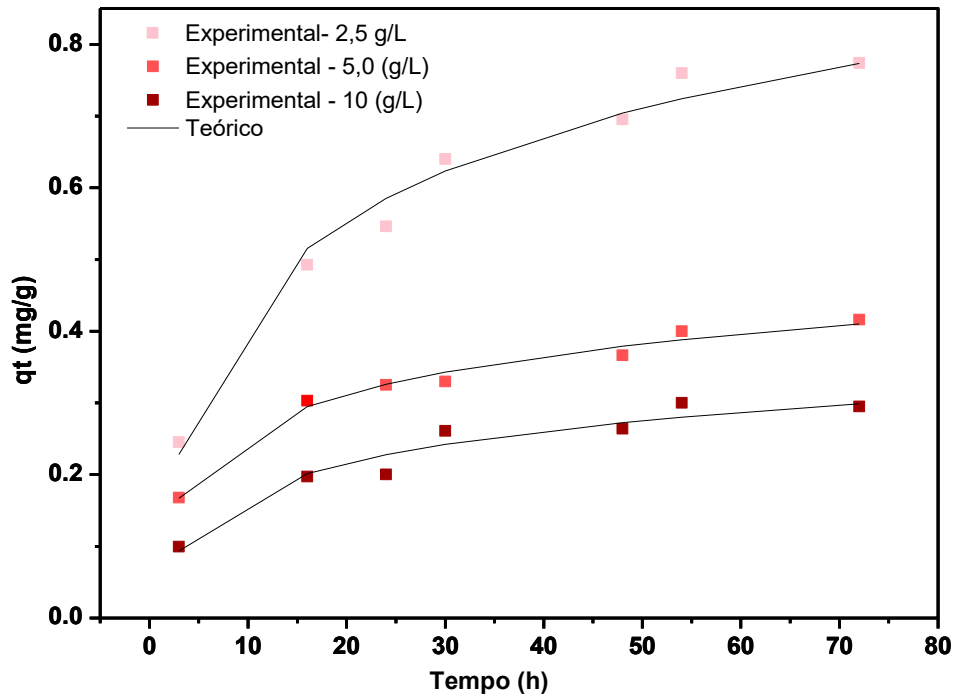
Modelo	Parâmetro	2,5 (g/L)	5,0 (g/L)	10,0 (g/L)
Pseudoprimeira ordem	$k_1(h^{-1})$	0,065	0,045	0,043
	q_e (mg/g)	0,755	0,278	0,203
	R^2	0,899	0,896	0,845
	Erro S.D	0,025	0,021	0,013
Pseudosegunda ordem	$k_2(g/mg)/hora)$	0,098	0,279	0,276
	q_e (mg/g)	0,881	0,449	0,338
	R^2	0,951	0,990	0,979
	Erro S.D	0,020	0,012	0,01
Modelo de Elovich	α (mg/g. hora)	7,330	38,880	21,74
	B (g/mg)	5,824	13,089	15,504
	R^2	0,980	0,959	0,915
Modelo de Boyd	Erro S.D	0,014	0,005	0,008
	R^2	0,881	0,869	0,104
Modelo de Weber e Morris	R^2	0,958	0,942	0,917
	Kd (mg/g hora ^{0,5})	0,079	0,035	0,029
	C	0,151	0,135	0,065
	Erro S.D	0,021	0,011	0,012

Fonte: Elaborado pela autora (2025).

Através da avaliação do R^2 e do Erro S.D, o modelo de Elovich foi o escolhido para representar o sistema em pH4. O modelo apresenta o comportamento de quimiossorção. No

Gráfico 13 temos a boa concordância dos resultados teóricos do modelo de Elovich com os dados experimentais.

Gráfico 13 – Modelo de Elovich e dados experimentais, pH 4,0, temperatura 25 °C, 150 RPM

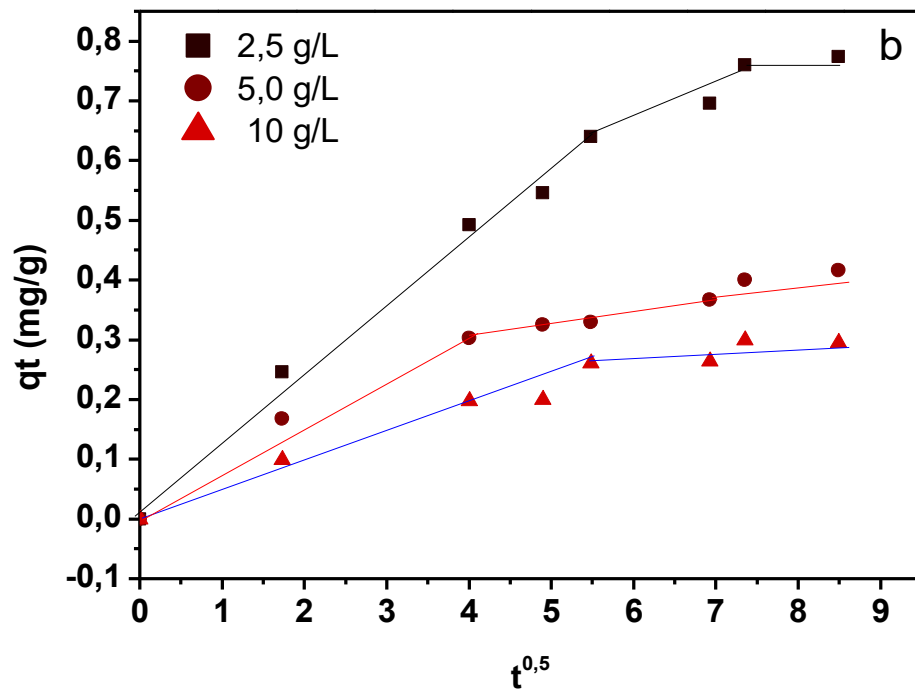
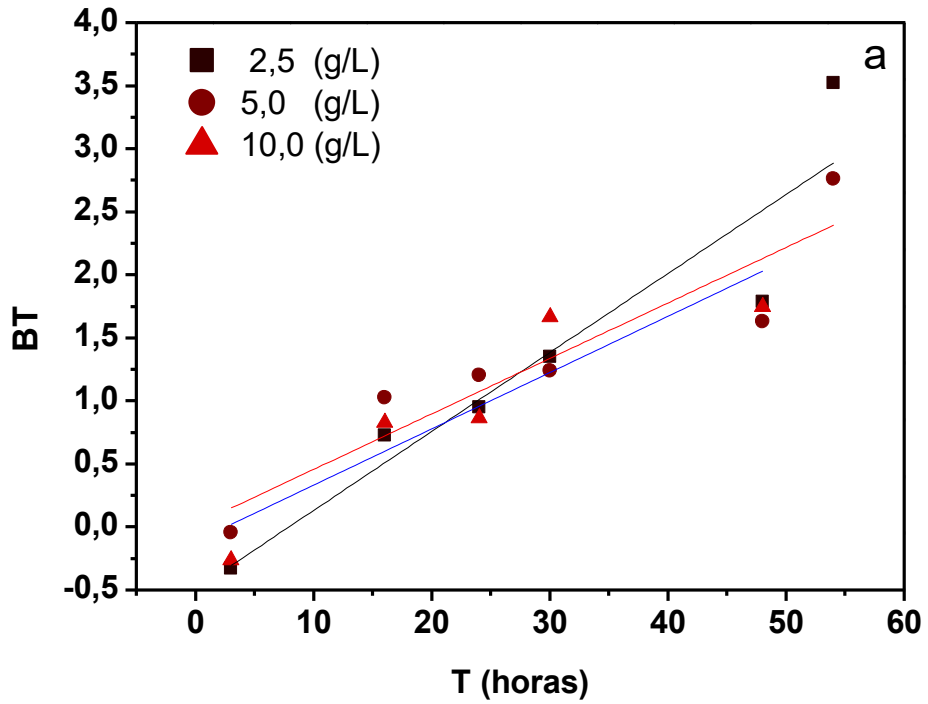


Fonte: Elaborado pela autora (2025).

O Gráfico 14a demonstra o gráfico de difusão segundo o modelo de Boyd. O gráfico mostra uma reta gerada através da regressão linear dos valores calculados de Bt em função do tempo, essa reta se aproxima da origem, indicando que o processo de adsorção intraporo é a etapa limitante (Nascimento et al., 2020).

Ao avaliar os dados gerados segundo o modelo de Weber e Morris (Gráfico 14b) temos que a reta passa pela origem no estágio inicial da adsorção, indicando que a difusão intraporo controla o processo de adsorção (Nascimento et al., 2020), confirmando os resultados obtidos pelo modelo de Boyd.

Gráfico 14 – Modelo de difusão CBT-PD02, pH 4,0, temperatura 25 °C, 150 RPM. a- Modelo de Boyd; b- Modelo de Weber e Morris



Fonte: Elaborado pela autora (2025).

Em relação ao comportamento do CBT-FeT6 em pH 4,0, na Tabela 13 temos os parâmetros encontrados em cada modelo, o valor da correlação linear (R^2) e o Erro S.D (Equação 20).

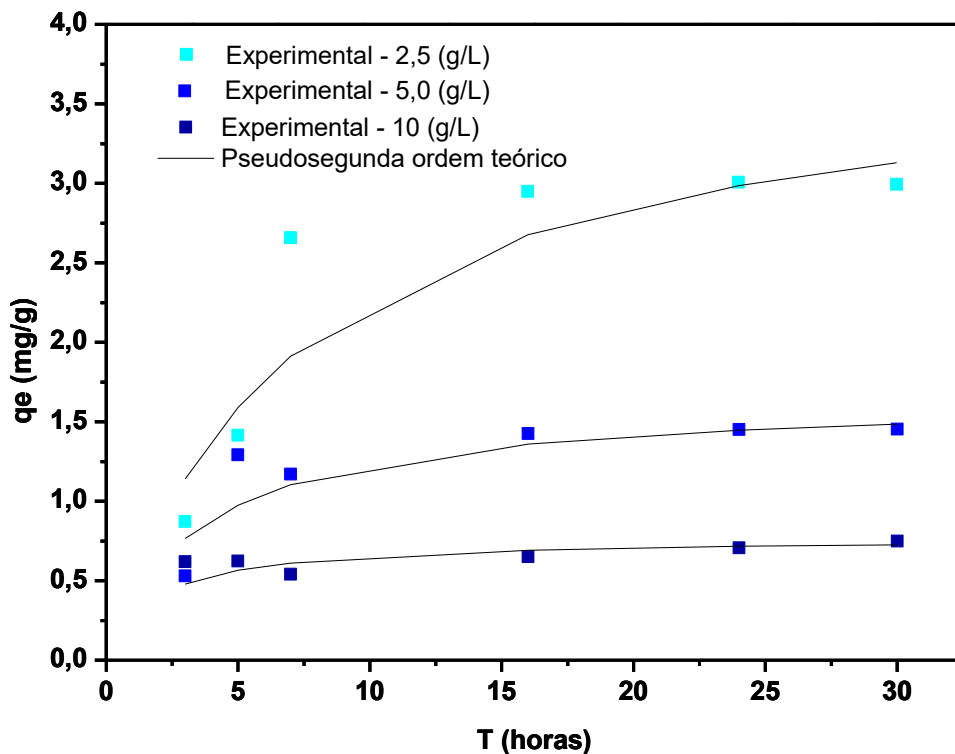
Tabela 13 – Parâmetros de modelos cinéticos para CBT-FeT6, pH 4,0, temperatura 25 °C, 150 RPM

Modelo	Parâmetro	2,5 (g/L)	5,0 (g/L)	10,0 (g/L)
Pseudoprimeira ordem	k_1 (h^{-1})	0,109	0,245	0,799
	q_e (mg. g^{-1})	3,117	1,466	0,660
	R^2	0,814	0,761	0
	Erro S.D	0,164	0,065	0,036
Pseudosegunda ordem	k_2 (g/mg/h)	0,036	0,172	0,712
	q_e (mg. g^{-1})	3,882	1,657	0,771
	R^2	0,945	0,977	0,991
	Erro S.D	0,1904	0,085	0,041
Modelo de Elovich	α (mg/g. hora)	0,229	1,410	309,8
	B (g/mg)	1,119	3,133	16,806
	R^2	0,819	0,681	0,561
	Erro S.D	1,02	0,104	0,025
Modelo de Boyd	R^2	0,695	0,529	0,788
Modelo de Weber e Morris	R^2	0,7211	0,578	0,671
	K_d (mg/g hora ^{0,5})	0,520	0,178	0,039
	C	0,493	0,596	0,510

Fonte: Elaborado pela autora (2025).

Através da avaliação do R^2 e do Erro S.D, o modelo de pseudosegunda ordem foi o escolhido para representar o sistema, assumindo que o sistema é controlado por adsorção química. A adsorção química tem sido encontrada na maioria dos estudos, a adsorção de microplásticos por adsorventes à base de carbono (Wang; Liu; Zhang, 2024). No Gráfico 15, temos a boa concordância dos resultados teóricos do modelo de pseudosegunda ordem com os dados experimentais.

Gráfico 15 – Modelo de pseudosegunda ordem e dados experimentais, CBT-FeT6, pH 4,0, temperatura 25 °C, 150 RPM.

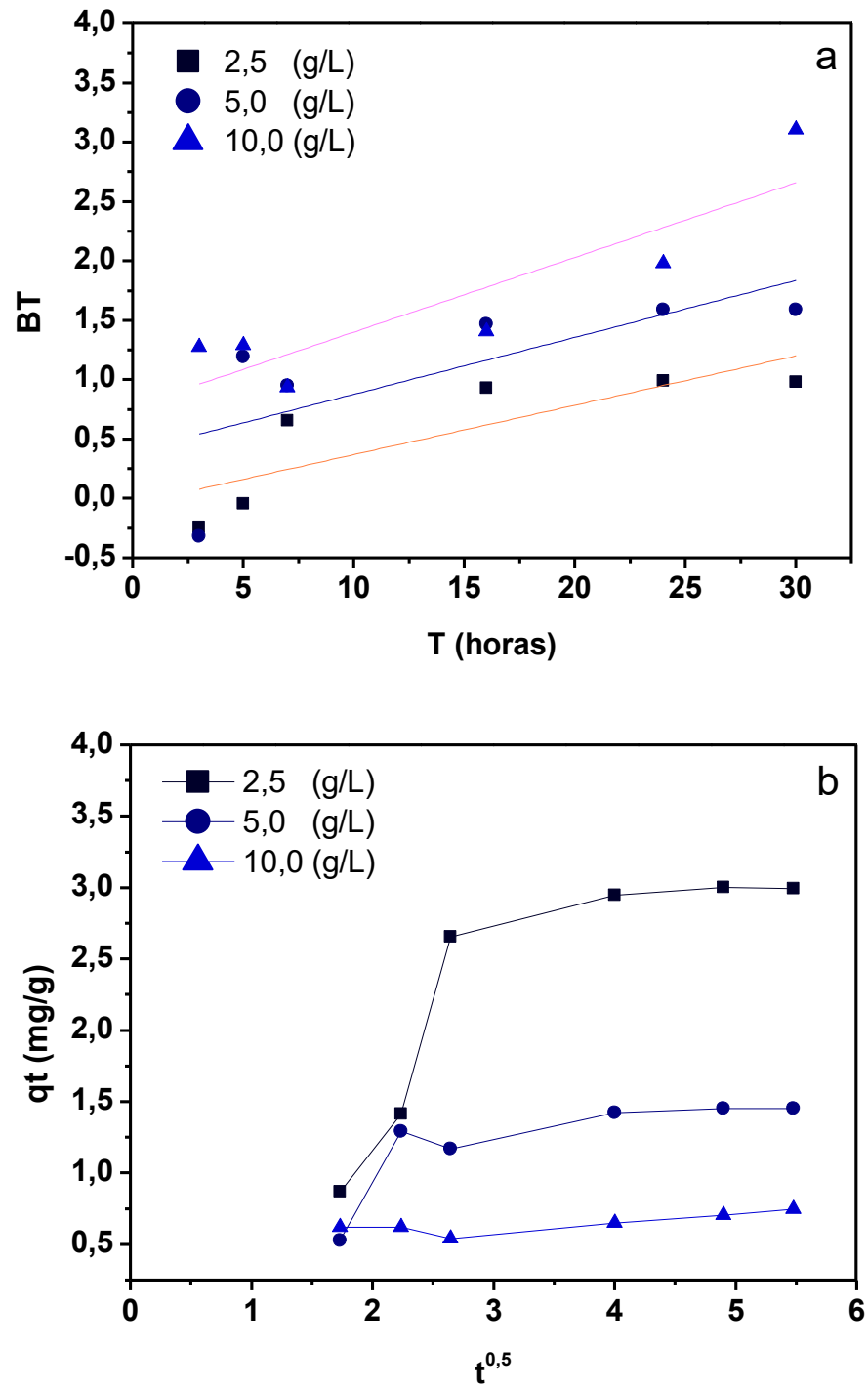


Fonte: Elaborado pela autora (2025).

O Gráfico 16a demonstra o gráfico de difusão segundo o modelo de Boyd, onde o gráfico mostra uma reta gerada através da regressão linear dos valores calculados de Bt em função do tempo que não se aproxima da origem, indicando que o processo de adsorção intraporo não é etapa limitante (Nascimento et al., 2020). Isso vai de acordo com o que foi encontrado no estudo da cinética, sendo mais um indício de que o processo de adsorção acontece principalmente na superfície do adsorvente devido a pouca presença de microporos.

Ao avaliar os dados gerados segundo o modelo de Weber e Morris (Gráfico 16b) temos que a reta não passa pela origem no estágio inicial da adsorção, indicando que a difusão intraporo não controla o processo de adsorção (Nascimento et al., 2020), além disso é possível ver apenas duas etapas no processo de adsorção, uma que ocorre na superfície externa da partícula e outra correspondente ao estágio de equilíbrio (Vidal, 2011), confirmando os resultados obtidos pelo modelo de Boyd.

Gráfico 16 – Modelo de difusão CBT-FeT6, pH 4,0, temperatura 25 °C, 150 RPM. a) Modelo de Boyd; b) Modelo de Weber e Morris



Fonte: Elaborado pela autora (2025).

5.4.3.2 Modelos cinéticos pH 7,0

Os resultados presentes na Tabela 14, demonstram que os valores de capacidade de adsorção semelhante os valores experimentais para os modelos de pseudoprimeira e pseudosegunda ordem. Entretanto, através da avaliação do R^2 e do Erro S.D, o modelo de pseudosegunda ordem foi o escolhido para representar o sistema em pH 7, onde adsorção é dominada por interações químicas específicas, ainda que com forte contribuição da cinética de primeira ordem.

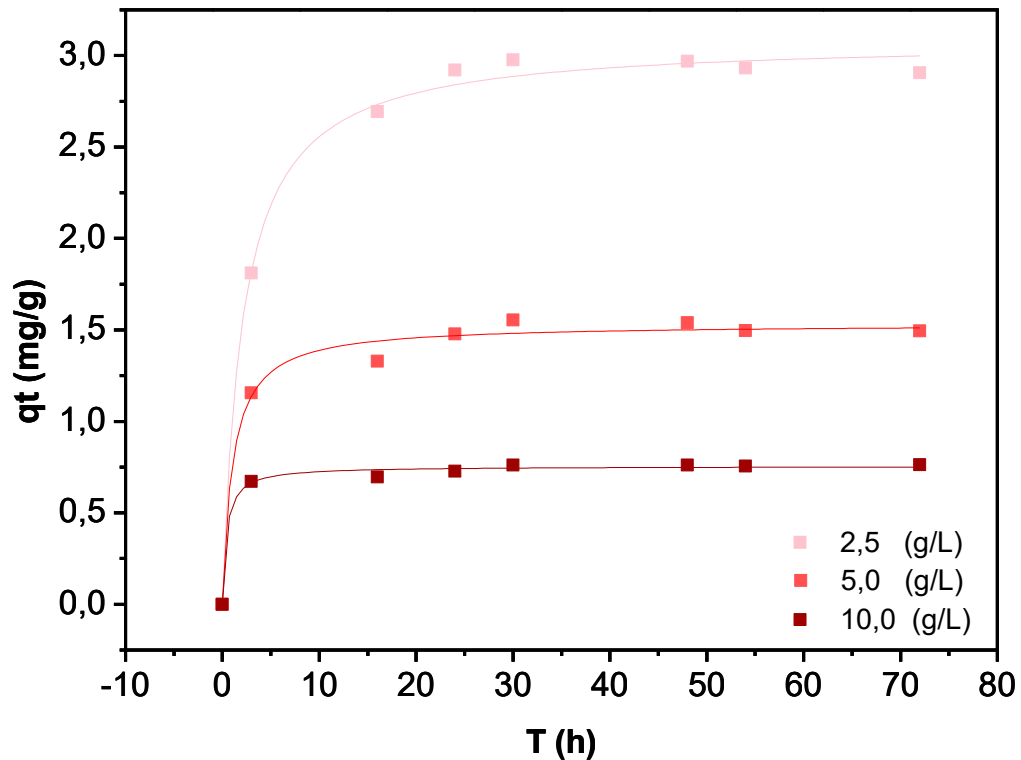
Tabela 14 – Parâmetros de modelos cinéticos para CBT-PD02, pH 7,0

Modelo	Parâmetro	2,5 (g/L)	5,0 (g/L)	10,0 (g/L)
Pseudoprimeira ordem	k_1 (h^{-1})	0,320	0,503	0,776
	q_e (mg. g^{-1})	2,904	1,481	0,743
	R^2	0,992	0,980	0,990
	Erro S.D	0,040	0,031	0,013
Pseudosegunda ordem	k_2 (g/mg/h)	0,157	0,629	3,229
	q_e (mg. g^{-1})	3,084	1,532	0,756
	R^2	0,995	0,988	0,993
	Erro S.D	0,037	0,027	0,010
Modelo de Elovich	α (mg/g. hora)	27,091	637,97	11,39E+6
	B (g/mg)	2,746	8,217	31,250
	R^2	0,849	0,827	0,857
	Erro S.D	0,096	0,034	0,007
Modelo de Boyd	R^2	0,356	0,348	0,028
Modelo de Weber e Morris	R^2	0,329	0,683	0,050
	K_d (mg/g.h ^{0,5})	0,104	0,052	-0,016
	C	2,038	1,146	0,687
	Erro S.D	0,198	0,046	0,080

Fonte: Elaborado pela autora (2025).

No Gráfico 17, temos a boa concordância dos resultados teóricos do modelo de pseudosegunda ordem com os dados experimentais.

Gráfico 17 – Modelo de pseudosegunda ordem e dados experimentais, CBT-PD02, pH 7,0, temperatura 25 °C, 150 RPM

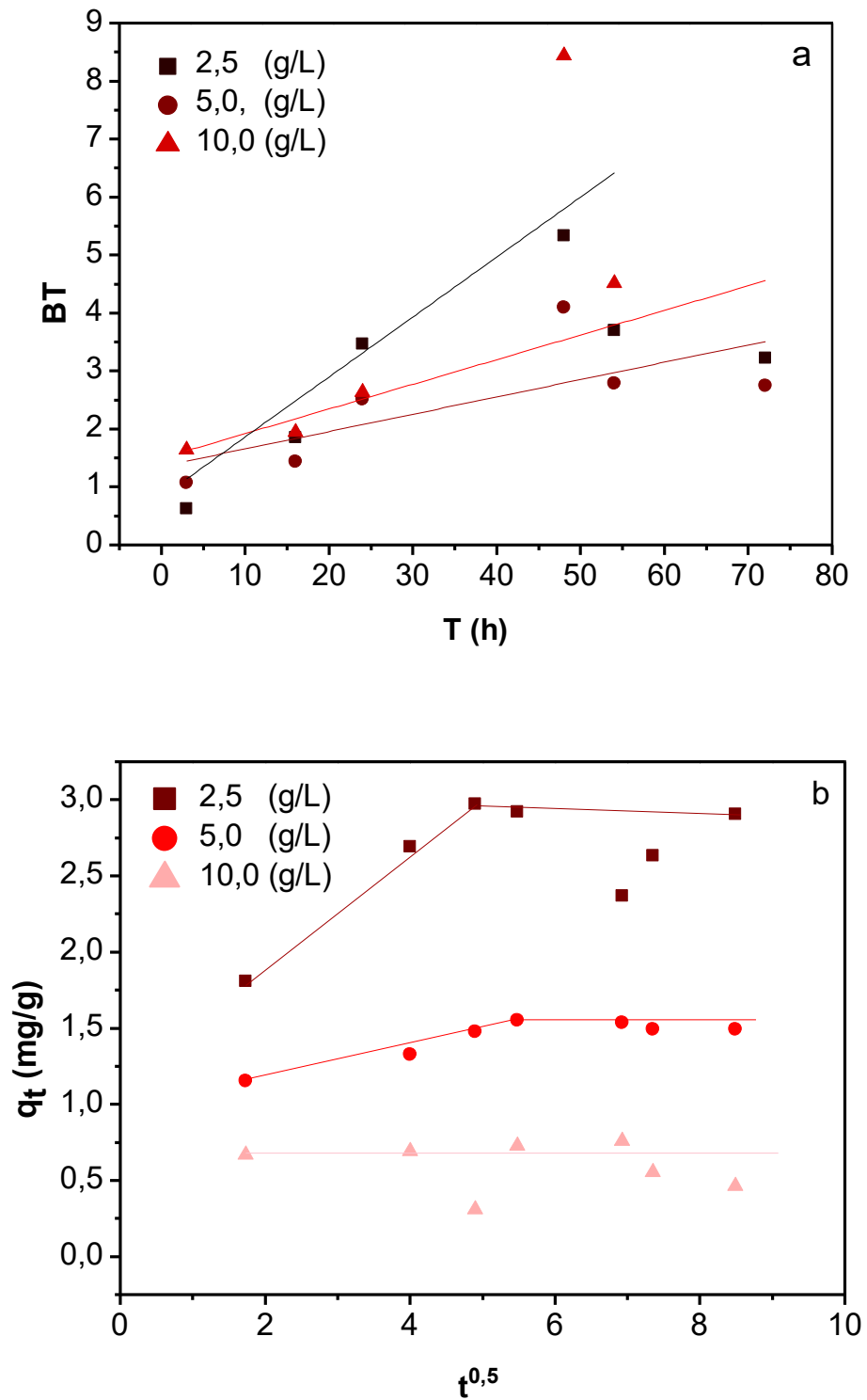


Fonte: Elaborado pela autora (2025).

O Gráfico 18a demonstra o gráfico de difusão segundo o modelo de Boyd, onde o gráfico mostra uma reta gerada que não se aproxima da origem, ou seja, processo de adsorção intraporo não é etapa limitante (Nascimento et al., 2020). Ao avaliar os dados gerados segundo o modelo de Weber e Morris (Gráfico 18b) temos que a reta não passa pela origem no estágio inicial da adsorção, indicando que a difusão intraporo não controla o processo de adsorção (Nascimento et al., 2020), além disso, temos as duas etapas no processo de adsorção, uma que ocorre na superfície externa da partícula e outra correspondente ao estágio de equilíbrio (Vidal, 2011), além disso, altos valores de intercepto C reforçam a predominância de um processo de adsorção superficial.

Em relação ao CBT-FeT6 em pH 7,0, temos que de acordo com os dados apresentados na Tabela 15, o modelo que melhor se ajustou aos dados experimentais foi o modelo de pseudoprimeira ordem, por apresentar melhor R^2 , menor Erro S.D e valores semelhantes de q_e (teórico) e q_e (experimental).

Gráfico 18 – Modelo de difusão CBT-PD02, pH 7,0, temperatura 25 °C, 150 RPM. a- Modelo de Boyd; b- Modelo de Weber e Morris



Fonte: Elaborado pela autora (2025).

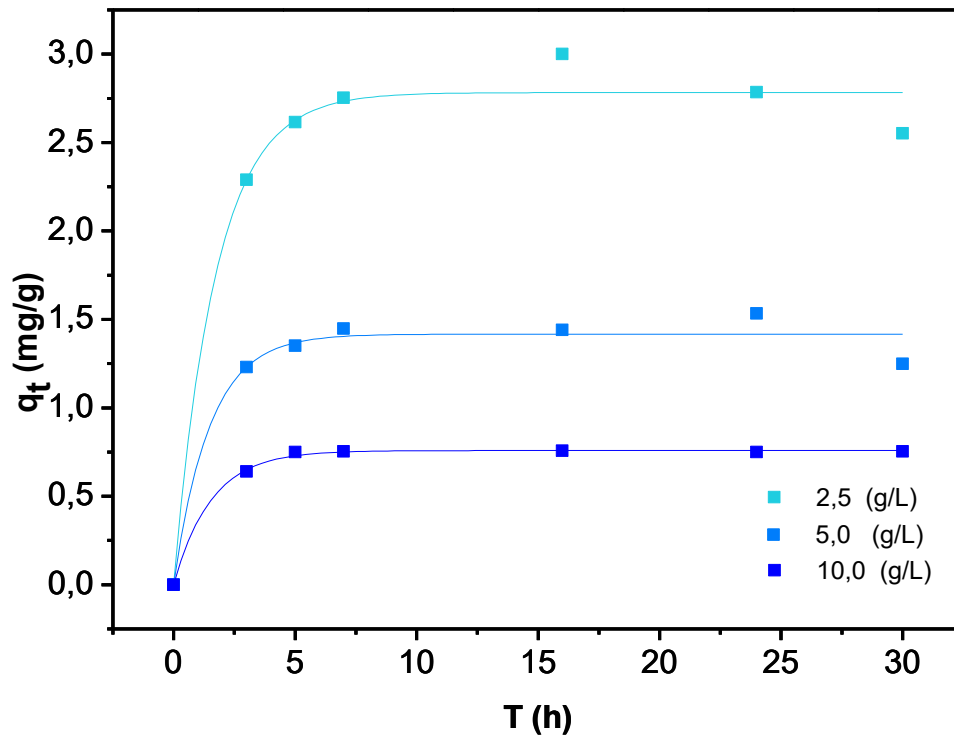
Tabela 15 – Parâmetros de modelos cinéticos para CBT-FeT6, pH 7,0, temperatura 25 °C, 150 RPM

Modelo	Parâmetro	2,5 (g/L)	5,0 (g/L)	10,0 (g/L)
Pseudoprimeira ordem	k_1 (h^{-1})	0,576	0,675	0,647
	q_e ($mg \cdot g^{-1}$)	2,782	1,416	0,758
	R^2	0,981	0,968	0,998
	Erro S.D	0,099	0,015	0,007
Pseudosegunda ordem	k_2 ($g/mg/h$)	0,587	1,721	2,698
	q_e ($mg \cdot g^{-1}$)	2,871	1,447	0,779
	R^2	0,972	0,962	0,990
	Erro S.D	0,127	0,053	0,135
Modelo de Elovich	α ($mg/g \cdot hora$)	2,318E+19	4,32E+10	1,17E+10
	B (g/mg)	18,55	21,74	40,49
	R^2	0,042	0,124	0,207
	Erro S.D	0,130	0,062	0,024
Modelo de Boyd	R^2	0,202	0,054	0,504
Modelo de Weber e Morris	R^2	0,010	0,062	0,175
	K_d ($mg/g \cdot h^{0,5}$)	0,016	0,020	0,014
	C	2,609	1,3069	0,673

Fonte: Elaborado pela autora, 2025.

O gráfico do modelo de pseudoprimeira ordem que mais se adequou aos valores experimentais é apresentado no Gráfico 19.

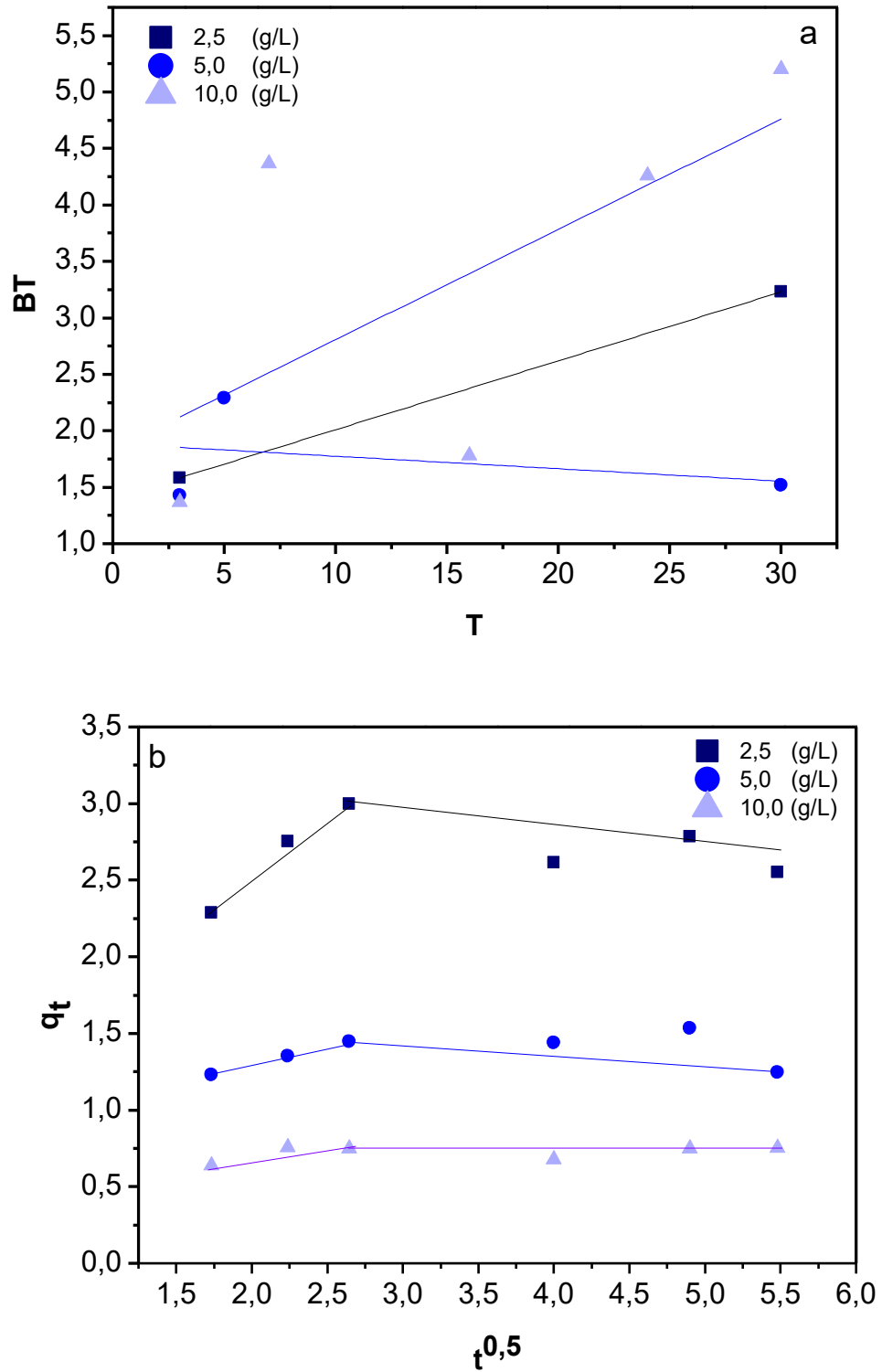
Gráfico 19 – Modelo de pseudoprimeira ordem e dados experimentais, CBT-FeT6, pH 7,0, temperatura 25 °C, 150 RPM



Fonte: Elaborado pela autora (2025).

Analisando os Gráficos 20a e 20b, é possível concluir que o processo de adsorção não é controlado pela difusão intrapartícula. No Gráfico 20a, a reta não passa pela origem sugere que a difusão da camada limite externa exerce uma resistência significativa à transferência de massa em comparação com a difusão interna. Essa interpretação é reforçada pelo Gráfico 20b, onde não temos uma linha que passa pela origem.

Gráfico 20 – Modelo de difusão CBT-FeT6, pH 7,0, temperatura 25 °C, 150 RPM. a- Modelo de Boyd; b- Modelo de Weber e Morris



Fonte: Elaborado pela autora (2025).

5.4.3.3 Modelos cinéticos pH 10,0

Os resultados presentes na Tabela 16, demonstram que os valores de capacidade de adsorção semelhante os valores experimentais para os modelos de pseudoprimeira e pseudosegunda ordem, assim como encontrado em pH 7,0. Entretanto, através da avaliação do R^2 e do Erro S.D, o modelo de pseudosegunda ordem foi o escolhido para representar o sistema CBT-PD02.

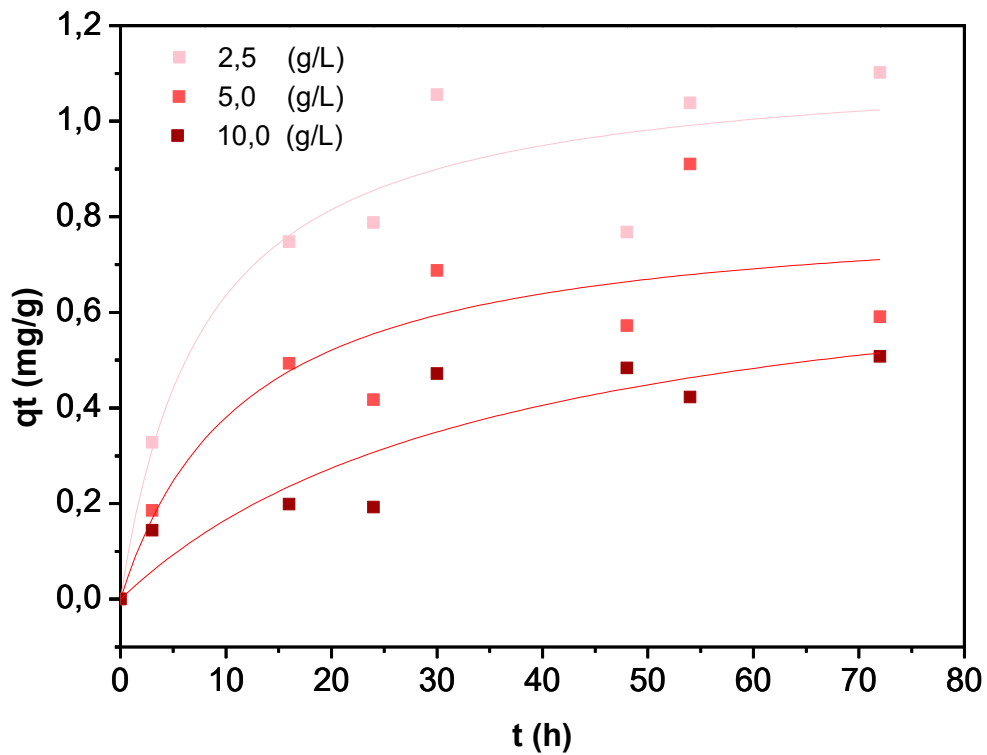
Tabela 16 – Parâmetros de modelos cinéticos para CBT-PD02, pH 10,0

Modelo	Parâmetro	2,5 (g/L)	5,0 (g/L)	10,0 (g/L)
Pseudoprimeira ordem	k_1 (h^{-1})	0,096	0,067	0,033
	q_e ($mg \cdot g^{-1}$)	0,986	0,703	0,562
	R^2	0,895	0,786	0,819
	Erro S.D	0,072	0,075	0,075
Pseudosegunda ordem	k_2 (g/mg/h)	0,112	0,103	0,035
	q_e ($mg \cdot g^{-1}$)	1,136	0,826	0,780
	R^2	0,909	0,786	0,817
	Erro S.D	0,059	0,071	0,045
Modelo de Elovich	α (mg/g. hora)	0,360	0,170	0,080
	B (g/mg)	4,430	5,900	8,140
	R^2	0,810	0,648	0,677
	Erro S.D	0,054	0,323	0,252
Modelo de Boyd	R^2	0,102	0,317	0,197
Modelo de Weber e Morris	R^2	0,732	0,585	0,752
	K_d ($mg/g \text{ hora}^{0,5}$)	0,101	0,076	0,061
	C	0,273	0,131	0,008
	Erro S.D	0,0705	0,086	0,044

Fonte: Elaborado pela autora, 2025.

O Gráfico 21, apresenta o modelo ajustado com os dados experimentais, sendo possível verificar que o ajuste foi satisfatório.

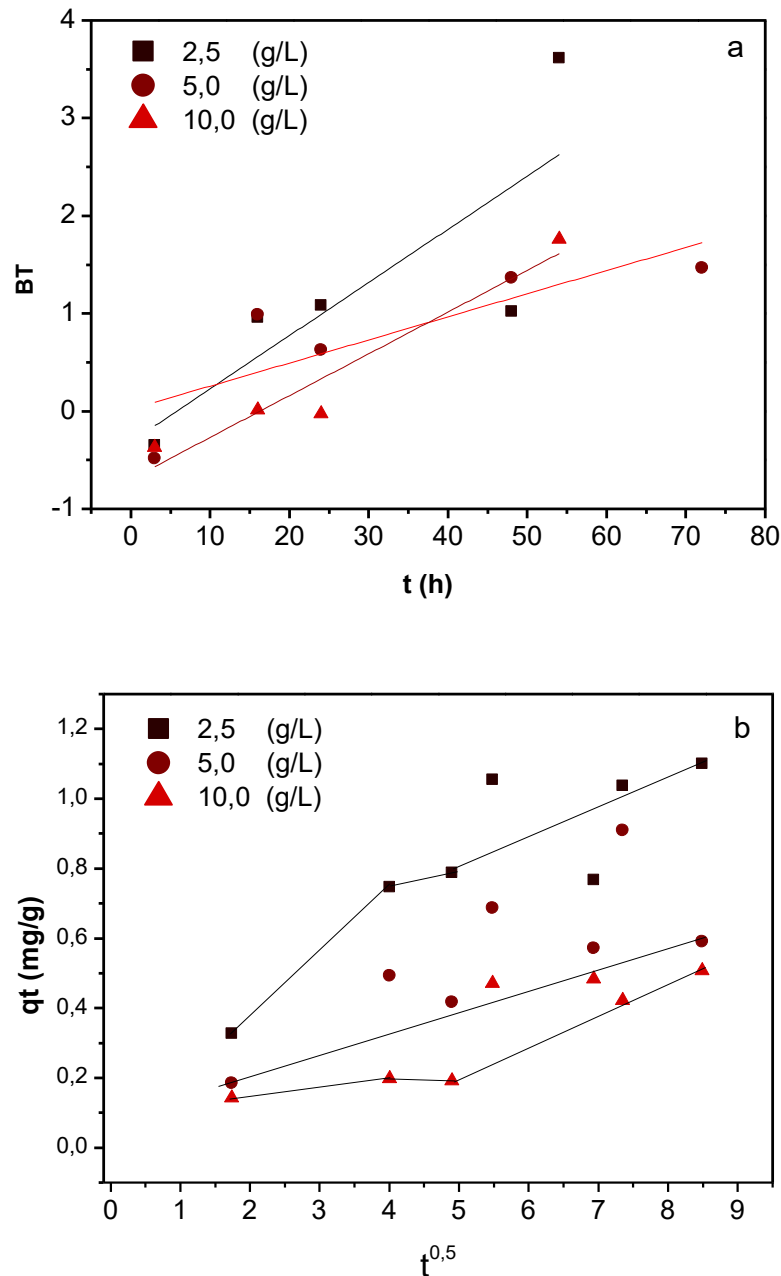
Gráfico 21 – Modelo de pseudosegunda ordem e dados experimentais, CBT-PD02, pH 10,0, temperatura 25 °C, 150 RPM



Fonte: Elaborado pela autora (2025).

Em relação aos modelos de difusão, temos que para pH 10,0, temos que as retas do modelo de Boyd encontram a origem, sugerindo que em pH 10,0, temos uma participação mais relevante da infusão intraporo, porém não comprovada pelo modelo de Weber e Morris. Assim, outros modelos se mostram necessários para avaliação.

Gráfico 22 – Modelo de difusão CBT-PD02, pH 10,0, temperatura 25 °C, 150 RPM. A- Modelo de Boyd; b- Modelo de Weber e Morris



Fonte: Elaborado pela autora (2025).

Já em relação ao CBT-FeT6, temos os parâmetros dos modelos cinéticos apresentados na Tabela 17. Como comentado na cinética, nesse pH o sistema apresentou um comportamento diferente em relação ao pH 4 e 7, tendo alcançado equilíbrio próximo às 30h. Assim, a avaliação do comportamento cinético revelou forte instabilidade dos parâmetros ajustados para os modelos de pseudoprimeira e pseudo segunda ordem, principalmente em

concentrações baixas de adsorvente, não sendo possível através dos dados de cinética, determinar, dentre os modelos estudados um que represente melhor o sistema. Apesar de apresentarem elevados valores de R^2 , os valores estimados de q_e e k em 2,5 e 5,0 g/L foram fisicamente irrealistas. Apenas em 10,0 g/L, temos o modelo de pseudoprimeira ordem, mais representativo.

Os modelos de Elovich, Boyd e Weber Moris, apresentaram inconsistências matemáticas, não sendo possível de serem avaliados, por apresentarem parâmetros fisicamente incoerentes, como constantes negativas.

Tabela 17 – Parâmetros de modelos cinéticos para CBT-FeT6, pH 10,0, temperatura 25 °C, 150 RPM

Modelo	Parâmetro	2,5 (g/L)	5,0 (g/L)	10,0 (g/L)
,Pseudoprimeira ordem	k_1 (h^{-1})	0,009	1,13E-05	1,301
	q_e ($mg \cdot g^{-1}$)	3,758	4282,07	0,699
	R^2	0,742	0,849	0,993
	Erro S.D	0,092	0,102	0,012
Pseudosegunda ordem	k_2 ($g/mg/h$)	0,002	7,261	6,48E+44
	q_e ($mg \cdot g^{-1}$)	4,559	2584,3	0,697
	R^2	0,743	0,849	0,992
	Erro S.D	0,089	1826,9	0,013
Modelo de Elovich	α ($mg/g \cdot hora$)	0,150	0,180	-
	B (g/mg)	3,590	1,760	-
	R^2	0,654	0,714	0,209
	Erro S.D	0,095	0,175	-
Modelo de Boyd	R^2	0,609	0,939	0,00
Modelo de Weber e Morris	R^2	0,711	0,799	0,292
	K_d ($mg/g \cdot hora^{0,5}$)	0,176	0,364	-0,008
	C	-0,143	-0,613	0,724
	Erro S.D	0,080	0,138	0,009

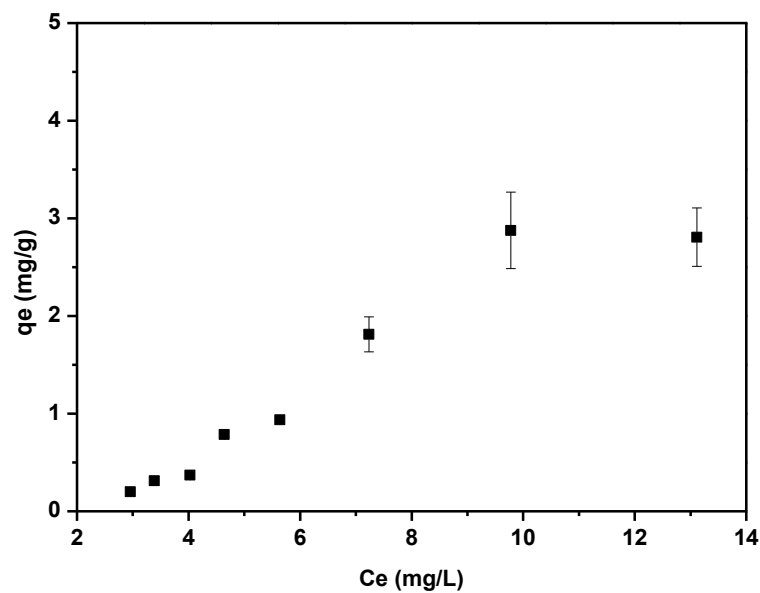
Fonte: Elaborado pela autora (2025).

5.4.4 Isotermas

5.4.4.1 Adsorvente CBT-PD02

A curva de concentração dos microplásticos de poliestireno na fase sólida (q_e) em função da concentração do composto na fase líquida (C_e) à 25 °C, é apresentada no Gráfico 23.

Gráfico 23 – Isoterma da adsorção de MPS em CBT-PD02 à 25 °C. Condições: Concentração de adsorvente: 2,5 g/L, concentração do microplástico: 4-20 mg/L, 150 RPM, pH 4,0



Fonte: Elaborado pela autora (2025).

Os dados experimentais foram aplicados para avaliação utilizando os modelos de Langmuir e Freundlich. Buscando a determinação do mecanismo de adsorção. Os parâmetros determinados são apresentados na Tabela 18.

Tabela 18 – Parâmetros dos modelos de Langmuir e Freundlich (CBT-PD02)

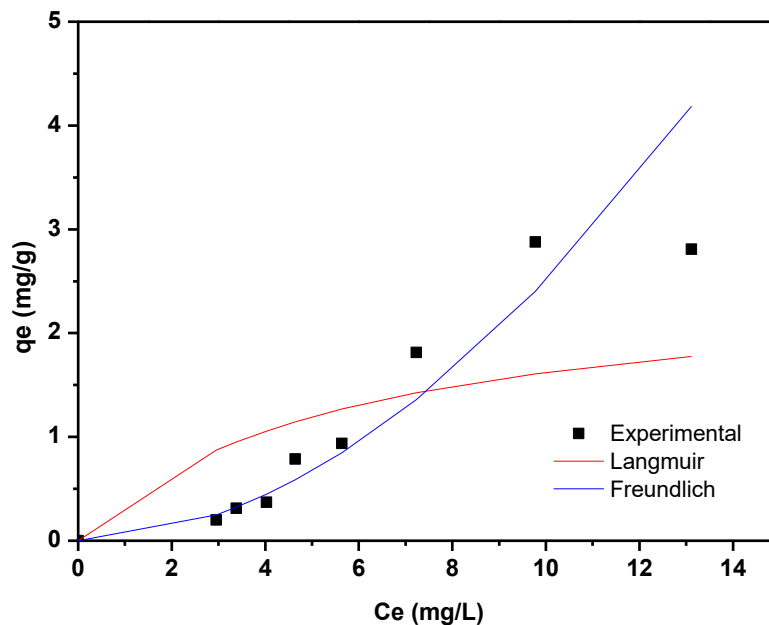
Modelo	Parâmetro	Valores
Langmuir	k_L (L/mg)	0,177
	q_{max} (mg/g)	2,534
	Erro S. D	0,422
Freundlich	k_F (mg/g)(L/mg) ⁿ	0,032
	1/n	1,891
	R ²	0,937
	Erro S.D	0,241

Fonte: Elaborado pela autora (2025).

Para avaliação do modelo de Langmuir foram utilizados como valores iniciais para aplicação no Solver, valores de K_L e q_{max} encontrados através do método linear. Após isso, foi aplicada a função solver do Excel, buscando minimizar o erro entre o q_e (experimental) e o q_e (calculado pelo modelo) através da Equação 21, com esse método foram encontrados valores de $K_L = 0,177$ (L/mg) e $q_{max} = 2,534$ (mg/g).

O Gráfico 14 mostra a comparação entre o modelo teórico utilizando a equação de Langmuir e o modelo experimental, através dele é possível perceber que o modelo não se adequa bem aos dados experimentais. Já em relação ao modelo de Freundlich, temos que este se adequou melhor aos valores experimentais, alcançando R^2 de 0,937.

Gráfico 24 – Modelo de Langmuir e Freundlich CBT-PD02 à 25 °C. Condições: Concentração de adsorvente: 2,5 g/L, concentração inicial de microplásticos: 4-20 mg/L, 150 RPM



Fonte: Elaborado pela autora (2025).

Através da linearização da equação de Freundlich foi possível determinar valores de K_F e n , onde $K_F=0,0322$ e $n=0,5287$. Valores de n menores que 1 sugere que o adsorvente tem maior afinidade pelo solvente do que pelo adsorvato (Nascimento et al., 2020; Delle-Site, 2001), sugestão que corrobora com a baixa eficiência de remoção e baixo valor de q_e .

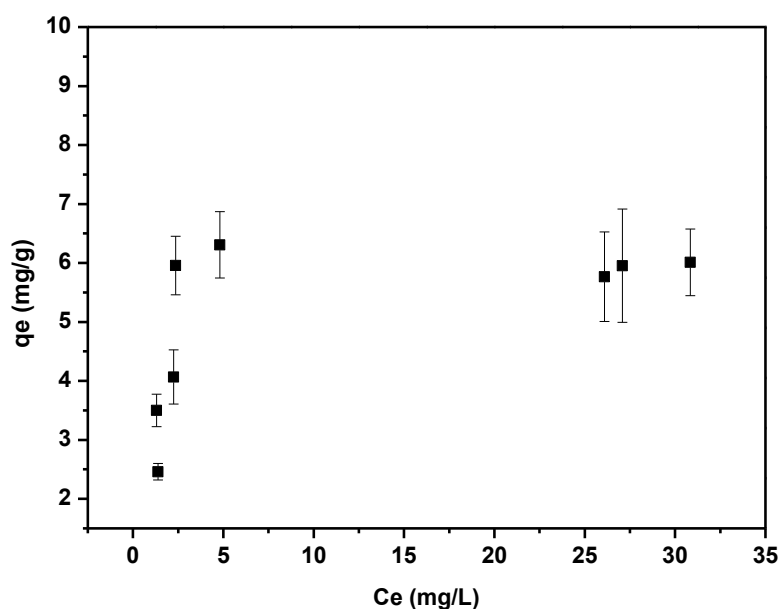
O modelo de Freundlich representou bem o comportamento do sistema em uma ampla faixa de concentração, porém quando q_e apresenta comportamento constante o modelo passou a não se adequar, isso acontece porque na saturação o modelo de Freundlich não pode

mais ser utilizado (Ruthven, 1984), sendo necessária a utilização de outros modelos.

5.4.4.2 Adsorvente CBT-FeT6

A curva de concentração dos microplásticos de poliestireno na fase sólida (q_e) em função da concentração do composto na fase líquida (C_e) à 25 °C, é apresentada no Gráfico 20.

Gráfico 25 – Isoterma da adsorção de MPS em CBT-FeT6 à 25 °C. Condições: Concentração de adsorvente: 2,5 g/L, concentração do microplástico: 4-20 mg/L, 150 RPM



Fonte: Elaborado pela autora (2025).

Os dados experimentais foram aplicados para avaliação utilizando os modelos de Langmuir e Freundlich. Buscando a determinação do mecanismo de adsorção. Os parâmetros determinados são apresentados na Tabela 19.

Tabela 19 – Parâmetros dos modelos de Langmuir e Freundlich (CBT-FeT6)

Modelo	Parâmetro	Valores
Langmuir	$k_L(L/mg)$	1,335
	q_{max} (mg/g)	6,082
	Erro S. D	0,390
Freundlich	$k_F(mg/g)(L/mg)^n$	3,547
	$1/n$	0,173
	R^2	0,487
	Erro S.D	0,548

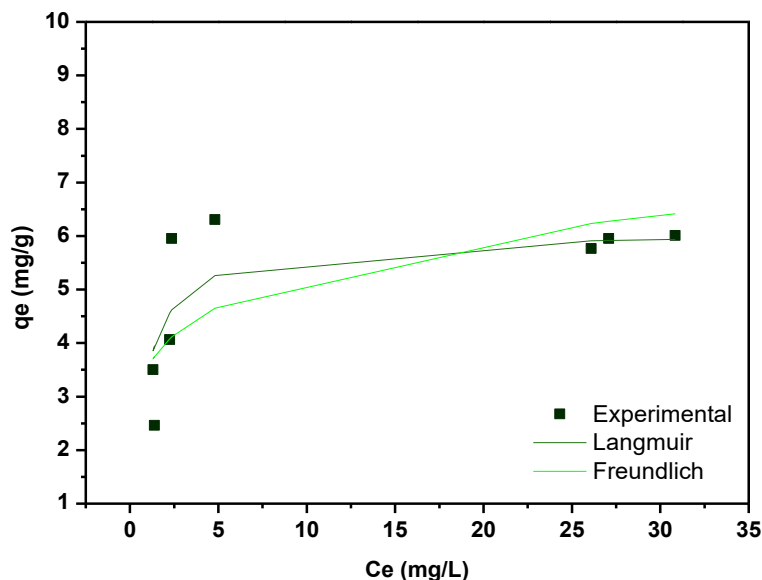
Fonte: Elaborado pela autora (2025).

Para avaliação do modelo de Langmuir foram utilizados como valores iniciais para aplicação no Solver, valores de K_L e q_{max} encontrados através do método linear. Após isso, foi aplicada a função solver do Excel, buscando minimizar o erro entre o q_e (experimental) e o q_e (calculado pelo modelo) através da Equação 21.

Ao aplicar a equação e Freundlich linearizada foi possível determinar valores de K_F e n , onde $K_F=3,547$ e $n=5,783$. Valores de n maiores que 1 sugere que o adsorvente tem maior afinidade pelo adsorvente do que pelo adsorvato (Nascimento et al., 2020; Delle-Site, 2001), sugestão que corrobora com alta eficiência encontrada.

O Gráfico 26 mostra a comparação entre o modelo teórico utilizando a equação de Langmuir e Freundlich e os dados experimentais. Através dele é possível perceber que o modelo de Langmuir se adapta melhor aos dados experimentais em comparação ao modelo de Freundlich, assim como observado pelo Erro S.D. Porém, é necessária a avaliação utilizando outros modelos que representem melhor o sistema.

Gráfico 26 – Modelo de Langmuir e Freundlich CBT-FeT6 à 25 °C. Condições: Concentração de adsorvente: 2,5 g/L, concentração inicial de microplásticos: 4-40 mg/L, 150 RPM



Fonte: Elaborado pela autora (2025).

6 CONCLUSÃO

A crescente contaminação por microplásticos nos ambientes aquáticos representa um desafio significativo para a sustentabilidade ambiental e a qualidade da água. Dentre as tecnologias emergentes para resolver esse problema, a adsorção tem se mostrado uma abordagem eficaz. Neste estudo, avaliou-se a eficiência de remoção de microplásticos de poliestireno por adsorção, utilizando carbono ativado comercial e modificado com óxido de ferro.

O estudo demonstrou que a modificação do carbono ativado com óxido de ferro, trouxe melhorias nas propriedades do adsorvente, promovendo maior estabilidade térmica, conforme evidenciado pelas análises de TGA, FTIR, PCZ e MEV. As técnicas de caracterização do microplástico de PS revelaram carga superficial negativa em toda faixa de pH avaliada, aspecto esférico e tamanho da partícula médio de 500 nm e análise de FTIR em concordância com o encontrado na literatura.

A avaliação da capacidade e cinética de adsorção dos microplásticos de poliestireno revelou que o CBT-FeT6, apresentou um desempenho superior ao CBT-PD02, necessitando de um menor tempo de equilíbrio (16h para pH 4 e 7, em comparação às 30h para o CBT-PD02), além de uma maior eficiência de remoção. As interações hidrofóbicas e a complexação superficial, favoreceram a remoção dos microplásticos de poliestireno, mesmo em condições de repulsão eletrostática. Sendo possível sua aplicação de maneira satisfatória em uma ampla faixa de pH.

A análise da cinética dos ensaios com ambos materiais indicaram um processo de adsorção diferente em cada pH, mostrando a necessidade de avaliação de modelos mais completos.

A isoterma obtida nos ensaios utilizando CBT-PD02 indicou que o processo de adsorção de microplásticos de poliestireno seguiu o mecanismo seguindo modelo de Freundlich. Já o CBT-FeT6 seguiu o modelo de isoterma de Langmuir, se mostrando um processo favorável.

As técnicas de caracterização do carbono ativado revelaram variação da carga superficial após o processo de impregnação, sendo necessário ainda análises complementares de caracterização.

Dessa forma, o adsorvente modificado CBT-FeT6, representa uma alternativa promissora e eficiente para o tratamento de águas e efluentes contaminados por microplásticos

de poliestireno, principalmente em sistemas com pH variável.

7 SUGESTÃO DE TRABALHOS FUTUROS

- Aplicar outros modelos de isoterma de adsorção;
- Realizar estudo da termodinâmica de adsorção;
- Realizar experimentos utilizando efluentes reais e/ou simulando matrizes mais complexas;
- Realizar experimentos em coluna de leito fixo.

REFERÊNCIAS

- ABIPLAST – Associação Brasileira da Indústria do Plástico. Perfil 2022: a indústria de transformação e reciclagem de plástico no Brasil. 23. ed. São Paulo: Abiplast, 2023. Disponível em: <https://www.abiplast.org.br/publicacoes/perfil-2022abiplast>. Acesso em: 5 out. 2023.
- ABIPLAST – Associação Brasileira da Indústria do Plástico. Perfil 2023. 24. ed. São Paulo: Abiplast, 2024a. Disponível em: <https://www.abiplast.org.br/publicacoes/perfil-2023/>. Acesso em: 8 out. 2024.
- ABIPLAST – Associação Brasileira da Indústria do Plástico. Índices de reciclagem mecânica de plásticos pós-consumo no Brasil. 1. ed. São Paulo: Abiplast, 2024b. Disponível em: <https://www.abiplast.org.br/publicacoes/indices-de-reciclagem-mecanica-de-plasticos-pos-consumo-no-brasil/>. Acesso em: 18 out. 2024.
- ABIPLAST – Associação Brasileira da Indústria do Plástico. Monitoramento dos índices de reciclagem mecânica de plásticos pós-consumo no Brasil 2024 (ano-base 2023). 1. ed. São Paulo: Abiplast, 2024c. Disponível em: https://www.abiplast.org.br/wpcontent/uploads/2024/10/Indices_Reciclagem2023_PICPlast2024-Divulgacao_-2.pdf. Acesso em: 18 out. 2024
- ADAMSON, A. W.; GAST, A. P. **Physical Chemistry of Surfaces**. New York: Wiley, 1997.
- ADELEYE, A. T.; BAHAR, M. M.; MEGHARAJ, M.; RAHMAN, M. M. Recent developments and mechanistic insights on adsorption technology for micro- and nanoplastics removal in aquatic environments. **Journal of Water Process Engineering**, Amsterdam, v. 53, art. 103777, 2023. DOI: 10.1016/j.jwpe.2023.103777.
- ALI, A.; ZAFAR, H.; ZIA, M.; UL HAQ, I.; PHULL, A. R.; ALI, J. S.; HUSSAIN, A. Síntese, caracterização, aplicações e desafios de nanopartículas de óxido de ferro. **Nanotechnology, Science and Applications**, Auckland, v. 9, p. 49–67, 2016. DOI: 10.2147/NSA.S99986.
- ANDERSON, P. J.; WARRACK, S.; LANGEN, V.; CHALLIS, J. K.; HANSON, M. L.; RENNIE, M. D. Microplastic contamination in Lake Winnipeg, Canada. **Environmental Pollution**, Amsterdam, v. 225, p. 223–231, 2017. DOI: 10.1016/j.envpol.2017.02.072.
- ANDRADY, A. L. Microplastics in the marine environment. **Marine Pollution Bulletin**, Amsterdam, v. 62, n. 8, p. 1596–1605, 2011. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2011.05.030.
- AHMED, H. R.; HAMA AZIZ, K. H.; AGHA, N. N. M.; MUSTAFA, F. S.; HINDER, S. J. Iron-loaded carbon black prepared via chemical vapor deposition as an efficient peroxydisulfate activator for the removal of rhodamine B from water. **RSC Advances**, London, v. 13, n. 37, p. 26252–26266, 2023. DOI: 10.1039/d3ra04566h.
- APEEL, C.; MA, L. Q.; RHUEL, R. D. Point of zero charge determination in soils and minerals via traditional methods and detection of electroacoustic mobility. **Geoderma**, Amsterdam, v. 113, n. 1-2, p. 77-93, ago./nov. 2003. DOI: 10.1016/S0016-7061(02)00316-6.

ARENAS-GUERRERO, P.; DELGADO, Á. V.; DONOVAN, K. J.; SCOTT, K.; BELLINI, T.; MANTEGAZZA, F.; JIMÉNEZ, M. L. Determination of the size distribution of non-spherical nanoparticles by electric birefringence-based methods. **Scientific Reports**, London, v. 8, art. 9502, 2018. DOI: 10.1038/s41598-018-27840-0.

ASLAN, T.; ARSLAN, S.; EYVAZ, M.; GÜÇLÜ, S.; YÜKSEL, E.; KOYUNCU, İ. A novel nanofiber microfiltration membrane: fabrication and characterization of tubular electrospun nanofiber (TuEN) membrane. **Journal of Membrane Science**, Amsterdam, v. 520, p. 616–629, dez. 2016. DOI: 10.1016/j.memsci.2016.08.014.

BAO, J.; ZHOU, W.; SHAO, F.; ZHANG, Z.; BU, X.; ZHANG, C.; LIU, W.; TANG, X. Alkynyl carbon dots in NiS-CdS: the unique electron current division function for enhanced photoelectrocatalytic hydrogen evolution. **ACS Applied Energy Materials**, Washington, DC, v. 8, n. 12, p. 8561-8570, 2025. DOI: 10.1021/acsaem.5c01210.

BAKATULA, E. N.; RONDEAU, V.; FONTAINE, J.; JARDÉ, E.; HOUOT, S.; DUBROCA, J.; DEBAUD, J. C. Determination of point of zero charge of natural organic materials. **Environmental Science and Pollution Research**, Heidelberg, v. 25, n. 8, p. 7823–7833, 2 jan. 2018. DOI: 10.1007/s11356-017-1115-7.

BAUTISTA-TOLEDO, I.; FERRO-GARCÍA, M. A.; RIVERA-UTRILLA, J.; MORENO-CASTILLA, C.; VEGAS FERNÁNDEZ, F. J. Bisphenol A removal from water by activated carbon: effects of carbon characteristics and solution chemistry. **Environmental Science & Technology**, Washington, DC, v. 39, n. 16, p. 6246-6250, jul. 2005. DOI: 10.1021/es0481169.

BENVEGNÚ, M. A. Etapas de tratamento do esgoto sanitário. **Água e Efluentes**, São Paulo, 2024. Disponível em: <https://www.aguaeefluentes.com.br/post/etapas-de-tratamento-do-esgoto>. Acesso em: 18 out. 2024.

BERGMANN, M.; GUTOW, L.; KLAGES, M. **Marine anthropogenic litter**. Cham: Springer, 2015.

BOYD, G. E.; ADAMSON, A. W.; MYERS JÚNIOR, L. S. The exchange adsorption of ions from aqueous solutions by organic zeolites. II: kinetics. **Journal of the American Chemical Society**, Washington, v. 69, n. 11, p. 2836–2848, nov. 1947. DOI: 10.1021/ja01203a066.

BRASKEM. **O Plástico no Planeta, O Uso Consciente Torna O Mundo Mais Sustentável**, São Paulo, 2016.

BRIASSOULIS, D.; PIKASI, A.; BRIASSOULIS, Chr.; MISTRITIS, A. Disintegration behaviour of bio-based plastics in coastal zone marine environments: a field experiment under natural conditions. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 688, p. 208–223, out. 2019. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.06.129.

BUGATTI, C.; ALMEIDA, K. C. de; GUIMARÃES, M. S. de A.; AMÂNCIO, N. de F. G. Microplásticos e Nanoplásticos e sua relevância na saúde humana: uma revisão de literatura. **Research, Society and Development**, Vargem Grande Paulista, v. 12, n. 1, p. e6712139302, jan. 2023. DOI: 10.33448/rsd-v12i1.39302.

CALDWELL, S. J.; AL-DURI, B.; SUN, N.; SUN, C.; SNAPE, C. E.; LI, K.; WOOD, J.

Carbon dioxide separation from nitrogen/hydrogen mixtures over activated carbon beads: Adsorption isotherms and breakthrough studies. **Energy & Fuels**, Washington, v. 29, n. 6, p. 3796-3807, jun. 2015. DOI: 10.1021/acs.energyfuels.5b00164.

CALVO-MUÑOZ, E. M.; GARCÍA-MATEOS, F. J.; ROSAS, J. M.; RODRÍGUEZ-MIRASOL, J.; CORDERO, T. Biomass waste carbon materials as adsorbents for CO₂ capture under post-combustion conditions. **Frontiers in Materials**, Lausanne, v. 3, art. 23, maio 2016. DOI: 10.3389/fmats.2016.00023.

CANEVAROLO, S. V. **Ciência dos polímeros: um texto básico para tecnólogos e engenheiros**. 2. ed. São Paulo: Artliber, 2006.

CARR, S. A.; LIU, J.; TESORO, A. G. Transport and fate of microplastic particles in wastewater treatment plants. **Water Research**, Oxford, v. 91, p. 174-182, mar. 2016. DOI: 10.1016/j.watres.2016.01.002.

COENEN, K. T.; GALLUCCI, F.; MEZARI, B.; HENSEN, E. J. M.; VAN SINT ANNALAND, M. An in-situ IR study on the adsorption of CO₂ and H₂O on hydrotalcites. **Journal of CO₂ Utilization**, Amsterdam, v. 24, p. 228-239, mar. 2018. DOI: 10.1016/j.jcou.2018.01.008.

CONLEY, K.; CLUM, A.; DEEPE, J.; LANE, H.; BECKINGHAM, B. Wastewater treatment plants as a source of microplastics to an urban estuary: removal efficiencies and loading per capita over one year. **Water Research X**, Oxford, v. 3, p. 100030, maio 2019. DOI: 10.1016/j.wroa.2019.100030.

COONEY, D. O. **Adsorption design for wastewater treatment**. Boca Raton: CRC Press, 1999.

CHEN, Z.; LIU, J.; CHEN, C.; HUANG, Z. Sedimentation of nanoplastics from water with Ca/Al dual flocculants: characterization, interface reaction, effects of pH and ion ratios. **Chemosphere**, Oxford, v. 252, p. 126450, ago. 2020. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2020.126450.

CHEN, Z.; LIU, X.; WEI, W.; CHEN, H.; NI, B. J. Removal of microplastics and nanoplastics from urban waters: separation and degradation. **Water Research**, Oxford, v. 221, p. 118820, ago. 2022. DOI: 10.1016/j.watres.2022.118820.

CHENG, W.; LI, X.; ZHOU, Y.; YU, H.; XIE, Y.; GUO, H.; WANG, H.; LI, Y.; FENG, Y.; WANG, Y. Polystyrene microplastics induce hepatotoxicity and disrupt lipid metabolism in the liver organoids. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 806, p. 150328, fev. 2022. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.150328.

DELLE-SITE, A. Factors affecting sorption of organic compounds in natural sorbent/water systems and sorption coefficients for selected pollutants: a review. **Journal of Physical and Chemical Reference Data**, Melville, v. 30, n. 1, p. 187-439, jan./fev. 2001. DOI: 10.1063/1.1347984.

DOMINGUES, V. M. F. **Utilização de um produto natural (cortiça) como adsorvente de pesticidas piretróides em águas**. 2005. 224 f. Dissertação (Mestrado em Controle de

Qualidade) – Faculdade de Engenharia, Universidade do Porto, Porto, 2005.

ELSHEIKHI, S. A.; BENYOUNIS, K. Y.; HASHMI, S. Recent international research efforts on plastics and polymeric materials. *In*: HASHMI, M. S. J. (ed.). **Encyclopedia of materials: plastics and polymers**. Oxford: Elsevier, 2022. p. 620-633. DOI: 10.1016/B978-0-12-820352-1.00249-2.

ELKHATIB, D.; OYANEDEL-CRAVER, V.; CARISSIMI, E. Electrocoagulation applied for the removal of microplastics from wastewater treatment facilities. **Separation and Purification Technology**, Amsterdam, v. 276, p. 118877, dez. 2021. DOI: 10.1016/j.seppur.2021.118877.

ENDERS, K.; LENZ, R.; IVAR DO SUL, J. A.; TAGG, A. S.; LABRENZ, M. When every particle matters: a QuEChERS approach to extract microplastics from environmental samples. **MethodsX**, Amsterdam, v. 7, p. 100784, 2020. DOI: 10.1016/j.mex.2020.100784.

EPLAST. **O que é Resina PET PCR?** 2024. Disponível em: <https://eplast.com.br/produtos/o-que-e-resina-pet-pcr/>. Acesso em: 19 out. 2024.

ESTELRICH, J.; ESCRIBANO, E.; QUERALT, J.; BUSQUETS, M. A. Iron oxide nanoparticles for magnetically-guided and magnetically-responsive drug delivery. **International Journal of Molecular Sciences**, Basel, v. 16, n. 4, p. 8070-8101, abr. 2015. DOI: 10.3390/ijms16048070.

FAPESP. **A ameaça dos microplásticos**. Revista Pesquisa FAPESP, ed. 281, jul. 2019. Disponível em: <https://revistapesquisa.fapesp.br/a-ameaca-dos-microplasticos>. Acesso em: 18 out. 2024.

FERNANDES, R. **Adsorventes alternativos para remoção de fenol em solução aquosa**. 2005. 78 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005.

FERNANDES, F. L. **Carvão de endocarpo de coco da baía ativado quimicamente com ZnCl₂ e fisicamente com vapor d'água: produção, caracterização, modificações químicas e aplicação na adsorção de íon cloreto**. 2008. 92 f. Tese (Doutorado em Química) – Programa de Pós-Graduação em Química, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2008.

FOURNIER, S. B.; D'ERRICO, J. N.; ADLER, D. S.; KOLLONTZI, S.; GOEDKEN, M. J.; FABRIS, L.; YURKOW, E. J.; STAPLETON, P. A. Nanopolystyrene translocation and fetal deposition after acute lung exposure during late-stage pregnancy. **Particle and Fibre Toxicology**, London, v. 17, n. 1, art. 55, out. 2020. DOI: 10.1186/s12989-020-00385-9.

FREUNDLICH, H. M. F. Über die Adsorption in Lösungen. **Zeitschrift für physikalische Chemie**, Leipzig, v. 57, p. 385-470, 1906.

GALGANI, F.; HANKE, G.; MAES, T. Global distribution, composition and abundance of marine litter. *In*: BERGMANN, M.; GUTOW, L.; KLAGES, M. (ed.). **Marine anthropogenic litter**. Cham: Springer, 2015. p. 29-56. DOI: 10.1007/978-3-319-16510-3_2.

GANIE, Z. A.; KHANDELWAL, N.; TIWARI, E.; SINGH, N.; DARBHA, G. K. Biochar-

facilitated remediation of nanoplastic contaminated water: effect of pyrolysis temperature induced surface modifications. **Journal of Hazardous Materials**, Amsterdam, v. 417, p. 126096, set. 2021. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2021.126096.

GOMIDE, R. **Operações unitárias**. v. 1. São Paulo: R. Gomide, 1997.

GREGORY, J. Turbidity and beyond. **Filtration & Separation**, Oxford, v. 35, n. 1, p. 63-67, jan./fev. 1998. DOI: 10.1016/S0015-1882(97)83117-5.

GREGORY, M. R. Plastic 'scrubbers' in hand cleansers: a further (and minor) source for marine pollution identified. **Marine Pollution Bulletin**, Oxford, v. 32, n. 12, p. 867-871, dez. 1996. DOI: 10.1016/S0025-326X(96)00047-1.

HANIF, M. A.; IBRAHIM, N.; DAHALAN, F. A.; ALI, U. F. M.; HASAN, M.; JALIL, A. A. Microplastics and nanoplastics: recent literature studies and patents on their removal from aqueous environment. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 810, p. 152115, mar. 2022. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.152115.

HEO, Y.; LEE, E.-H.; LEE, S.-W. Adsorptive removal of micron-sized polystyrene particles using magnetic iron oxide nanoparticles. **Chemosphere**, Amsterdam, v. 307, p. 135672, nov. 2022. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2022.135672.

HLEKELELE, L.; NOMADOLO, N. E.; SETSHEDI, K. Z.; MOFOKENG, L. E.; CHETTY, A.; CHAUKE, V. P. Synthesis and characterization of polyaniline, polypyrrole and zero-valent iron-based materials for the adsorptive and oxidative removal of bisphenol-A from aqueous solution. **RSC Advances**, Cambridge, v. 9, n. 25, p. 14531-14543, maio 2019. DOI: 10.1039/c9ra01666j.

HOSLETT, J.; MASSARA, T. M.; MALAMIS, S.; AHMAD, D.; VAN DEN BOOGAERT, I.; KATSOU, E.; AHMAD, B.; GHAZAL, H.; SIMONS, S.; WROBEL, L.; JOUHARA, H. Surface water filtration using granular media and membranes: a review. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 639, p. 1268-1282, out. 2018. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.05.247.

HO, Y. S.; MCKAY, G. A kinetic study of dye sorption by biosorbent waste product pith. **Resources, Conservation and Recycling**, Amsterdam, v. 25, n. 3-4, p. 171-193, mar. 1999. DOI: 10.1016/S0921-3449(98)00053-6.

HWANG, J.; CHOI, D.; HAN, S.; JUNG, S. Y.; CHOI, J.; HONG, J. Potential toxicity of polystyrene microplastic particles. **Scientific Reports**, London, v. 10, art. 7391, abr. 2020. DOI: 10.1038/s41598-020-64464-9.

INGLEZAKIS, V. J.; FYRILLAS, M. M.; PARK, J. Variable diffusivity homogeneous surface diffusion model and analysis of merits and fallacies of simplified adsorption kinetics equations. **Journal of Hazardous Materials**, Amsterdam, v. 367, p. 224-245, abr. 2019. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2018.12.023.

ISMANTO, A.; HADIBARATA, T.; SUGIANTO, D. N.; ZAINURI, M.; KRISTANTI, R. A.; WISHA, U. J.; HERNAWAN, U.; ANINDITA, M. A.; GONSILOU, A. P.; ELSHIKH, M. S.; AL-MOHAIMEED, A. M.; ABBASI, A. M. First evidence of microplastics in the water and

sediment of Surakarta city river basin, Indonesia. **Marine Pollution Bulletin**, Oxford, v. 196, art. 115677, nov. 2023. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2023.115677.

JAIN, M.; YADAV, M.; KOHOUT, T.; LAHTINEN, M.; GARG, V. K.; SILLANPÄÄ, M. Development of iron oxide/activated carbon nanoparticle composite for the removal of Cr(VI), Cu(II) and Cd(II) ions from aqueous solution. **Water Resources and Industry**, Amsterdam, v. 20, p. 54-74, dez. 2018. DOI: 10.1016/j.wri.2018.10.001.

JENNER, L. C.; ROTCHELL, J. M.; BENNETT, R. T.; COWEN, M.; TENTZERIS, V.; SADOFSKY, L. R. Detection of microplastics in human lung tissue using μ FTIR spectroscopy. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 831, art. 154907, jul. 2022. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2022.154907.

JIMENEZ, R. S.; DAL BOSCO, S. M.; CARVALHO, W. A. Remoção de metais pesados de efluentes aquosos pela zeólita natural escolecita: influência da temperatura e do pH na adsorção em sistemas monoelementares. **Química Nova**, São Paulo, v. 27, n. 5, p. 734-738, set./out. 2004. DOI: 10.1590/S0100-40422004000500011.

KAMALIAN, P.; KHORASANI, S. N.; ABDOLMALEKI, A.; KAREVAN, M.; KHALILI, S.; SHIRANI, M.; NEISIANY, R. E. Toward the development of polyethylene photocatalytic degradation. **Journal of Polymer Engineering**, Berlin, v. 40, n. 2, p. 181-191, jan. 2020. DOI: 10.1515/polyeng-2019-0230.

KANHAI, L. D. K.; OFFICER, R.; LYASHEVSKA, O.; THOMPSON, R. C.; O'CONNOR, I. Microplastic abundance, distribution and composition along a latitudinal gradient in the Atlantic Ocean. **Marine Pollution Bulletin**, Oxford, v. 115, n. 1-2, p. 307-314, fev. 2017. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2016.12.025.

KELLEY, C. D.; KROLICK, A.; BRUNNER, L.; BURKLUND, A.; KAHN, D.; BALL, W. P.; WEBER-SHIRK, M. An affordable open-source turbidimeter. **Sensors**, Basel, v. 14, n. 4, p. 7142-7155, avr. 2014. DOI: 10.3390/s140407142.

KIM, K. T.; PARK, S. Enhancing microplastics removal from wastewater using electro-coagulation and granule-activated carbon with thermal regeneration. **Processes**, Basel, v. 9, n. 4, art. 617, mar. 2021. DOI: 10.3390/pr9040617.

KINNIBURGH, D. G. General purpose adsorption isotherms. **Environmental Science & Technology**, Washington, DC, v. 20, n. 9, p. 895-904, set. 1986. DOI: 10.1021/es00151a008.

KWIATKOWSKI, M.; BRONIEK, E. An analysis of the porous structure of activated carbons obtained from hazelnut shells by various physical and chemical methods of activation. **Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects**, Amsterdam, v. 529, p. 443-453, set. 2017. DOI: 10.1016/j.colsurfa.2017.06.028.

LAMICHHANE, G.; ACHARYA, A.; MARAHATHA, R. *et al.* Microplastics in environment: global concern, challenges, and controlling measures. **International Journal of Environmental Science and Technology**, Berlin, v. 20, p. 4673-4694, 2023. DOI: 10.1007/s13762-022-04261-1.

LANGMUIR, I. The dissociation of hydrogen into atoms. III. The mechanism of the reaction.

Journal of the American Chemical Society, Washington, DC, v. 38, n. 6, p. 1145-1156, jun. 1916. DOI: 10.1021/ja02263a001.

LAHURI, A. H.; RAHIM, A. A.; NORDIN, N.; ADNAN, R.; JAAFAR, N. F.; TAUFIQ-YAP, Y. H. Comparative studies on adsorption isotherm and kinetic for CO₂ capture using iron oxide impregnated activated carbon. **Catalysis Today**, Amsterdam, v. 418, art. 114111, jun. 2023. DOI: 10.1016/j.cattod.2023.114111.

LAPOINTE, M.; FARNER, J. M.; HERNANDEZ, L. M., & TUFENKJI, N. Understanding and Improving Microplastic Removal during Water Treatment: Impact of Coagulation and Flocculation. **Environmental Science & Technology**, v. 54, n. 14, p. 8719–8727, 16 jun. 2020. DOI: 10.1021/acs.est.0c00712.

LAGERGREEN, S. Zur Theorie der sogenannten Adsorption gelöster Stoffe. **Zeitschrift für Chemie und Industrie der Kolloide**, [s.l.], v. 2, p. 15, jul. 1907. DOI: 10.1007/BF01501332.

LARGITTE, L.; PASQUIER, R. A review of the kinetics adsorption models and their application to the adsorption of lead by an activated carbon. **Chemical Engineering Research and Design**, v. 109, p. 495–504, 1 maio 2016. DOI: 10.1016/j.cherd.2016.02.006.

LASTOVINA, T. A.; BUDNYK, A. P. A review of methods for extraction, removal, and stimulated degradation of microplastics. **Journal of Water Process Engineering**, v. 43, p. 102209, 1 out. 2021. DOI: 10.1016/j.jwpe.2021.102209.

LEGROURI, K.; KHOUYA, E.; EZZINE M.; HANNACHE, H.; DENOYEL, R.; PALLIER, R.; NASLAIN R. **Production of activated carbon from a new precursor molasses by activation with sulphuric acid**. *Journal of Hazardous Materials B118* p.259-263, Agosto 2005. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2004.11.004.

LI, J.; LIU, H.; PAUL CHEN, J. **Microplastics in freshwater systems: A review on occurrence, environmental effects, and methods for microplastics detection**. *Water Research*, v. 137, n. 137, p. 362–374, jun. 2018. DOI: 10.1016/j.watres.2017.12.056.

LIU, S. Y.; LEUNG, M. M.-L.; FANG, J. K.-H.; CHUA, S. L. Engineering a microbial 'trap and release' mechanism for microplastics removal. **Chemical Engineering Journal**, Amsterdam, v. 404, art. 127079, jan. 2021a. DOI: 10.1016/j.cej.2020.127079.

LIU, L.; XU, K.; ZHANG, B.; YE, Y.; ZHANG, Q.; JIANG, W. Cellular internalization and release of polystyrene microplastics and nanoplastics. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 779, art. 146523, jul. 2021b. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.146523.

LIU, S.; LIU, X.; GUO, J.; YANG, R.; WANG, H.; SUN, Y.; CHEN, B.; DONG, R. The association between microplastics and microbiota in placentas and meconium: the first evidence in humans. **Environmental Science & Technology**, Washington, DC, v. 57, n. 46, p. 17774-17785, nov. 2023. DOI: 10.1021/acs.est.2c04706.

LESLIE, H. A.; VAN VELZEN, M. J. M.; BRANDSMA, S. H.; VETHAAK, A. D.; GARCIA-VALLEJO, J. J.; LAMOREE, M. H. Discovery and quantification of plastic particle pollution in human blood. **Environment International**, v. 163, n. 107199, p. 107199, 24 mar. 2022. DOI: 10.1016/j.envint.2022.107199.

MAAFA, I. M. Pyrolysis of Polystyrene Waste: A Review. **Polymers**, v. 13, n. 2, p. 225, 11 jan. 2021. DOI: 10.3390/polym13020225.

MACLEOD, M.; ARP, H. P. H.; TEKMAN, M. B.; JAHNKE, A. The global threat from plastic pollution. **Science**, Washington, DC, v. 373, n. 6550, p. 61-65, jul. 2021. DOI: 10.1126/science.abg5433.

MA, B.; XUE, W.; DING, Y.; HU, C.; LIU, H.; QU, J. Removal characteristics of microplastics by Fe-based coagulants during drinking water treatment. **Journal of Environmental Sciences**, Amsterdam, v. 78, p. 267-275, abr. 2019. DOI: 10.1016/j.jes.2018.10.006.

MANO, E. B. **Introdução a polímeros**. São Paulo: Edgar Blücher, 2001.

MAGNO, I. (org.). **Fragmentos da destruição: impactos do plástico na biodiversidade marinha brasileira**. 1. ed. Brasília: Oceana Brasil, 2024. *E-book*. Disponível em: <https://brasil.oceana.org>. Acesso em: 23 fev. 2024.

MAK, C. W.; TSANG, Y. Y.; LEUNG, M. M.-L.; FANG, J. K.-H.; CHAN, K. M. Microplastics from effluents of sewage treatment works and stormwater discharging into the Victoria Harbor, Hong Kong. **Marine Pollution Bulletin**, Amsterdam, v. 157, art. 111181, ago. 2020. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2020.111181.

MIRZAEI, E.; SARTAJ, M. Activated carbon-based magnetic composite as an adsorbent for removal of polycyclic aromatic hydrocarbons from aqueous phase: Characterization, adsorption kinetics and isotherm studies. **Journal of Hazardous Materials Advances**, v. 6, p. 100083, maio 2022. DOI: 10.1016/j.hazadv.2022.100083.

MONTENEGRO, R. S. P.; SERFATY, M. E. **Aspectos gerais do poliestireno**. Rio de Janeiro: BNDES, set. 2002. Disponível em: <https://web.bndes.gov.br/bib/jspui/handle/1408/11831>. Acesso em: 23 fev. 2024.

MOREIRA, S. A. **Adsorção de íons metálicos de efluente aquoso usando bagaço do pedúnculo de caju: estudo de batelada e coluna de leito fixo**. 2008. 151 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento Ambiental) – Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2008.

MURRAY, A.; ÖRMECI, B. Removal Effectiveness of Nanoplastics (<400 nm) with Separation Processes Used for Water and Wastewater Treatment. **Water**, v. 12, n. 3, p. 635, 26 fev. 2020. DOI: 10.3390/w12030635.

MURPHY, F.; EWINS, C.; CARBONNIER, F.; QUINN, B. Wastewater Treatment Works (WwTW) as a source of microplastics in the aquatic environment. **Environmental Science & Technology**, Washington, DC, v. 50, n. 11, p. 5800-5808, jun. 2016. DOI: 10.1021/acs.est.5b05416.

MUNDO DO PLÁSTICO. **Resina PCR já faz parte do nosso dia a dia e você nem sabia**. **Mundo do Plástico**, [s. l.], 27 set. 2022. Disponível em: <https://mundodoplastico.plasticobrasil.com.br/sustentabilidade/resina-pcr-ja-faz-parte-do-nosso-dia-dia-e-voce-nem-sabia>. Acesso em: 19 out. 2024.

MUHAMMAD, N.; KHAN, M. I.; KAMBOH, M. A.; WAHAB, A.; KHAN, M. Y. Synthesis and characterization of superparamagnetic iron oxide nanoparticles prepared with Tween-80. **International Journal of Basic Medical Sciences and Pharmacy**, Karachi, v. 8, n. 1, p. 7-10, 2018.

NATARELLI, C. V. L.; OLIVEIRA, J. E.; MATTOSO, L. H. C.; SANTOS, M. de O. Introdução aos materiais poliméricos. *In*: OLIVEIRA, J. E.; MATTOSO, L. H. C.; SANTOS, M. de O. (org.). **Nanotecnologia aplicada a polímeros**. São Paulo: Blucher, 2022. p. 49-90. DOI: 10.5151/9786555502527-02.

NAPPER, I. E.; BAKIR, A.; ROWLAND, S. J.; THOMPSON, R. C. Characterisation, quantity and sorptive properties of microplastics extracted from cosmetics. **Marine Pollution Bulletin**, Amsterdam, v. 99, n. 1-2, p. 178-185, out. 2015. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2015.07.029.

NASCIMENTO, R. F. do; LIMA, A. C. A. de; VIDAL, C. B.; MELO, D. de Q.; RAULINO, G. S. C. **Adsorção: aspectos teóricos e aplicações ambientais**. 2. ed. Fortaleza: Imprensa Universitária, 2020. v. 1. Disponível em: <https://repositorio.ufc.br/handle/riufc/53271>. Acesso em: 2 nov. 2024.

NASCIMENTO, R. F. do; SOUSA NETO, V. de O.; MELO, D. de Q. **Uso de bioadsorventes lignocelulósicos na remoção de poluentes de efluentes aquosos**. Fortaleza: Imprensa Universitária, 2014. Disponível em: <http://www.repositorio.ufc.br/handle/riufc/19569>. Acesso em: 23 fev. 2024.

OLIVEIRA, J. L. B. de. **Efeito dos ultramicroporos e da química da superfície nos mecanismos de retenção de H₂S do biogás**. 2019. 66 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2019.

OLIVEIRA, L. C. A.; RIOS, R. V. R. A.; FABRIS, J. D.; GARG, V.; SAPAG, K.; LAGO, R. M. Activated carbon/iron oxide magnetic composites for the adsorption of contaminants in water. **Carbon**, Oxford, v. 40, n. 12, p. 2177-2183, out. 2002. DOI: 10.1016/S0008-6223(02)00076-3.

OUYANG, M.-Y.; LIU, J.-H.; WEN, B.; HUANG, J.-N.; FENG, X.-S.; GAO, J.-Z.; CHEN, Z.-Z. Ecological stoichiometric and stable isotopic responses to microplastics are modified by food conditions in koi carp. **Journal of Hazardous Materials**, Amsterdam, v. 404, art. 124121, fev. 2021. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2020.124121.

OZKAYA, B. Adsorption and desorption of phenol on activated carbon and a comparison of isotherm models. **Journal of Hazardous Materials**, v. 129, n. 1-3, p. 158–163, 28 fev. 2006. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2005.08.025.

OSMAN, A. I.; HOSNY, M.; ELTAWEL, A. S.; OMAR, S.; ELGARAHY, A. M.; FARGHALI, M.; YAP, P.-S.; WU, Y.-S.; NAGANDRAN, S.; BATUMALAIE, K.; GOPINATH, S. C. B.; JOHN, O. D.; SEKAR, M.; SAIKIA, T.; KARUNANITHI, P.; HATTA, M. H. M.; AKINYEDE, K. A. Microplastic sources, formation, toxicity and remediation: a review. **Environmental Chemistry Letters**, Cham, v. 21, p. 2129-2169, abr. 2023. DOI:

10.1007/s10311-023-01593-3

PAN, Y.; GAO, S.-H.; GE, C.; GAO, Q.; HUANG, S.; KANG, Y.; LUO, G.; ZHANG, Z.; FAN, L.; ZHU, Y.; WANG, A.-J. Removing microplastics from aquatic environments: a critical review. **Environmental Science and Ecotechnology**, Amsterdam, v. 13, art. 100222, jan. 2023. DOI: 10.1016/j.ese.2022.100222.

PRAJAPATI, A.; VAIDYA, A. N.; KUMAR, A. R. Microplastic properties and their interaction with hydrophobic organic contaminants: a review. **Environmental Science and Pollution Research**, Berlin, v. 29, p. 49490–49512, jul. 2022. DOI: 10.1007/s11356-022-20723-y.

PRAUCHNER, M. J.; RODRÍGUEZ-REINOSO, F. Chemical versus physical activation of coconut shell: a comparative study. **Microporous and Mesoporous Materials**, Amsterdam, v. 152, p. 163-171, abr. 2012. DOI: 10.1016/j.micromeso.2011.11.040.

PELEGRINI, K.; PEREIRA, T. C. B.; WERTHEIMER, C. C. S.; TEODORO, L. S.; BASSO, N. R. S.; LIGABUE, R. A.; BOGO, M. R. Microplastics beach pollution: composition, quantification and distribution on the southern coast of Brazil. **Water, Air, & Soil Pollution**, Cham, v. 235, art. 724, out. 2024. DOI: 10.1007/s11270-024-07541-3.

PIVOKONSKY, M.; CERMAKOVA, L.; NOVOTNA, K.; PEER, P.; CAJTHAML, T.; JANDA, V. Occurrence of microplastics in raw and treated drinking water. **Science of The Total Environment**, Amsterdam, v. 643, p. 1644-1651, dez. 2018. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.08.102.

PLASTICS EUROPE. **Plastics – the facts 2020**: an analysis of European plastics production, demand and waste data. [Brussels]: Plastics Europe, 2020. Disponível em: https://plasticseurope.org/wp-content/uploads/2021/09/Plastics_the_facts-WEB-2020_versionJun21_final.pdf. Acesso em: 15 out. 2023.

PLASTICS EUROPE. **Plastics – the facts 2022**: an analysis of European plastics production, demand and waste data. [Brussels]: Plastics Europe, 2022. Disponível em: <https://plasticseurope.org/knowledge-hub/plastics-the-facts-2022-2/>. Acesso em: 5 out. 2023.

PLASTICS EUROPE. **Plastics – the facts 2023**. [Brussels]: Plastics Europe, 2023. Disponível em: <https://plasticseurope.org/knowledge-hub/>. Acesso em: 19 out. 2023.

QU, J.; LIU, Y.; CHENG, L.; JIANG, Z.; ZHANG, G.; DENG, F.; WANG, L.; HAN, W.; ZHANG, Y. Green synthesis of hydrophilic activated carbon supported sulfide nZVI for enhanced Pb(II) scavenging from water: characterization, kinetics, isotherms and mechanisms. **Journal of Hazardous Materials**, Amsterdam, v. 403, art. 123607, fev. 2021. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2020.123607.

RAMIREZ ARENAS, L.; RAMSEIER GENTILE, S.; ZIMMERMANN, S.; STOLL, S. Nanoplastics adsorption and removal efficiency by granular activated carbon used in drinking water treatment process. **Science of The Total Environment**, Amsterdam, v. 791, art. 148175, out. 2021. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.148175.

ROCHA, O. R. S. da; NASCIMENTO, G. E. do; CAMPOS, N. F.; SILVA, V. L. da; DUARTE, M. M. M. B. Avaliação do processo adsorptivo utilizando mesocarpo de coco verde para remoção do corante cinza reativo BF-2R. **Química Nova**, São Paulo, v. 35, n. 7, p. 1369-1374, jul. 2012. DOI: 10.1590/S0100-40422012000700016.

ROCHMAN, C. M.; HOH, E.; KUROBE, T.; TEH, S. J. Ingested plastic transfers hazardous chemicals to fish and induces hepatic stress. **Scientific Reports**, [London], v. 3, art. 3263, p. 1-7, nov. 2013. DOI: 10.1038/srep03263.

RODRÍGUEZ-REINOSO, F. Activated carbon: structure, properties and applications. *In*: PATRICK JR., J. W. (ed.). **Porosity in carbons: characterization and applications**. London: Edward Arnold, 1995. cap. 10, p. 273-315.

ROGINSKY, S. Z.; ZELDOVICH, J. Die katalytische oxydation von kohlenmonoxyd auf mangandioxyd. **Acta Physicochimica URSS**, [Moscow], v. 1, p. 554-594, 1934.

RUTHVEN, D. M. **Principles of adsorption and adsorption processes**. New York: John Wiley & Sons, 1984.

SAMIR, B.; BOUAZIZI, N.; FOTSING, P. N.; COSME, J.; MARQUIS, V.; DOTTO, G. L.; LE DERF, F.; VIEILLARD, J. Preparation and modification of activated carbon for the removal of pharmaceutical compounds via adsorption and photodegradation processes: a comparative study. **Applied Sciences**, Basel, v. 13, n. 14, art. 8074, p. 1-24, jul. 2023. DOI: 10.3390/app13148074.

SANTOS, L. H. M. L. M.; INSA, S.; ARXÉ, M.; BUTTIGLIERI, G.; BARCELÓ, D. Analysis of microplastics in the environment: Identification and quantification of trace levels of common types of plastic polymers using pyrolysis-GC/MS. **MethodsX**, Amsterdam, v. 10, art. 102143, p. 1-14, mar. 2023. DOI: 10.1016/j.mex.2023.102143.

SANTOMAURO, A. C. **Custo baixo do poliestireno ajuda a resina disputar mercado**. São Paulo: Plástico Moderno, 2024. Disponível em: <https://www.plastico.com.br/custo-baixo-do-poliestireno/>. Acesso em: 24 out. 2024.

SANTOS, B. A. dos. **Compósito de zeólita A magnética sintetizada a partir das cinzas volantes do carvão para adsorção de poluentes metálicos**. 2019. 125 f. Dissertação (Mestrado em Química) – Centro de Ciências, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2019.

SAYGIN, H.; BAYSAL, A. Insights into the degradation behavior of submicroplastics by *Klebsiella pneumoniae*. **Journal of Polymers and the Environment**, New York, v. 29, n. 3, p. 958-966, mar. 2021. DOI: 10.1007/s10924-020-01929-y.

SCHELLENBERG, J.; TOMOTSU, N. Syndiotactic polystyrene catalysts and polymerization. **Progress in Polymer Science**, Oxford, v. 27, n. 9, p. 1925-1982, nov. 2002. DOI: 10.1016/S0079-6700(02)00026-6.

SCHYMANSKI, D.; GOLDBECK, C.; HUMPF, H.-U.; FÜRST, P. Analysis of microplastics in water by micro-Raman spectroscopy: Release of plastic particles from different packaging

into mineral water. **Water Research**, Oxford, v. 129, p. 154-162, fev. 2018. DOI: 10.1016/j.watres.2017.11.011.

SEKAR, M.; SAKTHI, V.; RENGARAJ, S. Kinetics and equilibrium adsorption study of lead(II) onto activated carbon prepared from coconut shell. **Journal of Colloid and Interface Science**, v. 279, n. 2, p. 307–313, nov. 2004. DOI: 10.1016/j.jcis.2004.06.042.

SILVERSTEIN, R. M.; BASSLER, G. C.; MORRILL, T. C. **Identificação espectrométrica de compostos orgânicos**. 6. ed. Rio de Janeiro: LTC, 2000. 460 p.

SING, K. S. W.; EVERETT, D. H.; HAUL, R. A. W.; MOSCOU, L.; PIEROTTI, R. A.; ROUQUÉROL, J.; SIEMIENIEWSKA, T. Reporting physisorption data for gas/solid systems with special reference to the determination of surface area and porosity (Recommendations 1984). **Pure and Applied Chemistry**, Oxford, v. 57, n. 4, p. 603-619, abr. 1985. DOI: 10.1351/pac198557040603.

SOENEN, S. J. H.; NUYTEN, N.; HIMMELREICH, U.; DE CUYPER, M. Intracellular nanoparticle coating stability determines nanoparticle diagnostics efficacy and cell functionality. **Small**, Weinheim, v. 6, n. 19, p. 2136-2145, out. 2010. DOI: 10.1002/sml.201000763.

SOUSA NETO, V. O. **Modificação química da casca do coco bruto (*Cocos nucifera*) para a remoção de Cu (II) e efluente sintético e industrial**: estudo de isoterma de adsorção, cinética e coluna de leito fixo. 2012. 192 f. Tese (Doutorado em Saneamento Ambiental) - Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2012.

SUBAIR, A.; LAKSHMI, P. K.; CHELLAPPAN, S.; CHINGHAKHAM, C. Removal of polystyrene microplastics using biochar-based continuous flow fixed-bed column. **Environmental Science and Pollution Research**, Berlin, v. 31, n. 9, p. 13753-13765, jan. 2024. DOI: 10.1007/s11356-024-32088-5.

SUN, J.; DAI, X.; WANG, Q.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M.; NI, B.-J. Microplastics in wastewater treatment plants: detection, occurrence and removal. **Water Research**, Oxford, v. 152, p. 21-37, abr. 2019. DOI: 10.1016/j.watres.2018.12.050.

SONG, X.; LIU, H.; CHENG, L.; QU, Y. Surface modification of coconut-based activated carbon by liquid-phase oxidation and its effects on lead ion adsorption. **Desalination**, Amsterdam, v. 255, n. 1-3, p. 78-83, maio 2010. DOI: 10.1016/j.desal.2010.01.011.

SONG, T.; LIAO, J.-M.; XIAO, J.; SHEN, L.-H. Effect of micropore and mesopore structure on CO₂ adsorption by activated carbons from biomass. **New Carbon Materials**, [S. l.], v. 30, n. 2, p. 156-166, abr. 2015. DOI: 10.1016/S1872-5805(15)60181-0.

TU, Y.-J.; PREMACHANDRA, G. S.; BOYD, S. A.; SALLACH, J. B.; LI, H.; TEPPEN, B. J.; JOHNSTON, C. T. Synthesis and evaluation of Fe₃O₄-impregnated activated carbon for dioxin removal. **Chemosphere**, Oxford, v. 263, 128263, p. 1-11, jan. 2021. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2020.128263.

THEVENON, F.; CARROLL, C.; SOUSA, J. (ed.). **Plastic debris in the ocean**: the characterization of marine plastics and their environmental impacts, situation analysis report.

Gland, Switzerland: IUCN, 2015. 52 p.

TOFA, T. S.; KUNJALI, K. L.; PAUL, S.; DUTTA, J. Visible light photocatalytic degradation of microplastic residues with zinc oxide nanorods. **Environmental Chemistry Letters**, Berlin, v. 17, n. 3, p. 1341-1346, set. 2019a. DOI: 10.1007/s10311-019-00859-z.

TOFA, T. S.; YE, F.; KUNJALI, K. L.; DUTTA, J. Enhanced visible light photodegradation of microplastic fragments with plasmonic platinum/zinc oxide nanorod photocatalysts. **Catalysts**, Basel, v. 9, n. 10, art. 819, p. 1-13, set. 2019b. DOI: 10.3390/catal9100819.

TONG, H.; JIANG, Q.; HU, X.; ZHONG, X. Occurrence and identification of microplastics in tap water from China. **Chemosphere**, Oxford, v. 252, 126493, p. 1-10, ago. 2020. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2020.126493.

VERMA, A.; SHARMA, G.; KUMAR, A.; DHIMAN, P.; MOLA, G. T.; SHAN, A.; SI, C. Microplastic pollutants in water: a comprehensive review on their remediation by adsorption using various adsorbents. **Chemosphere**, Oxford, v. 352, 141365, p. 1-19, mar. 2024. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2024.141365.

VIANA, D. C.; BRAGA, R. A.; BARBOSA, B. H. G.; CAMPOS, A. R. C. R.; FERREIRA, D. D. Turbidímetro baseado em processamento de imagens: elaboração e avaliação de desempenho por meio de uma planta piloto. **Congresso Brasileiro de Automática**, Campinas, v. 3, n. 1, art. 3394, out. 2022. DOI: 10.20906/CBA2022/3394.

VIDAL, C. B. **Remoção de BTEX em solução aquosa por adsorção usando zeólita sintética modificada**. 2011. 95 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil: Saneamento Ambiental) – Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2011.

VINAYAGAM, R.; PAI, S.; MURUGESAN, G.; VARADAVENKATESAN, T.; NARAYANASAMY, S.; SELVARAJ, R. Magnetic activated charcoal/Fe₂O₃ nanocomposite for the adsorptive removal of 2,4-Dichlorophenoxyacetic acid (2,4-D) from aqueous solutions: Synthesis, characterization, optimization, kinetic and isotherm studies. **Chemosphere**, Oxford, v. 286, n. 3, 131938, p. 1-13, jan. 2022. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2021.131938.

WEBB, P. A.; ORR, C. **Analytical methods in fine particle technology**. Norcross: Micromeritics Instrument Corp, 1997. 301 p.

WU, W.; HE, Q.; JIANG, C. Magnetic iron oxide nanoparticles: synthesis and surface functionalization strategies. **Nanoscale Research Letters**, New York, v. 3, n. 11, p. 397-415, out. 2008. DOI: 10.1007/s11671-008-9174-9.

WATT, E.; PICARD, M.; MALDONADO, B.; ABDELWAHAB, M. A.; MIELEWSKI, D. F.; DRZAL, L. T.; MISRA, M.; MOHANTY, A. K. Ocean plastics: environmental implications and potential routes for mitigation – a perspective. **RSC Advances**, London, v. 11, n. 35, p. 21447-21462, jun. 2021. DOI: 10.1039/D1RA00353D.

WANG, L.; KAEPLER, A.; FISCHER, D.; SIMMCHEN, J. Photocatalytic TiO₂ micromotors for removal of microplastics and suspended matter. **ACS Applied Materials & Interfaces**, Washington, DC, v. 11, n. 36, p. 32937-32944, ago. 2019. DOI:

10.1021/acsami.9b06128.

WANG, B.; LIU, W.; ZHANG, M. Application of carbon-based adsorbents in the remediation of micro- and nanoplastics. **Journal of Environmental Management**, London, v. 349, 119522, p. 1-16, jan. 2024. DOI: 10.1016/j.jenvman.2023.119522.

WANG, F.; WANG, B.; DUAN, L.; ZHANG, Y.; ZHOU, Y.; SUI, Q.; XU, D.; QU, H.; YU, G. Occurrence and distribution of microplastics in domestic, industrial, agricultural and aquacultural wastewater sources: A case study in Changzhou, China. **Water Research**, Oxford, v. 182, 115956, p. 1-11, set. 2020. DOI: 10.1016/j.watres.2020.115956.

WEBER JUNIOR, W. J.; MORRIS, J. C. Kinetics of adsorption on carbon from solution. **Journal of the Sanitary Engineering Division**, Reston, v. 89, n. 2, p. 31-59, abr. 1963. DOI: 10.1061/JSEDAI.0000430.

XIAO, Y.; WANG, S.; WU, D.; YUAN, Q. Experimental and simulation study of hydrogen sulfide adsorption on impregnated activated carbon under anaerobic conditions. **Journal of Hazardous Materials**, Amsterdam, v. 153, n. 3, p. 1193-1200, maio 2008. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2007.09.081.

XING, X.; ZHANG, Y.; ZHOU, G.; ZHANG, Y.; YUE, J.; WANG, X.; YANG, Z.; CHEN, J.; WANG, Q.; ZHANG, J. Mechanisms of polystyrene nanoplastics adsorption onto activated carbon modified by ZnCl₂. **Science of The Total Environment**, Amsterdam, v. 876, 162763, p. 1-13, jun. 2023. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2023.162763.

YAN, Z.; LIU, Y.; ZHANG, T.; ZHANG, F.; REN, H.; ZHANG, Y. Analysis of microplastics in human feces reveals a correlation between fecal microplastics and inflammatory bowel disease status. **Environmental Science & Technology**, Washington, DC, v. 56, n. 1, p. 414-421, jan. 2022. DOI: 10.1021/acs.est.1c03924.

YEN, P.-L.; HSU, C.-H.; HUANG, M.-L.; LIAO, V. H.-C. Removal of nano-sized polystyrene plastic from aqueous solutions using untreated coffee grounds. **Chemosphere**, Oxford, v. 286, n. 3, 131863, p. 1-10, jan. 2022. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2021.131863.

ZARFL, C. Promising techniques and open challenges for microplastic identification and quantification in environmental matrices. **Analytical and Bioanalytical Chemistry**, v. 411, n. 17, p. 3743–3756, 27 mar. 2019. DOI: 10.1007/s00216-019-01763-9.

ZHANG, X.; DING, J.; LI, Z.; DAI, J.; LI, N.; LI, H. Rapid remediation of nanoplastics from water using a novel superparamagnetic absorbent. **Separation and Purification Technology**, Oxford, v. 351, 128069, p. 1-13, dez. 2024. DOI: 10.1016/j.seppur.2024.128069.

ZHAO, Y.; BAO, Z.; WAN, Z.; FU, Z.; JIN, Y. Polystyrene microplastic exposure disturbs hepatic glycolipid metabolism at the physiological, biochemical, and transcriptomic levels in adult zebrafish. **Science of the Total Environment**, [S.L.], v. 710, p. 136279, mar. 2020. Elsevier BV. DOI:10.1016/j.scitotenv.2019.136279.

ZHAO, H.; HUANG, X.; WANG, L.; ZHAO, X.; YAN, F.; YANG, Y.; LI, G.; GAO, P.; JI, P. Removal of polystyrene nanoplastics from aqueous solutions using a novel magnetic material:

Adsorbability, mechanism, and reusability. **Chemical Engineering Journal**, Amsterdam, v. 430, n. 4, 133122, p. 1-12, fev. 2022. DOI: 10.1016/j.cej.2021.133122.

ZHANG, Y.; LUO, Y.; GUO, X.; XIA, T.; WANG, T.; JIA, H.; ZHU, L. Charge mediated interaction of polystyrene nanoplastic (PSNP) with minerals in aqueous phase. **Water Research**, Oxford, v. 178, 115861, p. 1-11, jul. 2020. DOI: 10.1016/j.watres.2020.115861.

ZHANG, X.; DING, J.; LI, Z.; DAI, J.; LI, N.; LI, H. Rapid remediation of nanoplastics from water using a novel superparamagnetic absorbent. **Separation and Purification Technology**, Oxford, v. 351, 128069, p. 1-13, dez. 2024. DOI: 10.1016/j.seppur.2024.128069.

ZHOU, G.; HUANG, X.; XU, H.; WANG, Q.; WANG, M.; WANG, Y.; LI, Q.; ZHANG, Y.; YE, Q.; ZHANG, J. Removal of polystyrene nanoplastics from water by Cu–Ni carbon material: The role of adsorption. **Science of The Total Environment**, Amsterdam, v. 820, 153190, p. 1-12, maio 2022. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2022.153190.

ZHANG, Y.; CLAIREAUX, G.; TAKLE, H.; JØRGENSEN, S. M.; FARRELL, A. P. A three-phase excess post-exercise oxygen consumption in Atlantic salmon (*Salmo salar*) and its response to environmental and physiological factors. **Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology**, New York, v. 217, p. 55-65, mar. 2018. DOI: 10.1016/j.cbpa.2017.12.011.

ANEXO A - CURVAS DE CALIBRAÇÃO

