UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

APLICABILIDADE DO BIOCARVÃO DE CASCAS DE AMENDOIM (*ARACHIS HYPOGAEA*) NO TRATAMENTO ALTERNATIVO DE ÁGUA COM FILTRAÇÃO LENTA

MIKAEL BARRETO DE JESUS

São Cristóvão/SE
2026

MIKAEL BARRETO DE JESUS

APLICABILIDADE DO BIOCARVÃO DE CASCAS DE AMENDOIM (*ARACHIS HYPOGAEA*) NO TRATAMENTO ALTERNATIVO DE ÁGUA COM FILTRAÇÃO LENTA

Defesa de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Sergipe como requisito para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil.

Orientador(a): Prof. Dra. Denise Conceição de Gois Santos Michelan

São Cristóvão/SE
2026

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL
UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE

Jesus, Mikael Barreto de
J58a Aplicabilidade do biocarvão de cascas de amendoim (*Arachis hypogaea*) no tratamento alternativo de água com filtração lenta / Mikael Barreto de Jesus ; orientadora Denise Conceição de Gois Santos Michelan. - São Cristóvão, 2026.
170 f. : il.

Dissertação (mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Sergipe, 2026.

1. Água - Purificação. 2. Biomassa. 3. Água potável. I. Michelan, Denise Conceição de Gois Santos Orient. II. Título.

CDU 628.16

MEMBROS DA BANCA EXAMINADORA DA DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

MIKAEL BARRETO DE JESUS

APRESENTADO AO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL DA UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE EM 25 DE MARÇO DE 2026

BANCA EXAMINADORA:

_____

Profª. Drª. Denise Conceição de Gois Santos Michelan
Orientadora
Departamento de Engenharia Civil
Universidade Federal de Sergipe – UFS

_____

Profº. Drº. Fernando Hymnô de Souza
1° Examinador
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental
Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC

_____

Profº. Drº. Daniel Moureira Fontes Lima
2° Examinador
Departamento de Engenharia Civil
Universidade Federal de Sergipe – UFS

“O Senhor está contigo!”
(Lc 1,28)

"Nada é pequeno se feito com amor.”
(Santa Teresinha do Menino Jesus)

AGRADECIMENTOS

"Sua mão e Seu braço forte e santo me deram a vitória" (cf. Sl 97,1). Ao Senhor, princípio e fim, força e proteção, por todas as graças concecidas até aqui. A Ti, fonte e fim de minha vida e de todas minhas conquistas, glorifico e agradeço por este estudo. À Virgem Maria, fiel intercessora e medianeria, louvo pelo cuidado constante. Bendito seja Deus! Bendita seja a grande Mãe Maria Santíssima.

A minha noiva Valeska, pelo seu imenso amor, apoio, incentivo e cuidado, por estar unida aos meus esforços, estimular a perseverar, por abraçar e viver comigo esta nossa conquista. Obrigado por tudo!

Aos meus pais Denise e Manoel e ao meu irmão Dênyson, pelo amor, incentivo e orações até aqui, por me mostrarem a capacidade de avançar, alçar voos mais altos e comigo caminharem até o fim. Gratidão!

As minhas avós Alaide e Nivalda, pelo amor, orações e por tanta sabedoria. A todos de minha família, em nome de minha tia Helenice, que sempre me acolheu, obrigado por tudo.

A minha orientadora Profa. Denise, por todo comprometimento, dedicação, responsabilidade, incentivo e carinho depositados desde a graduação, no TCC, e em todo mestrado. Por ter acreditado em mim, pelas ideias abraçadas e conselhos transmitidos, muito obrigado!

Aos demais professores que fizeram parte da jornada acadêmica da pós-graduação: Alcigeimes, Luciana, Ludmilson, Pedro e Vânia.

Ao Laboratório de Saneamento e Meio Ambiente (SAMA/UFS), em especial aos técnicos Tamires, Tatiana, Mateus e Roniery, por terem me ajudado com tanto empenho.

Aos colaboradores terceirizados da casa de bomba e do próprio departamento, especialmente a Cris.

Ao Laboratório de Corrosão e Nanotecnologia (LCNT), em especial ao Dr. Lucas Lima e à Profa. Dra. Midori, pelas análises de capacidade adsortiva.

Ao Instituto de Química da Universidade Estadual Paulista (UNESP/Araraquara), por meio da amiga e Dra. Clécia Santos, pela valiosa contribuição com os ensaios de caracterização.

À FAPITEC, pelo apoio financeiro por meio da concessão da bolsa.

Aos meus amigos de vida acadêmica, em especial a Ana Lara, por dividir anseios, desafios, conquistas e avanços, por sempre estar solícita em ajudar. Obrigado.

Aos professores Daniel e Fernando pelas relevantes contribuições.

A todos que comigo estiveram pelo caminho e até aqui. Grande abraço!

RESUMO

Apesar da disponibilidade hídrica do Brasil, a população não é inteiramente abastecida constante e qualitativamente com água. Esta realidade se alarga principalmente na zona rural, o que reflete na adoção de medidas alternativas e individuais, a exemplo da utilização de água subterrânea por meio de técnicas como a filtração lenta, a fim de minimizar a problemática social do abastecimento. Como perspectiva alinhada aos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável, a aplicação de materiais naturais para tratar água tem sido vastamente verificada. Os filtros lentos são operados convencionalmente com areia e, algumas vezes, areia e carvão ativado como leitos filtrantes. Como contribuição à pesquisa voltada à filtração lenta, este estudo, portanto, teve como objetivo verificar a eficiência da aplicação do biocarvão obtido de cascas de amendoim no tratamento de água destinada ao consumo humano. Esta verificação baseou-se em três sistemas-piloto operados em fluxo descendente, denominados como FA (filtro com areia), FAC (filtro com areia e carvão ativado) e FAB (filtro com areia e biocarvão à base de cascas do amendoim). Os parâmetros norteadores da potabilidade da água foram condutividade elétrica, cor aparente e verdadeira, coliformes totais e termotolerantes, ferro total, pH, temperatura e turbidez, tendo como base principal comparação dos limites com a Portaria de potabilidade em vigência do Ministério da Saúde e/ou referência. Os resultados evidenciaram que a condutividade, mesmo com reduções, não se enquadrou no limite permitido em todas as amostras. O pH se manteve constante e dentro do que preconiza a portaria; a temperatura também indicou estabilidade. A média de remoção da cor aparente para os três filtros – que se mostraram semelhantes – foi de 47,6%; para a cor verdadeira, 25,0%. Os coliformes foram satisfatoriamente reduzidos nos filtros FA, FAC e FAB, com reduções médias para os totais de 80,9%, 84,5% e 79,7% e para os termotolerantes de 92,6%, 100% e 86,7%, respectivamente. Quanto à descontaminação de ferro total, os valores foram 84,6%, 89,2% e 82,4%, respectivamente. Para a turbidez, a capacidade de remoção foi significativa: 65,8%, 67,8% e 69,5%, respectivamente. Por meio de testes estatísticos, as verificações apontaram desempenho semelhante entre os filtros para todos os parâmetros, exceto cor verdadeira, com diferenças significativas entre água bruta e tratada. Quanto à caracterização, o biocarvão indicou natureza amorfa, baixa porosidade, grupos funcionais desenvolvidos, potencial zeta estável, significativo tamanho de partículas e pequenas área superficial e capacidade adsortiva, sendo esta verificada por meio de ensaio com corante azul de metileno. Logo, o filtro composto pelo biocarvão de cascas de amendoim apresentou eficiência e viabilidade para o tratamento de água, quando comparado à metodologia tradicional, pois, além de reduzir as impurezas e purificar o recurso, tem baixo custo, além de fácil e acessível aplicabilidade.

Palavras-chave: filtros lentos; biomassa; potabilidade.

ABSTRACT

Despite Brazil's water availability, the population is not entirely supplied with water consistently and qualitatively. This reality is particularly widespread in rural areas, which is reflected in the adoption of alternative and individual measures, such as the use of groundwater through techniques like slow filtration, in order to minimize the social problem of water supply. As a perspective aligned with the Sustainable Development Goals, the application of natural materials to treat water has been extensively observed. Slow filters are conventionally operated with sand and, sometimes, sand and activated charcoal as filter beds. As a contribution to research focused on slow filtration, this study, therefore, aimed to verify the efficiency of applying biochar obtained from peanut shells in the treatment of water intended for human consumption. This verification was based on three pilot systems operated in downward flow, called FA (sand filter), FAC (sand and activated carbon filter), and FAB (sand and peanut shell--based biochar filter). The water potability guiding parameters were electrical conductivity, apparent and true color, total and thermotolerant coliforms, total iron, pH, temperature, and turbidity, with the main basis for comparison being the limits set by the current Ministry of Health potability ordinance and/or reference. The results showed that the conductivity, even with reductions, did not fit within the allowed limit in all samples. The pH remained constant and within what is established by the ordinance; the temperature also indicated stability. The average removal of apparent color for the three filters – which proved to be similar – was 47.6%; for true color, 25.0%. Coliforms were satisfactorily reduced in the FA, FAC, and FAB filters, with average reductions for total coliforms of 80.9%, 84.5%, and 79.7%, and for thermotolerant coliforms of 92.6%, 100%, and 86.7%, respectively. Regarding total iron decontamination, the values were 84.6%, 89.2%, and 82.4%, respectively. For turbidity, the removal capacity was significant: 65.8%, 67.8%, and 69.5%, respectively. Through statistical tests, the checks indicated similar performance among the filters for all parameters, except true color, with significant differences between raw and treated water. Regarding characterization, the biochar indicated an amorphous nature, low porosity, developed functional groups, stable zeta potential, significant particle size, and small surface area and adsorptive capacity, which was verified through a methylene blue dye test. Thus, the filter made of peanut shell biochar showed efficiency and feasibility for water treatment, when compared to the traditional methodology, since, in addition to reducing impurities and purifying the resource, it is low cost, as well as easy and accessible to apply.

Keywords: slow filters; biomass; potability.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Esquema padrão do filtro lento convencional de areia. 13
Figura 2: Esquema de filtro lento com areia e camada suporte. 14
Figura 3: Fluxograma da metodologia desenvolvida. 38
Figura 4: Reservatório da água de estudo, casa de bomba e sistema motor-bomba, respectivamente. 39
Figura 5: Metodologia para preparação e obtenção do biocarvão de casca de amendoim. 40
Figura 6: Esquema com visão superior do sistema de estudo. 43
Figura 7: Sistema piloto-hidráulico e demarcação do sistema de recirculação. 44
Figura 8: Detalhamento do sistema hidráulico desenvolvimento para alimentação dos filtros lentos 45
Figura 9: Dimensionamento dos meios filtrantes e da camada-suporte (em centímetros). 45
Figura 10: Sachês contendo carvão ativado e biocarvão. 46
Figura 11: Sistema piloto devidamente preenchido. 47
Figura 12: Sistema-piloto devidamente protegido das intempéries externas. 47
Figura 13: Identificação do fundo falso no sistema de filtração lenta. 48
Figura 14: Metodologia da análise de capacidade adsortiva. 53
Figura 15: Caracterização DRX para o carvão ativado comercial. 61
Figura 16: Caracterização DRX para o biocarvão. 61
Figura 17: Caracterização MEV para o carvão ativado comercial (a= 500 μm; b= 100 μm; c= 40 μm; d= 5 μm). 63
Figura 18: Caracterização MEV para biocarvão (a= 500 μm; b= 100 μm; c= 40 μm; d= 5 μm). 64
Figura 19: Composição elementar do carvão ativado pela técnica EDS. 65
Figura 20: Caracterização EDS para o carvão ativado comercial. 66
Figura 21: Composição elementar do biocarvão pela técnica EDS. 67
Figura 22: Caracterização EDS para o biocarvão. 68
Figura 23: Caracterização FTIR para o pó das cascas, carvão ativado e biocarvão. 69
Figura 24: Caracterização Raman para o pó das cascas, carvão ativado e biocarvão. 72
Figura 25: Análise da cor aparente. 84
Figura 26: Análise da cor verdadeira. 85
Figura 27: Análise da redução da condutividade elétrica. 89
Figura 28: Análise do parâmetro pH. 92
Figura 29: Análise comportamental da temperatura. 95
Figura 30: Análise de turbidez 98
Figura 31: Estudo estatístico dos coliformes totais. 102
Figura 32: Estudo estatístico para coliformes termotolerantes. 105
Figura 33: Estudo estatístico para ferro total. 108

LISTA DE QUADROS

Quadro 1: Classificação da técnica de filtração da água. 13
Quadro 2: Classificação dos tipos de pirólise. 29
Quadro 3: Panorama científico da aplicação múltipla das cascas de amendoim. 37
Quadro 4: Panorama científico da aplicação das cascas de amendoim no tratamento de águas residuais. 37
Quadro 5: Parâmetros físico-químicos referenciais para a água de estudo. 39
Quadro 6: Configuração metodológica de coleta-análise das águas estudadas. 55
Quadro 7: Valor Máximo Permitido (VMP) dos parâmetros estudados segundo as legislações em vigor. 57
Quadro 8: Grupos funcionais associados ao número de onda. 69
Quadro 9: Informações sobre as carreiras de filtração. 83
Quadro 10: Resumo do desempenho do sistema de filtração lenta. 111

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Testagem do processo de pirólise. 42
Tabela 2: Monitoramento de metais potencialmente tóxicos na AB. 56
Tabela 3: Resultados da caracterização PZ para pó das cascas, carvão ativado e biocarvão. .. 75
Tabela 4: Caracterização DLS para pó das cascas, carvão ativado e biocarvão. 77
Tabela 5: Caracterização BET para carvão ativado e biocarvão. 78
Tabela 6: Resultados da capacidade adsortiva do carvão ativado. 80
Tabela 7: Resultados da capacidade adsortiva do biocarvão. 80
Tabela 8: Estatística descritiva para cor aparente e verdadeira. 85
Tabela 9: Análise estatística para cor aparente e verdadeira. 88
Tabela 10: Estatística descritiva para condutividade elétrica. 89
Tabela 11: Análise estatística para condutividade elétrica. 91
Tabela 12: Estatística descritiva do parâmetro pH. 92
Tabela 13: Análise estatística do parâmetro pH. 94
Tabela 14: Estatística descritiva da temperatura. 95
Tabela 15: Análise estatística da temperatura. 97
Tabela 16: Estatística descritiva da turbidez. 98
Tabela 17: Análise estatística da turbidez. 101
Tabela 18: Análise estatística dos coliformes totais. 104
Tabela 19: Análise estatística dos coliformes termotolerantes. 107
Tabela 20: Análise estatística do ferro total. 110

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AB – Água bruta

AM – Azul de metileno

ANA – Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico

AT – Água tratada

BC – Biocarvão

BET – *Brunauer-Emmett-Teller*

CA – Carvão ativado

CAG – Carvão ativado granular

CETESB – Companhia Ambiental do estado de São Paulo

CNPq – Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico

CONAB – Companhia Nacional de Abastecimento

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

COT – Carbono orgânico total

CU – Coeficiente de uniformidade

DEC – Departamento de Engenharia Civil

DLS – Espelhamento dinâmico de luz

DRX – Difração de raios-X

EDS – Espectroscopia de energia dispersiva de raios-X

EMR – Eficiência média de remoção

ETA – Estação de Tratamento de Água

FA – Filtro com areia

FAB – Filtro com areia e biocarvão

FAC – Filtro com areia e carvão ativado

FAD – Flotação de ar dissolvido

FTIR – Espectroscopia de infravermelho com transformada de Fourier

FTU – Unidade de Turbidez de Formazin

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

ICSD – *Inorganic Crystal Structure Database*

ID – Índice da banda D

IDH – Índice de Desenvolvimento Humano

IG – Índice da banda G

IPCC – *Intergovernmental Panel on Climate Change*

ITPS – Instituto Tecnológico e de Pesquisas de Sergipe

LABHID – Laboratório de Hidráulica

LCNT – Laboratório de Corrosão e Nanotecnologia

MEV – Microscopia eletrônica de varredura

MEV-FEG – Microscopia eletrônica de alta resolução

MS – Ministério da Saúde

NMP – Número mais que provável

NTU – Unidade de Turbidez nefelométrica

NUPEG – Núcleo de Petróleo e Gás

ODS – Objetivo do Desenvolvimento Sustentável

ONU – Organização das Nações Unidas

PDI – Polidispersão

pH – Potencial hidrogeniônico

PNRH – Política Nacional de Recursos Hídricos

PNSB – Pesquisa Nacional de Saneamento Básico

POA – Processo de oxidação avançada

PVC – Policloreto de vinila

PZ – Potencial zeta

SAA – Sistema de Abastecimento de Água

SAMA – Laboratório de Saneamento e Meio Ambiente

SINISA - Sistema Nacional de Informações em Saneamento Básico

SUS – Sistema Único de Saúde

TGA – Análise termogravimétrica

UFS – Universidade Federal de Sergipe

uH – Unidade Hazen

UNEP – *United Nations Enrivoment Programme*

UNESCO - Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura

UNESP – Universidade Estadual Paulista

UV-Vis – UltraVioleta Visível

uT – Unidade de turbidez

VMP – Valor máximo permitido

XPS – Espectroscopia de fotoelétrons por raios-X

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA 1
2. OBJETIVOS 4
2.1 Objetivo geral 4
2.2 Objetivos específicos 4
3. REFERENCIAL TEÓRICO 5
3.1 O contexto da água 5
3.2 Usos da água 6
3.3 Abastecimento de água 7
3.4 Compartimentos hídricos para abastecimento 8
3.5 Tratamento de água 9
3.6 Filtração lenta 12
3.7 Caracterização da água 20
3.8 Legislação vigente 26
3.9 Uso de carvão no tratamento de água 26
3.10 Uso de biocarvão como meio filtrante 27
3.11 Pirólise 29
3.12 Caracterização do carvão ativado e do biocarvão 31
3.13 Capacidade adsortiva de carvões 34
3.14 Cascas de amendoim 35
4. METODOLOGIA 38
4.1 Água de estudo 38
4.2 Obtenção e preparação do biocarvão 40
4.3 Sistema piloto-hidráulico 43
4.4 Caracterização dos meios filtrantes e camada-suporte dos filtros 49
4.5 Caracterização do carvão ativado e do biocarvão 50
4.6 Identificação da capacidade adsortiva do biocarvão e do carvão ativado 53
4.7 Análise da água bruta (AB) e tratada (AT) 55
4.8 Verificação da presença de metais potencialmente tóxicos 56
4.9 Legislação: limites comparativos 57
4.10 Análise estatística 58
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO 59
5.1 Rendimento de produção do biocarvão 59
5.2 Caracterização do CA e do BC 60

5.3 Análise da capacidade adsortiva do carvão ativado e do biocarvão 80
5.4 Análise dos parâmetros das águas bruta e filtrada 82
5.5 Panorama de desempenho do filtro com biocarvão 111
6. CONCLUSÃO 113
7. RECOMENDAÇÕES 115
REFERÊNCIAS 117

1. INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA

A água é considerada recurso essencial à saúde humana. Nessa ótica, à vista da estimada importância, configura-se como emergencial e imprescindível a acessibilidade universal dos recursos hídricos, pois, estando teoricamente pautada como direito do cidadão, ainda é substancialmente problematizada no mundo, o que ocorre também na realidade do Brasil.

Considerados como apelo global, os 17 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) foram desenvolvidos e promovidos pela Organização das Nações Unidas (ONU) na intenção de resolução ou atenuação dos principais desafios enfrentados pela sociedade mundial. O Brasil, visando cumprir a Agenda 2030 embasada nesta proposta, almeja alcançar a plena garantia de acesso à saúde de qualidade e bem-estar para todos, interconectada à potabilidade, saneamento ambiental, consumo e produção sustentáveis, apontadas nos Objetivos nº 3 (Saúde e Bem-Estar), 6 (Água potável e saneamento) e 12 (Consumo e produção sustentáveis) (ONU, 2024), respectivamente.

Vale destacar que a universalização do recurso hídrico é importante e de igual maneira seu enquadramento quanto à qualidade e potabilidade, o que reforça a premência de oferecer tratamento adequado ao sistema de abastecimento público de água. Afinal, além de ser devidamente fornecido e distribuído, o recurso deve estar enquadrado em relação à qualidade.

Conforme dados do Sistema Nacional de Informações em Saneamento Básico (SINISA, 2024) com ano de referência 2023, 83,1% da população total (cerca de 167,6 milhões de habitantes) é atendida com rede de abastecimento de água; quanto às zonas demográficas, o percentual de atendimento é de 93,3% para a população urbana (160,4 milhões de habitantes) e 24,2% para a população rural (7,2 milhões de habitantes).

No contexto específico das comunidades rurais, a carência de políticas públicas e de infraestruturas básicas ligadas ao saneamento é apontada como alarmante, intensificando a magnitude da poluição e contaminação da água para o abastecimento humano, inclusive a propagação de doenças de veiculação hídrica (Paiva; Souza, 2018).

Na área rural o abastecimento é realizado quase sempre sem tratamento prévio, por meio água superficial de nascentes, rios, córregos e lagos (Rodrigues *et al*., 2022); mas estas fontes, em decorrência de substâncias adsorvidas nas partículas do solo, são mais suscetíveis às contaminações (Fonseca *et al*., 2019). Diante disso, a perfuração de poços se apresenta como fonte comum para suprir o déficit nas regiões brasileiras sem acesso à água potável (Silva *et al*., 2022).

Devido ao distanciamento em relação às Estações de Tratamento de Água (ETAs) e ao raro investimento na infraestrutura do saneamento básico, as comunidades rurais geralmente são abastecidas com captação de água pluvial, transporte por meio de carros-pipa e utilização de poços e nascentes (Brasil, 2019a).

A respeito do tratamento, esta população pode aplicar técnicas alternativas mais acessíveis, confeccionadas aos moldes das localidades, convergindo eficiência e adaptação econômica-sustentável. Neste viés, destacam-se, nos últimos anos, a cloração ou o (re)aproveitamento de produtos naturais para aplicação como coagulantes e floculantes, bem como a produção de biocarvão (BC) para o processo de filtração.

A técnica de filtração é antiga, tendo seus primeiros indícios no ano 2000 a.C., sendo utilizada com recorrência até os dias atuais. A filtração do tipo lenta é considerada tecnologia de tratamento de água viável para comunidades de pequeno porte, a exemplo da zona rural, onde a mão de obra capacitada ou recursos são escassos (Souza *et al*., 2018; Brasil, 2019b).

A concepção convencional dos filtros lentos se baseia na areia como leito filtrante. Em contrapartida, a fim de alcançar melhores resultados no tratamento ou remover contaminantes específicos, vários estudos têm desenvolvido novos modelos, alterando a forma de operação ou até mesmo as características básicas (Santos; Lima; Michelan, 2021). A aplicação de materiais não-convencionais (biomassa) e biológicos na filtração lenta tem crescido progressivamente.

A (re)utilização de biomassa, pautada na perspectiva da reciclagem sustentável, está intimamente ligada ao princípio fundamental e urgente da economia circular (Herrero; Ibáñez, 2018). O aproveitamento de materiais descartados e a posterior aplicação em sistemas de tratamento de água vem sendo vastamente estudados: casca de arroz (Hubadillah *et al*., 2018), casca de banana (Franqueto, 2020), casca de laranja (Silveira *et al*., 2021), cacto (Santos, 2025) quiabo (Santos; Rosa; Michelan, 2022), moringa oleífera (Santos; Cruz; Gontijo, 2019) e outros.

Além dos materiais citados, a casca de amendoim (*Arachis hypogaea)* também é sinalizada como potencial biomaterial a ser aplicado no tratamento de água, quer para remoção de parâmetros convencionais, como turbidez e cor (Tomé *et al*., 2023), quer de metais potencialmente tóxicos (Ye *et al*., 2024).

Geralmente, as cascas desta oleaginosa têm sido amplamente adotadas como biomassa para a etapa de pirólise e, como objetivo, formação de biocarvão (BC) aplicado em tratamento de efluentes (Silva, 2021). Sendo assim, diante do ínfimo número de estudos pautados com base no BC de cascas de amendoim no tratamento de água para consumo humano, constata-se lacuna

de estudos envolvendo esta biomassa sobretudo quando relacionada à avaliação de parâmetros básicos de potabilidade da água, como cor (aparente e verdadeira), turbidez, potencial hidrogeniônico (pH), temperatura, coliformes e outros. Quanto aos metais potencialmente tóxicos, por outro lado, muitos estudos estão tratando desta remoção.

As cascas de amendoim apresentam vantagens como diversas fontes (fibras, carboidratos), elevado volume produtivo, baixo custo e ambientalmente amigável, ou seja, comporta-se como proposta sustentável por ser material orgânico sem prejuízos à poluição (Li *et al*., 2018).

Sendo assim, a aplicação de sistema mais acessível, classificado como alternativo, utilizando filtração com BC à base de casca de amendoim, material sustentável que seria descartado, pode se apresentar como alternativa potencial para remover poluentes, micropoluentes, sólidos e partículas suspensos, promovendo a melhoria dos parâmetros de qualidade de água.

Diante dessa conjuntura, indaga-se: a aplicação de um sistema de filtração lenta contendo biocarvão a partir de cascas de amendoim pode representar uma alternativa econômica e tecnicamente viável para o tratamento de água destinada ao consumo humano, contribuindo para a melhoria de seus parâmetros de qualidade?

Portanto, diante dos benefícios e lacuna observadas quanto ao uso da casca de amendoim no tratamento de água, este estudo teve como objetivo verificar a eficiência da aplicação do BC produzido à base de casca de amendoim no tratamento de água destinada ao consumo humano, por meio de monitoramento de sistema-piloto em filtração lenta. Ressalva-se que, como a literatura não dispõe de informações da biomassa estudada para o uso de água destinada ao consumo humano, também foi observado o comportamento do carvão ativado (CA), por trazer similaridades com o BC e por existir informações consolidadas na literatura.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Verificar a eficiência de desempenho da aplicação do biocarvão produzido à base de casca de amendoim associado à filtração lenta no tratamento de água destinada ao consumo humano.

2.2 Objetivos específicos

- Quantificar o indicador de desempenho por meio do rendimento de produção do biocarvão de casca de amendoim;
- Avaliar comparativamente a caracterização das propriedades constituintes do carvão ativado e do biocarvão de cascas de amendoim;
- Investigar a capacidade adsortiva do carvão ativado e do biocarvão;
- Monitorar dados de qualidade de água bruta e das águas tratadas nos três filtros do sistema a partir de parâmetros selecionados.

3. REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 O contexto da água

A água se constitui como elemento-chave para a manutenção e reprodução da vida, precaução com doenças de veiculação hídrica e preservação e promoção da saúde ambiental e humana. Por meio do ciclo hidrológico, este recurso está em contínuo movimento: do oceano à atmosfera; desta, precipitando-se sobre a superfície da Terra; e, em seguida, retornando ao oceano (Gomes; Pena; Queiroz, 2022).

Em contrapartida, diante da recorrência de ações antrópicas associadas à exploração do meio ambiente, ocasionando aumento da temperatura global, os processos hidrológicos têm enfrentado alterações nas escalas espaço-temporais. Esta realidade recorta para o papel importante da água e seus vários usos, cuja disponibilidade pode influenciar a viabilidade econômica de muitas regiões (Ribeiro Neto *et al*., 2016).

Para o *United Nations Environment Programme* (UNEP, 2024), os ecossistemas hídricos continuam a encarar os níveis significativos de degradação, causados sobretudo por poluição, barragens, alteração do uso de terras, extração demasiada e mudança climática.

Teoricamente, o acesso à água e ao saneamento é definido como expressão mínima do direito à dignidade humana, almejando respeitar a qualidade, quantidade e prioridade para o consumo humano (Maia, 2017). Ainda com toda base institucional e regulatória ligada ao acesso à água, são persistentes os grandes desafios quanto à universalização (Carvalho; Branchi, 2024). Estima-se que 2,1 bilhões de pessoas não têm acesso à água gerenciada de forma segura, e aproximadamente 844 milhões não usufruem de qualquer serviço básico de água potável (Opas Brasil, 2019).

A Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura (UNESCO, 2019) define que aproximadamente dois (2) bilhões de pessoas enfrentam estresse hídrico, em que dois terços (2/3) se deparam com este problema ao menos um mês por ano. O estresse hídrico se constitui como fonte potencial de conflitos relacionados ao uso da água.

Todos os anos, vinte e cinco (25) nações – equivalente a um quarto (1/4) da população mundial – lidam com estresse hídrico "extremamente alto" (Kuzma *et al*., 2023). Segundo o *Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC, 2023), cerca de 4 bilhões de pessoas, ou metade do total da população do mundo, padecem de séria escassez de água por pelo menos parte do ano.

A população urbana global vítima da escassez hídrica deve crescer de 933 milhões (um terço (1/3) da população), em 2016, para a previsão de 1,7 a 2,4 bilhões de pessoas (cerca de metade da população), em 2050, com projeções da Índia como o país que será mais severamente acometido (He *et al*., 2021).

Segundo a Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA, 2021), quanto ao cenário da segurança hídrica brasileira, por meio de diagnóstico da distribuição de água tratada, foram identificados déficit no armazenamento da água tratada e na cobertura da rede e ligações, afetando o atendimento pleno da população urbana. Esta realidade se agrava nas comunidades rurais. Toda esta realidade diverge da premissa exposta na Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), instituída pela Lei nº 9.433 de 1997, a qual afirma que é direito de todos os cidadãos, não só ter acesso à água de modo constante e suficiente, sem interrupções e falhas de abastecimento, como também que o recurso apresente qualidade em conformidade com os padrões de potabilidade exigidos pelos órgãos regulatórios (Brasil, 1997).

3.2 Usos da água

A água é insumo primordial para inúmeros fins como industrial, agrícola, humano, animal, transporte, lazer e geração de energia. Cada uso detém peculiaridades relacionadas à quantidade e à qualidade, além de que altera e/ou depende das condições das águas superficiais e subterrâneas. Os usos podem ser classificados de dois tipos: consuntivos, que consomem água diretamente, não retornando ao estado original, e não consuntivos, que não consomem diretamente, mas dependem da disponibilidade (ANA, 2024a).

Os países com maiores rendas *per capita* usam mais água nos setores industriais, enquanto os de rendas menores utilizam 90% (ou mais) do recurso hídrico para a irrigação agrícola (Kashiwase; Fujs, 2023).

No Brasil, com base em pesquisa com ano-diagnóstico 2023, os setores que mais consomem água são a agricultura irrigada (50%), abastecimento humano (24,9%) e indústria de transformação (9,2%) (ANA, 2024a).

A Lei das Águas (nº 9.433/1997) atesta como uso prioritário em casos de escassez o abastecimento humano, o qual envolve a utilização doméstica ou residencial (seja urbana, seja rural) e nos setores comercial e de serviços (ANA, 2024a).

No que se refere à destinação abastecimento humano, mesmo que o percentual de água doce disponível no mundo se apresente em larga relevância, grande parte é caracterizada como

imprópria para consumo, visto que os padrões de desenvolvimento não sustentável vêm contribuindo para a desqualificação do recurso (Santos *et al*., 2019a). Logo, é inviável social e economicamente dispor do recurso, mas este não conter qualidade.

3.3 Abastecimento de água

Comumente, não há disponibilidade do recurso em qualidade e quantidade nas diversas localidades em que se necessita do uso de água. Em razão disso, surge a funcionalidade do Sistema de Abastecimento de Água (SAA).

O SAA é considerado como direito básico, universal e integral de todo cidadão, de acordo com a Lei nº 14.026, de 15 de julho de 2020 (Brasil, 2020). O SAA para consumo humano consiste na instalação de conjunto de obras civis, materiais e equipamentos que ligam a captação às ligações prediais, a fim de produzir e fornecer coletivamente a água potável através de uma ou mais redes de distribuição (Brasil, 2021).

O SAA deve ter como objetivo promover aos usuários água potável em quantidade suficiente, com qualidade compatível e de maneira contínua. Para que a prestação de serviço de abastecimento seja uniforme, sem paralisações danosas à população, o SAA deve receber operação e manutenção apropriadas (Gomes; Pena; Queiroz, 2022).

Quando bem articulado e organizado, o SAA garante sua expressiva contribuição no contexto social, a exemplo da melhoria na saúde pública da comunidade, através de ações como: controle e precaução de doenças, efetivação de hábitos de higiene e avanço da limpeza pública (Brasil, 2019b).

Segundo Libânio, Chernicharo e Nascimento (2005), o abastecimento de água tem intensa relação com o Índice de Desenvolvimento Humano (IDH) de um país, pois este é calculado, além dos fatores renda e educação, pelo indicador saúde, por meio da taxa de expectativa de vida, parâmetro relacionado diretamente ao serviço de fornecimento hídrico.

As unidades que podem constituir o SAA são: Manancial, Captação, Adução, Estação Elevatória, ETA, Reservação e Rede de Distribuição. Todavia, mesmo com estrutura definida, é possível que o sistema possua configuração operacional modificada devido às características singulares de cada realidade, como área, propriedades da bacia hidrográfica e natureza da população (Silva; Troleis; Moura, 2017).

Dentro do SAA a garantia de algumas propriedades da água é necessária à finalidade a qual o sistema se propõe. Logo, apesar das diferenças estruturais e operacionais, a população

deve receber o recurso com frequência e com qualidade. Nessa perspectiva, Heller e Pádua (2016) argumentam que a melhor solução aplicada no SAA não é impreterivelmente a mais econômica, segura ou moderna, mas sim a mais adequada conforme o contexto socioambiental ao qual se aplica.

Neste cenário, fica evidente que o abastecimento humano encontra desafios quanto ao SAA, o que se intensifica no que diz respeito ao fornecimento do recurso para o meio rural. Isso se confirma na estimativa de que cerca de 18% dos domicílios rurais – ou 2,5 milhões de habitantes – são atendidos pela rede de abastecimento de água (SINISA, 2024).

A demanda de abastecimento rural vem diminuindo nacionalmente devido à retração da população no campo. Contudo o abastecimento nas zonais rurais atende aproximadamente a 30 milhões de pessoas (cerca de 6% da população total a ser abastecida), que muitas vezes ocupam regiões de baixa disponibilidade hídrica. Nesse sentido, a região Nordeste, ao concentrar a maior demanda rural com 45% do total, sofre influência em função da concentração de pessoas residindo em áreas de escassez de água contínua no Semiárido (ANA, 2024a).

3.4 Compartimentos hídricos para abastecimento

A preocupação recorrente sobre a qualidade das águas, notoriamente comprometida, enaltece o questionamento a respeito da efetiva disponibilidade dos recursos hídricos. Ainda que não seja possível a exatidão da quantidade de água existente em cada compartimento da hidrosfera (oceano, geleiras, águas subterrâneas, lagos, rios), pouco mais de 97% é caracterizada como oceânica (von Sperling, 2006).

Os ecossistemas de água doce estão caracterizados entre os mais ameaçados do mundo (Ahmed *et al*., 2022). A expressiva maioria dos indicadores de ecossistemas e biodiversidade tem constatado ligeira deterioração em todo o mundo, como consequência das diversas ações humanas. Como exemplo, 75% da superfície terrestre foi intensamente alterada, e mais de 85% da área natural de zonas úmidas. As alterações nos usos da terra tiveram, desde 1970, o maior efeito negativo voltado aos ecossistemas terrestres e de água doce (IPBES, 2019).

Segundo a ANA (2021), por meio do Atlas Água, 43% dos municípios brasileiros são abastecidos estritamente por mananciais superficiais e 14% recebem abastecimento misto com predominância do superficial. Como total, cerca de 3170 municípios, correspondendo a 85% da população urbana, são alimentados por água proveniente de compartimentos superficiais.

Os mananciais subterrâneos, por sua vez, integram o ciclo hidrológico, sendo representados pela água pluvial que escoa lentamente desde a zona de recarga, onde comumente ocorre a infiltração das precipitações, até a zona de descarga, onde as águas subterrâneas se transformam em corpos de água superficiais, como rios e lagos. A terminologia subterrânea abrange, desse modo, toda água que transcorre abaixo da superfície (Gomes, Pena e Queiroz, 2022).

Os aquíferos correspondem às reservas de água subterrânea que precisam de proteção, sobretudo porque são estratégicas para as futuras gerações frente à progressiva contaminação dos mananciais superficiais. Neste contexto, as condições climáticas extremas têm interferido negativamente na recarga dos aquíferos (Gomes; Pereira, 2020).

Estima-se que a disponibilidade de água subterrânea no Brasil é por volta de 13.200 $m^3.s^{-1}$. Assim como as águas superficiais, a distribuição dos aquíferos pelo território brasileiro não é uniforme, como também as características hidrogeológicas e de produtividade apresentam variáveis, resultando em regiões escassas e outras com considerável abundância (ANA, 2024b).

3.5 Tratamento de água

O controle da qualidade da água abrange o conjunto de atividades desempenhadas continuamente pelo operador de sistema ou da solução alternativa de abastecimento de água, com o intuito de verificar a potabilidade e confirmar a manutenção desta condição. Portanto, avaliar a qualidade hídrica é necessário para garantir que o recurso se enquadre nos padrões regulatórios (Brasil, 2019b; Ho *et al*., 2019).

Os principais processos e operações unitárias voltados ao tratamento para abastecimento público são: abrandamento, adsorção, coagulação, decantação, desinfecção, estabilização química, filtração em meio granular, filtração por membranas, floculação, flotação, fluoretação, micro peneiramento, oxidação/aeração e troca iônica (Heller; Pádua, 2016).

3.5.1 Tratamento convencional

A maioria dos municípios brasileiros é abastecida com água tratada pelo ciclo completo (tratamento convencional). Segundo a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB), realizada e atualizada pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2021), do volume de água tratada no Brasil, cerca de 75% recebem tratamento convencional, o qual é

constituído geralmente pelas etapas de floculação, decantação, filtração, desinfecção e, se necessário, etapas adicionais; por outro lado, aproximadamente 4,2% recebem tratamento não convencional ou alternativo.

A ETA é o conjunto de processos e operações convencionais que buscam o enquadramento da água nos padrões de potabilidade, com intuito de que seja adequada ao consumo humano (Ferraz, 2016). Esta etapa do SAA tem relação direta com o manancial do sistema, visto que a qualidade físico-química e microbiológica da matriz de água influencia quanto ao método de tratamento mais favorável para atender aos parâmetros de potabilidade em vigor no país (Brasil, 2019b).

Normalmente, a qualidade da água bruta é verificada na ETA. Assim, é fundamental averiguar como o tratamento é realizado na estação, a fim de reduzir os custos e também aumentar o desempenho do serviço prestado (Almeida; Silva; Paula, 2017).

As etapas do tratamento convencional de ciclo completo são: coagulação, floculação, decantação ou flotação, filtração descendente e desinfecção (com fluoretação e correção de pH) (Brasil, 2019b).

3.5.2 Tratamento avançado

O tratamento de água com técnicas avançadas surge da necessidade de remover partículas com maior eficiência em relação aos sistemas convencionais, bem como devido ao comportamento inesperado da água após finalização do tratamento tradicional. A escolha da técnica avançada depende, dessa maneira, das características finais pretendidas para a água tratada (Heller; Pádua, 2016). As técnicas avançadas implementadas nas ETAs nos últimos anos são: processos de oxidação avançada (POAs), flotação de ar dissolvido (FAD), membranas filtrantes e adsorção avançada.

O POA é caracterizado por técnicas eficazes voltadas à mineralização de vários contaminantes de corpos hídricos, como corantes, metais potencialmente tóxicos, micro e nano plásticos. Este processo depende da geração de radicais livres, os quais, reagindo com poluentes, provocam sua degradação. A fotocatálise é considerada a metodologia de oxidação com maior impulso e potencialidade, pois utiliza energia solar para tratar a água (Wani *et al*., 2022).

O processo de FAD pode ser conceituado como a separação sólido-líquido que, visando a produção de água potável, utiliza flotação por bolhas de ar geradas em alta pressão no intuito

de atrair as partículas sólidas (Torres *et al*., 2017). A remoção acontece através da dissolução do ar na água, gerando as bolhas de ar. Estas, de tamanho micrométrico (aniônicas), favorecem a fixação das partículas suspensas (catiônicas) (Ngo *et al*., 2019).

O processo de membranas filtrantes se comporta como barreira seletiva que distingue duas fases e que, parcial ou completamente, interrompe o transporte dos compostos químicos. (Habert; Borges; Nobrega, 2006). A filtração por membranas é classificada em quatros tipos conforme o tamanho do poro/massa molar de corte: microfiltração, ultrafiltração, nanofiltração e osmose inversa ou reversa (Heller; Pádua, 2016; Souza, 2021).

Esta técnica avançada de filtração tem fundamento na retenção dos íons metálicos (Rivas *et al*., 2011). A filtração por membranas enriquecida com biopolímero à base de produtos naturais vem sendo constantemente estudada, a exemplo da confecção de membranas utilizando quitosana (Santos Lima *et al*., 2018).

A técnica adsorção avançada se baseia na remoção de massas, em que compostos da fase fluida (adsorvato) são removidos por meio da etapa sólida porosa (adsorvente) (Ross; Possetti, 2018). São diversas as vantagens: baixo custo, facilidade de operação, aplicação flexível, desempenho versátil, baixo consumo energético e não gera subprodutos perigosos (Sajid *et al*., 2018; Quesada *et al*., 2019; Oliveira, 2020).

A redução de custos é grande destaque da adsorção. Comumente, esta tecnologia diminui copiosamente os custos de capital operacionais e totais de tratamento em relação aos sistemas convencionais de tratamento de água (Abdolali *et al*., 2014).

Os adsorventes mais adquiridos no mercado atual são argilas, carvão ativado (CA), óxido de grafeno, algumas partes de plantas e outros materiais com elevado teor de carbono, a exemplo de resíduos de frutas e biomassas (Pimentel *et al*., 2022).

3.5.3 Tratamento alternativo

Convencionalmente, a água tratada é distribuída aos domicílios por meio do SAA integrado. Todavia, em países em desenvolvimento e, principalmente, em áreas rurais, o custo inicial do sistema completo, associado à diminuição recorrente da densidade de casas, tem dificultado a instalação do abastecimento de rede (Mankad; Tapsuwan, 2011).

Sendo assim, as comunidades rurais necessitam de atendimento regular e qualificado, a fim de que, com a promoção do saneamento rural, atinja-se a meta de universalização. Para isso, a adoção de medidas alternativas de abastecimento hídrico para consumo humano se

apresenta como saída importante nas áreas rurais, que, na maioria dos casos, podem estar situadas em localidades vítimas da escassez de água (Caetano *et al*., 2020; Melo *et al*., 2024).

A iniciativa de adotar sistema de tratamento e armazenamento de água de forma individualizada tem sido viável para as comunidades rurais. As tecnologias *point-of-use* (em português, ponto de uso) têm se apresentado como métodos de tratar a água no próprio local, com o objetivo de reduzir patógenos antes do consumo. Na última década, diversas tecnologias surgiram e foram implementadas com esta metodologia particularizada (Pooi; Ng, 2018).

Dentre o conjunto de tecnologias individuais, destacam-se as técnicas de coagulação, floculação, filtração e desinfecção. A filtração, por sua vez, caracteriza-se pela remoção de microrganismos por exclusão de tamanho, isto é, através da retenção dentro do sistema de microrganismos maiores que o tamanho dos poros do filtro (Betancourt; Rose, 2004).

A retenção dos microrganismos no sistema de filtros pode estar associada à técnica alternativa de adsorção, a qual desempenha características simples de menor custo e voltadas à aplicação de metodologias ambientais comuns às pequenas comunidades. Diversos materiais têm sido verificados como adsorventes com o intuito de cumprir as condições operacionais, financeiras e compatíveis com o meio ambiente (Sajid *et al*., 2018).

3.6 Filtração lenta

3.6.1 Filtração lenta convencional

Usualmente, os filtros, em sistema de tratamento de água, são as unidades responsáveis pela retenção de partículas remanescentes na água após a etapa de decantação. A metodologia de filtração, de modo geral, é constituída por tanque, meio filtrante, camada-suporte, fundo falso, tubulações e acessórios (Souza, 2007).

Os filtros podem ser classificados utilizando diversos critérios. O Quadro 1 descreve as classificações. Um dos modelos de tecnologia de tratamento simplificado é a filtração lenta. É um processo de tratamento que trabalha sem adoção de coagulante, tem como meio filtrante produtos de granulometria fina e sua operação ocorre em taxas baixas de filtração. Desse modo, há maior tempo de detenção da água em relação ao meio filtrante e ao interior do filtro, contribuindo para a alta atividade biológica e garantindo geração de água com adequada qualidade (Di Bernardo, 1999).

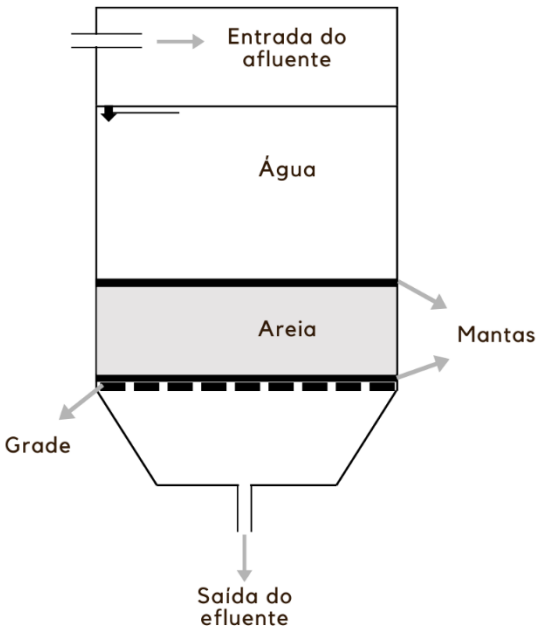
Quadro 1: Classificação da técnica de filtração da água.

Critério	Classificação	Referência
Taxa de filtração	Lenta	Di Bernardo (2003) e Libânio (2016)
	Rápida	
Meio filtrante	Granular	
	Poroso	
Número de camadas	Simples	
	Múltiplas	
Sentido de escoamento	Descendente	
	Ascendente	
	Bifluxo	
Pressão operacional	Sob pressão	
	Gravidade	

Fonte: Autor (2026).

Essencialmente, a tipologia de filtração lenta tem como estrutura referencial o filtro vertical contendo camada real de areia fina (tamanho efetivo 0,15 a 0,3 mm). A pequena granulometria da areia garante baixo custo e formação de biofilme, no entanto, em decorrência do pequeno tamanho de vazios, há diminuição da taxa de fluxo (0,1 – 0,3 $m.h^{-1}$) através do filtro lento de areia (Maurya; Singh; Kumar, 2020). A Figura 1 esquematiza o filtro lento convencional com areia.

Figura 1: Esquema padrão do filtro lento convencional de areia.



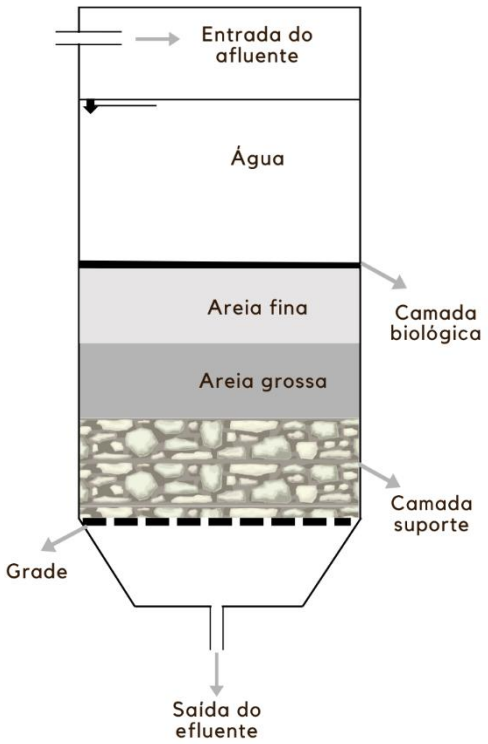
Fonte: Adaptado de Londe (2002) e Marrara (2005).

A porção de água acima da areia, definida também como sobrenadante, é enriquecida com desenvolvimento microbiano em razão do oxigênio disponível. Esta camada ativa chamada de *schmutzdecke*, ricamente biológica e com aspecto gelatinoso, retém os microrganismos. As partículas mais espessas ficam retidas nos interstícios e nas superfícies dos grãos de areia inertes (Heller; Pádua, 2016; Maurya; Singh; Kumar, 2020).

O *schmutzdecke* tradicional de filtros lentos geralmente exige de 20 a 40 dias para adquirir a maturidade (D'Alessio *et al*., 2015; Fish; Osborn; Boxall, 2017). Contrariamente a outras tipologias de filtros que podem ser restaurados ligeiramente após a limpeza, os filtros lentros de areia demandam tempo para que o *schmutzdecke* se recupere (Schmidt; Stadtwerke, 1977).

Abaixo do meio filtrante, tem-se a camada suporte, geralmente de 0,5 m, que possibilita a passagem livre da água tratada para posterior coleta. Além de sustentar o leito de areia, a camada de cascalho impede o entupimento do orifício de saída de água. Geralmente, todas as camadas constituintes da filtração lenta formam coluna de 1 m de espessura do biofiltro (Heller; Pádua, 2016; Maurya; Singh; Kumar, 2020). A Figura 2 esquematiza o filtro lento constituído por camada de areia e camada suporte, baseando-se na fundamentação de Huisman e Wood (1974) e do *Centre for Affordable Water and Sanitation Technology* (CAWST, 2012).

Figura 2: Esquema de filtro lento com areia e camada suporte.



Fonte: Autor (2026).

A baixa taxa de filtração possibilita maior tempo de retenção para a água sobrenadante, permitindo que ocorra primeiramente a sedimentação das partículas suspensas da água na superfície do meio filtrante. Além disso, o baixo fluxo da água percolada pelos meios filtrantes favorece a filtração e atividade biológica na camada *schmutzdecke*, na qual ocorre o maior índice de descontaminação (Rivera, 1995; Verma; Daverey; Sharma, 2017; Maurya; Singh; Kumar, 2020).

Fatores como a espessura da camada biológica, qualidade da água bruta, taxa de filtração e coeficiente de uniformidade (CU) determinam a duração da carreira de filtração (Di Bernardo; Rivera, 1996; Logsdon *et al*., 2002). Geralmente, a duração das carreiras de filtração pode variar de 1 mês a 6 meses ou mais (Edzwald, 2011). Em filtros lentos de caráter domiciliar, as carreiras de filtração têm registro de duração em torno de 90 dias (Nair; Ahammed; Davra, 2014).

Em relação à limpeza de filtros lentos, normalmente, realiza-se por meio de raspagem do meio filtrante. Logo, após a drenagem do filtro parcial ou totalmente, raspa-se o *schmutzdecke* e os primeiros centímetros (1 a 5) de areia. A parcela de areia raspada é lavada e posteriormente devolvida ao filtro até atingir a mínima altura de operação (Pizzolatti, 2014).

A camada de atividade biológica, por ocorrer na parte superior do filtro descendente, é retirada com a execução da limpeza (raspagem). Portanto, após o novo *start* de operação, é necessário tempo de maturação para que se desenvolva a camada novamente (Vargas, 2004).

A filtração lenta descendente apresenta características como: rápida instalação, menor número de unidades envolvidas, baixo consumo de produtos químicos, operação e manutenção mais simples, menor geração de lodo (Albuquerque *et al*., 2019; CODEVASF, 2021); aplicável principalmente em pequenas comunidades (Brasil, 2019a; Brasil, 2019b); remoção efetiva da turbidez e de microrganismos patogênicos (Sabogal-Paz, 2007; Heller; Pádua, 2016; CODEVASF, 2021).

O desempenho de filtros de areia lentos pode ser medido por meio de diversos parâmetros mensuráveis, como redução na turbidez, cor da água; concentração de carbono orgânico total (COT); concentração de seres patogênicos e concentrações pontuais de poluentes químicos orgânicos de interesse da região de estudo. A eficiência de redução de qualquer parâmetro citado está relacionada às características físicas e operacionais do sistema filtrador, a exemplo do tempo de retenção hidráulica, granulometria da areia, temperatura, maturidade biológica do filtro e qualidade da água de alimentação (Guchi, 2015).

3.6.2 Mecanismos de filtração e adsorção

O processo de transferência de massa tem a capacidade de remover da água moléculas orgânicas e inorgânicas com variados tamanhos, sem formar quaisquer produtos intermediários ou fragmentar a molécula (Mariyam *et al*., 2021). A remoção de partículas durante a filtração é proveniente da ação combinada dos mecanismos de transporte e de aderência (Di Bernardo, 1993).

Na filtração lenta, a remoção de partículas e retenção de microrganismos decorre da atuação simultânea de mecanismos físicos, físicos-químicos e biológicos. Os mecanismos físicos estão relacionados inicalmente ao transporte das partículas até a aproximação às superfícies dos grãos. A eficiência desses mecanismos se relaciona a fatores como tamanho e densidade das partículas, granulometria do leito filtrante e velocidade de filtração (Huisman; Wood, 1974; Weber-Shirk; Dick, 1997; Maiyo; Dasika; Jafvert, 2023).

Transportadas até a proximidade da superfície dos grãos, as partículas podem continuar retidas devido à ação dos mecanismos de aderência, os quais envolvem geralmente interações físico-químicas. Na técnica filtração lenta, esses fenômenos são ainda complementados biologicamente pela formação da *schmutzdecke* (Huisman; Wood, 1974; Weber-Shirk; Dick, 1997; Maiyo; Dasika; Jafvert, 2023).

Os mecanismos de transporte são encarregados por deslocar os compostos particulados por meio dos poros do leito filtrante (Di Bernardo; Dantas, 2005). A qualidade do fluido filtrado mediante transporte de partículas pode estar relacionada a mecanismos como: coagem, sedimentação, interceptação, difusão, impacto inercial e forças hidrodinâmicas. Esses mecanismos têm influência de diversos fatores, como taxa de filtração, temperatura e características do meio filtrante (Libânio, 2016).

A coagem é o mecanismo que se caracteriza pela remoção de partículas maiores pelos poros do leito filtrante, visto que resistem ao cisalhamento fruto do fluxo de água. O ato de coar acontece, sobretudo, na camada superficial dos filtros (Ives, 1970; Valencia, 1972). Todavia, ainda que partículas maiores favoreçam a coagem, é mister haver equilíbrio entre os tamanhos das partículas, de modo que a ação de coar não afete outros mecanismos também importantes (Lima, 2020).

A sedimentação ocorre devido à força gravitacional e está relacionada à velocidade de detenção da partícula a partir do fluxo do afluente, sendo interceptada pelo meio filtrante (Amirtharajah, 1988).

A interceptação está associada ao fluxo das partículas no filtro que acontece por meio de linhas que se "afunilam" na passagem dos poros de cada meio filtrante. O estreitamento das linhas de fluxo implica no crescimento da velocidade do afluente e também da movimentação da partícula, isto é, eleva-se a energia cinética, a qual forma partículas maiores ao unir partículas menores, interceptando sua passagem entre os poros do meio filtrante (Valencia, 1972).

O mecanismo de difusão está relacionado às partículas pequenas (~1 μm) influenciadas pelo movimento Browniano, que, em meio aquoso, apresentam movimento desordenado e intenso, sendo proporcional ao aumento da energia termodinâmica das moléculas, que acomete a redução da viscosidade da água (Ives, 1970).

O impacto inercial é explicado pela atuação das linhas de escoamento em meio à passagem de água na camada granular, as quais geralmente realizam curva em torno dos grãos. Todavia, por ocasião das forças inercial e centrífuga, os agregados são forçados a deixar as linhas de escoamento e iniciam contato com os grãos do meio. A eficiência deste mecanismo está ligada diretamente à densidade e tamanho das partículas e velocidade de escoamento (Veras, 1999).

O mecanismo das forças hidrodinâmicas visa a remoção de partículas com tamanho em torno de 10 μm, mediante o escoamento com gradiente de velocidade constante. Considera-se que as partículas transportadas pela linha de corrente não são perfeitamente arredondadas e que não possuem uniformidade, logo é possível supor que ocorre movimento desequilibrado dos particulados. A diferença entre as velocidades provoca o giro da partícula, bem como produz diferença de pressão no sentido perpendicular à do escoamento, conduzindo-a para a região de menor velocidade (Ferreira Filho, 1993; Lima, 2006).

Além dos princípios de transporte, a técnica de filtração é caracterizada pela aderência das partículas. Predominantemente físico-químicos, os meios aderentes são representados, em grande parte dos casos, pelas forças de atração de *Van der Waals*, as quais, sendo fundamentais para a adsorção, podem ocorrer entre partículas de carga igual, opostas ou neutras, tendo campo de ação restrito a pequenas distâncias. Também pode ocorrer o mecanismo de aderência por meio da ligação de hidrogênio das moléculas de água e a superfície dos grãos (Libânio, 2016).

Em relação aos mecanismos de adsorção, pode haver dois tipos: sorção química e sorção física. A adsorção química, também chamada de quimissorção, caracteriza-se pela formação de fortes combinações químicas entre moléculas ou íons de adsorbato à superfície do adsorvente, o que acontece, na maioria das vezes, devido à troca de elétrons, sendo quase sempre um processo irreversível (Ruthven, 1984).

Já a adsorção física, ou fisissorção, também acontece entre adsorbato e adsorvente e se caracteriza por ligações intermoleculares mais fracas, conhecidas como forças de *Van der Waals*, que geralmente são reversíveis (Ruthven, 1984). A adsorção dos adsorventes, considerando subprodutos agrícolas, como é o caso da casca de amendoim, recebe grande influência das forças físicas (Yagub *et al*., 2014).

Os métodos de separação por adsorção se baseiam principalmente em três mecanismos distintos (Nascimento *et al*., 2014):

- estérico: os poros do adsorvente possuem dimensões características, permitindo a entrada de determinadas moléculas e excluindo as demais;

- equilíbrio: as habilidades dos diferentes sólidos acomodam diferentes espécies de adsorvatos;

- cinético: diferentes difusividades das variadas espécies nos poros do material.

Em geral, os processos de adsorção nas superfícies do biocarvão consideram diversas interações: precipitação com minerais, complexação com grupos funcionais ricos em oxigênio, coordenação com elétrons π, troca de ligantes e íons, forças de *Van der Waals* e ligações de hidrogênio (Gao *et al*., 2019; Jiang *et al*., 2018; Li *et al*., 2019).

Em relação aos mecanismos biológicos, estes estão relacionados principalmente à atividade microbiana desenvolvida no leito filtrante, sobretudo na região superficial com a formação da *schmutzdecke*, camada biológica constituída ativamente por microrganismos, matéria orgânica e partículas retidas, desempenhando papel relevante na remoção e transformação de contaminantes. A importância desses mecanismos aumenta conforme o amadurecimento do filtro e o desenvolvimento da comunidade microbiana, embora fatores como as características da água, as condições de operação e a natureza do meio filtrante também assumam significativa contribuição (Huisman; Wood, 1974; Weber-Shirk; Dick, 1997; Maiyo; Dasika; Jafvert, 2023).

3.6.3 Filtração lenta modificada

Os estudos voltados às novas metodologias de filtros lentos têm respaldo na tentativa de contornar as exigências de qualidade da água bruta a serem aplicadas em filtros convencionais e de alcançar resultados mais satisfatórios no tratamento ou inclusive verificar a remoção de contaminantes específicos (Santos; Lima; Michelan, 2021).

Devido aos avanços nos estudos em torno da filtração lenta, percebe-se que a atuação dos meios filtrantes não é restrita às características da areia. Logo, materiais alternativos com potencial para substituir parcialmente a areia vêm sendo avaliados, atentando-se à recomendação de manter a eficiência do tratamento ou, como demonstram muitos casos, observar benefícios adicionais em comparação aos filtros lentos tradicionais (Lima, 2020).

As novas configurações de filtros podem alterar a operação ou características dos filtros, a exemplo de retrolavagem para a limpeza (Michelan *et al*., 2011), utilização de mantas sintéticas e carvão ativado granular (CAG) para adsorção (Bauer *et al*., 1996; Logsdon *et al*., 2002).

Diante das limitações da filtração lenta tradicional, como baixa remoção de minerais complexados, matéria orgânica (substâncias húmicas) e micropoluentes (Bauer *et al*., 1996), adota-se a alternativa de incorporação de CAG como camada intermediária da filtração lenta.

Esta tecnologia, conceituada como filtro sanduíche, é caracterizada por uma camada superior de areia, uma camada intermediária de carvão ativado e uma camada inferior de areia (Bauer *et al*., 1996).

Cada camada assume função específica nesse protótipo. A camada arenosa superior atua como filtro primário e se comporta como meio propício para o crescimento bacteriano (*schmutzdecke*). Os contaminantes não degradados nesta primeira camada são adsorvidos na camada intermediária composta pelo carvão. A camada final de areia funciona como meio de suporte para reduzir o potencial biológico e de partículas finas de CAG nos efluentes tratados (Li *et al*., 2022b).

Os filtros do tipo sanduíche se caracterizam pela formação de biofilme capaz de degradar compostos orgânicos dissolvidos e microcontaminantes, além de, por meio da adsorção nos poros do carvão, promover a retenção de substâncias não biodegradáveis. Essa biodegradação da matéria adsorvida atua biologicamente na regeneração do carvão, prolongando sua vida útil (aproximadamente dois a cinco anos) (Simpson, 2008).

Além disso, por causa da porosidade, área superficial e rugosidade, o CAG é capaz de suportar densidades altas de microrganismos quando comparado com os materiais filtrantes tradicionais como a areia (Dussert; Tramposch, 1996). Em sistemas de filtros lentos, pode-se utilizar o carvão na forma granular ou em pó, levando em conta as condições de cada sistema.

Santos, Lima e Michelan (2021), em estudo de revisão sistemática, concluíram que há materiais alternativos aplicados para constituir o meio filtrante de filtros lentos correspondente ao carvão ativado, como ferro, manta não tecida, escória de alto forno, zeólita e óxido de ferro,

substituindo parcial ou totalmente a areia. A inserção de materiais não tradicionais nos trabalhos resultou em remoções de até 100% de turbidez e de coliformes totais e termotolerantes, se comparado ao filtro convencional.

Nos últimos anos, os materiais não tradicionais com grande destaque são os oriundos de biomassa (materiais orgânicos), que se comportam como fonte vantajosa para ser transformada em adsorventes alternativos limpos e renováveis, cooperando para a mitigação dos impactos ambientais ocasionados pelo descarte incorreto destes resíduos e diminuindo a geração de acúmulos posteriores (Piquet; Martelli, 2022).

Além da substituição parcial da areia por outros constituintes, outras metodologias têm incorporado à areia outras técnicas, como a ozonização assistida por pressão (Cha *et al*., 2010) e revestimento de metal na areia (Hsu *et al*., 2008), em que ambos alcançaram elevada remoção de turbidez.

As adaptações em filtros lentos não ocorrem somente no sistema interno, no que diz respeito aos meios filtrantes, mas também com relação ao material construtivo de sua estrutura. Filtros em baldes de plástico desenvolvidos e distribuídos no Nepal foram modificados pela adição de camada superior com lascas de tijolo e pregos de ferro. Com cerca de 5 mil unidades implantadas, alcançaram remoções acima de 80% para arsênio, ferro, coliformes totais e turbidez (Ngai *et al*., 2007).

3.7 Caracterização da água

A fim de caracterizar a água, vários parâmetros são determinados, os quais são indicadores da qualidade da água e se classificam como não conformes quando apresentam números superiores aos estipulados para determinado uso (Brasil, 2014).

Para caracterização da qualidade da água, as propriedades se dividem em físicas, químicas e microbianas (Heller; Pádua, 2016). Essas três categorizações, associadas à engenharia de bioprocessos, desenvolvem os estudos sobre tratamento de água através das observações experimentais (van Loosdrecht *et al*., 2016).

3.7.1 Parâmetros físicos

Segundo Xavier, Quadros e Silva (2022), os parâmetros e indicadores físicos são os mais utilizados e mais descritos na literatura para examinar a potabilidade da água. Neste

cenário, Santos *et al*. (2019b) defendem que as características físicas da água estão relacionadas ao quesito estético, apesar de que a água de melhor aparência não certifica qualidade adequada para o consumo. Os parâmetros condutividade elétrica, cor (aparente e verdadeira), turbidez e temperatura são classificados como parâmetros físicos.

3.7.1.1 Condutividade elétrica

A condutividade elétrica demonstra forte correlação com dez parâmetros, dentre eles: temperatura, pH, sólidos totais, sólidos dissolvidos totais e concentração ferro na água (Patil; Sawant; Deshmukh, 2012).

A análise laboratorial da condutividade elétrica é consideravelmente utilizada para determinar a qualidade química de águas superficiais ou subterrâneas. Este parâmetro, largamente aplicado em estudos hidrogeológicos, depende sobretudo da concentração dos íons existentes na solução. A condutividade, sendo assim, é proporcional à presença de sais dissolvidos. Medida por meio do aparelho condutivímetro, este indicador é também muito usado na verificação da qualidade de águas purificadas, comuns nas indústrias farmacêuticas (Guarda; Silva, 2024).

De modo geral, o parâmetro condutividade elétrica não apresenta diferenças significativas após o processo de filtração lenta (Pfannes *et al*., 2015; Lima, 2020).

3.7.1.2 Cor

A importância da cor da água como parâmetro de qualidade é relacionada à geração de produtos com potencial cancerígeno na fase de cloração em águas com coloração modificada. A presença de cor favorece sabor e odor desagradáveis à água, cujas características podem provocar a formação de biofilmes na rede de distribuição (Libânio, 2016).

Como efeito de caracterização de águas para abastecimento, difere-se a cor aparente da cor verdadeira. A primeira considera as partículas suspensas, enquanto a determinação da segunda, que ocorre após a centrifugação da amostra, analisa os sólidos dissolvidos (Brasil, 2014).

Para verificar o parâmetro cor aparente, usa-se o reflexo da luz em pequenas partículas presentes na amostra. A intensidade deste reflexo é estabelecida utilizando como base cobalto--platina, em unidades de cor uH – unidade Hazen (Durand Filho, 2019).

A cor aparente tem direta relação com a turbidez, visto que a alta remoção da cor aparente é resultado da medida de eficiência do filtro na remoção da turbidez. Por outro lado, a cor verdadeira está ligada aos níveis de materiais orgânicos e inorgânicos dissolvidos, como os ácidos húmico e fúlvico resultantes da degradação de compostos orgânicos de folhas, por exemplo (Pizzolatti *et al*., 2015).

3.7.1.3 Turbidez

A turbidez também é propriedade relevante dos fluidos e está ligada à existência de partículas em suspensão que dificultam a passagem de luz no meio hídrico, causando o aspecto turvo. A turbidez pode ser expressa como Unidade de Turbidez de Formazin (ou FTU) ou Unidade de Turbidez Nefelométrica (ou NTU) (Birkheuer *et al*., 2017; von Sperling, 2017; Tyler *et al*., 2022), ou simplesmente uT.

A aparência turva pode ter origem natural, procedente de partículas de argila, silte, rochas, algas e outros microrganismos, ou origem antrópica, proveniente dos despejos industriais e domésticos e da erosão. As partículas de origem natural não comprometem sanitariamente, pois afeta apenas a estética; já os fragmentos advindos da ação do homem podem favorecer a presença de organismos patogênicos e compostos tóxicos (von Sperling, 2017).

Relacionando à origem da manifestação turva na água, as medidas de turbidez, desse modo, indicam quanto à saúde potencial do ecossistema aquático e ao efeito potencial na qualidade da água, o que inclui a possível presença de constituintes nocivos, a exemplo de contaminantes e patógenos (Tyler *et al*., 2022).

A turbidez se comporta como parâmetro relevante para o tratamento de água, uma vez que, com o aumento da turbidez, maior a chance de acontecer o efeito escudo – fenômeno em que as partículas suspensas servem de abrigo a microrganismos, prejudicando o tratamento (Brasil, 2014; Guarda; Silva, 2024).

Os sistemas de filtração lenta se caracterizam pela eficiência em reduzir os níveis de turbidez (Pizzolatti, 2010). Slezak e Sims (1984) verificaram, por meio de levantamento de 27 estações de filtração lenta por areia nos Estados Unidos, que a turbidez teve destaque na eficiência de remoção.

Em contrapartida, a desvantagem dos filtros lentos é a pequena capacidade de remover picos de alta turbidez da água bruta devido à obstrução que pode ocorrer no sistema. Elevadas

turbidezes geralmente surgem do fenômeno hidrológico ou climático, fortes precipitações, o que acende a necessidade de aumentar a frequência de manutenção do sistema de filtragem (Ranjan; Prem, 2018).

Há perda de funcionalidade do filtro lento quando se tem turbidez maior que 20 ou 30 NTU; quando este parâmetro alcança picos de 50 a 100 NTU, a condição de operação e remoção se faz muito problemática (Ellis; Wood, 1985; Logsdon *et al*., 2002; Gottinger *et al*., 2011).

3.7.1.4 Temperatura

A temperatura é definida como a intensidade de calor que colabora diretamente para um grupo de outros indicadores físicos como a viscosidade, oxigênio dissolvido, densidade e outros (Nolasco *et al*., 2020).

A temperatura da água nos rios, lagos e reservatórios está diretamente relacionada com a origem da água, radiação solar, estação, profundidade e, em determinados casos, a hora do dia (Christ; Wernli, 2014; Guarda; Silva, 2024). Além disso, a variação da temperatura pode ocorrer em razão de fontes antropogênicas, resíduos das indústrias e águas de arrefecimento de máquinas (Soares; Ferreira, 2017).

A variação de temperatura entre as águas bruta e filtrada não se comporta como parâmetro comum dos sistemas de filtros lentos, contudo a sua influência se associa diretamente às condições de crescimento e atuação dos microrganismos. Portanto, a temperatura de operação dos filtros contribui para o desenvolvimento de grande parte da camada microbiológica (Bellamy; Hendricks; Logsdon, 1985; Lima, 2020).

3.7.2 Parâmetros químicos

Segundo Gonçalves (2020), as propriedades químicas se referem às substâncias químicas dissolvidas na água, cuja origem pode ser orgânica (carbono) ou inorgânica (geralmente mineral). Exemplo de alguns parâmetros químicos: pH e ferro total.

3.7.2.1 Potencial Hidrogeniônico (pH)

O pH significa a intensidade das condições ácidas ou alcalinas da água através da quantificação de íons hidrogênio presentes (Santos *et al*., 2019b). É um parâmetro relevante

para a avaliação da qualidade hídrica, visto que o aumento de acidez pode acarretar problemas durante o processo de higienização (Araújo; Andrade, 2020). O pH é considerado parâmetro com grande correlação com a condutância elétrica (Gupta; Sunita; Saharan, 2009).

A água com pH menor que 6,0 é caracterizada como ácida e corrosiva; se acima de 9,5, é classificada como básica, cooperando para precipitação e incrustações de sais. Desse modo, o pH controlado é importante para manter as condições adequadas das tubulações condutoras de água para as residências (Souza; Sousa, 2020).

Em filtros lentos, o pH geralmente não apresenta oscilações singulares, mantendo-se no intervalo sugerido pelas portarias e entidades de regulação (6,0 – 9,5) (Londe, 2002; Piancó, 2023). Ainda que a literatura sobre filtração lenta não discuta diretamente os efeitos sanitários do pH, o que configura lacuna científica, esse parâmetro químico contribui para a formação e estabilidade da camada biológica, principal responsável pela eficiência microbiológica do sistema (Maiyo; Dasika; Jafvert, 2023).

3.7.2.2 Ferro total

A presença de ferro na água pode ocorrer de forma geogênica, ou seja, tendo origem nos elementos ou processos geológicos, ou por meio de efluentes industriais e despejos domésticos (Colter; Mahler, 2006). As altas contaminações de ferro alteram cor, sabor e odor da água, causando manchas nas roupas e nos vasos sanitários e corrosão nas tubulações (Behera; Das; Rana, 2012; Brasil, 2014).

Em águas subterrâneas ou nos compartimentos mais profundos dos lagos, comumente se observa valores significativos de concentração de ferro, que são justificados pela ausência de oxigênio dissolvido (Brasil, 2014).

Em função da indisponibilidade de fontes alternativas nas imediações e do insuficiente conhecimento em relação aos prejuízos tóxicos da ingestão deste tipo de água, apresenta-se elevado o número de pessoas que, forçadamente, consomem água contaminada com ferro (Kumar *et al*., 2017).

Em sistemas de filtros lentos, a elevada presença de ferro pode não apenas comprometer a qualidade da água bruta, mas também as durações das carreiras de filtração podem sofrer grande influência (Michelan *et al*., 2011).

Quanto à capacidade de eficiência de remoção do ferro, a filtração lenta em areia tem largo respaldo na literatura em estudos como de Seppánen (1992) e Ahmed e Abdelamir (2022),

que constataram, respectivamente, altas remoções de ferro em águas subterrâneas da Finlândia e da Argélia, respectivamente.

3.7.3 Parâmetros microbianos

Além dos indicadores físicos e químicos, também são analisados os parâmetros microbianos (ou microbiológicos), importantes para determinar a presença de microrganismos que causam patologias graves. Dentre eles, estão os coliformes totais e termotolerantes. No sistema de filtros lentos, aponta-se geralmente alta capacidade de remover patógenos, chegando em torno de 99% de remoção (Pizzolatti, 2010; CAWST, 2012).

3.7.3.1 Coliformes Totais

O grupo Coliforme é referência para o diagnóstico de contaminação microbiológica na água. De maneira geral, os coliformes totais são bactérias provenientes da natureza. Quanto à avaliação da qualidade da água tratada, eles podem mostrar falhas no tratamento ou possível contaminação pós-tratamento (Brasil, 2019b).

A remoção dos coliformes totais em sistemas de filtros lentos é largamente eficiente (Bellamy; Hendricks; Logsdon, 1985).

3.7.3.2 Coliformes Termotolerantes

O grupo Coliforme possui como subdivisão os Coliformes Termotolerantes, que são bactérias de maior resistência às altas temperaturas. Este subgrupo detém a *Escherichia coli* como maior e mais específico indicador de contaminação fecal e de possível presença de patógenos tanto em águas naturais como tratadas. O consumo de água contaminada com este microrganismo pode provocar vômitos, febre, diarreia, calafrios e cólica (Cruz, 2018; Brasil, 2019b).

A tecnologia de filtração lenta apresenta na literatura grande potencial de remoção dos microrganismos termotolerantes com remoções acima de 90 % (Visscher, 1990; Murtha; Heller, 2003).

3.8 Legislação vigente

As normas de potabilidade são variáveis entre os países devido a fatores como aspectos ambientais, razões culturais, disponibilidade tecnológica e econômica (Fortes; Barrocas; Kligerman, 2019). No Brasil, três legislações direcionam quanto à qualidade e tratamento de água: Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 357 (qualidade), de 2005, Resolução do CONAMA nº 396 (qualidade), de 2008, e a Portaria de Consolidação nº 5 do Ministério da Saúde (MS) (tratamento), de 2017 (Brasil, 2017), considerando as alterações propostas pela Portaria nº 888, de 2021 (Brasil, 2021).

A Resolução CONAMA nº 357 instrui quanto à caracterização dos corpos d'água superficial, sendo aplicada na descrição da água de estudo (Brasil, 2005). A Resolução CONAMA nº 396 está voltada ao enquadramento e detalhamento das águas subterrâneas (Brasil, 2008). A Portaria de Consolidação do MS direciona quanto às normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde (SUS), apresentando também diretrizes para qualidade de água destinada ao consumo humano (Brasil, 2017). A Portaria nº 888, por fim, altera ou reafirma o padrão de potabilidade mediante os procedimentos de controle e de vigilância determinados pela legislação de 2017 (Brasil, 2021).

Define-se água potável como aquela que se enquadra nos padrões de potabilidade, evitando riscos à saúde. Estes padrões de potabilidade integram o conjunto de valores máximos permitidos para que a água de abastecimento esteja condizente aos parâmetros de qualidade (Brasil, 2021).

3.9 Uso de carvão no tratamento de água

O desenvolvimento do carvão ativado (CA) ocorreu no fim do século XIX, tendo a primeira patente em 1900 (Hendricks, 2011). Décadas depois, a utilização do CA para o tratamento de água foi disseminada, tendo como foco principal o controle do gosto e odor (Crittenden *et al*., 2012).

O CA prosperou como adsorvente em face de sua elevada área de superfície e rica porosidade (Xia *et al*., 2020; Ahmed; Hameed; Khan, 2023), enquanto as partículas presentes na água são descritas como adsorvatos. Essas impurezas se unem à superfície específica do CA, acumulando moléculas de matéria orgânica e da família dos metais (Ioannidou; Zabaniotou, 2007; Pathania; Sharma; Singh, 2017). O CA se tornou adsorvente universal para remover

diversos contaminantes no tratamento de água, justamente pela eficiência da ativação. As principais fontes de produção do CA, em escala comercial, são as madeiras de eucalipto e de pinus e o endocarpo do coco da baía (Werlang *et al*., 2013).

O CA é considerado importante adsorvente no ramo industrial. Sua aplicação primordial é a separação e purificação de misturas nas fases gasosa e líquida. Geralmente, os carvões ativados são classificados e divididos em adsorventes de gás e de fase líquida (Abdullah; Tan; Lim, 2011).

Mesmo com a eficácia comprovada dos carvões convencionais na remoção de poluentes, o seu uso é limitado devido ao custo elevado (Chen *et al*., 2011; Dong *et al*., 2019).

3.10 Uso de biocarvão como meio filtrante

O biocarvão (BC) é adsorvente sustentável produzido a partir de resíduos orgânicos, a exemplo de biomassas agroalimentares lignocelulósicas, tendo como processo a conversão termoquímica de matéria-prima carbonácea em meios com deficiência de oxigênio (Hagemann *et al*., 2018; He *et al*., 2022).

O adsorvente padrão aplicado no tratamento é o CA. Todavia, a quantidade de estudos sobre o potencial e aplicação do BC como leito filtrante tem crescido em face, principalmente, do baixo custo em comparação ao carvão convencional (Oliveira; Barbosa; Mendonça, 2023). Desse modo, o BC pode ser conceituado como a maneira sanitariamente segura de processamento de resíduos orgânicos (Elkhalifa *et al*., 2019).

A adoção de BC nos processos de tratabilidade da água, além de traduzir e aplicar de forma simples o conhecimento científico, aponta para o alcance do ODS 6, que almeja a garantia da água potável e do saneamento para todos (Hering; Maag; Schnoor, 2016).

A aplicação de BC no tratamento de água ainda é pouco explorada. A maioria da literatura se concentrou no seu uso como corretivo do solo, sequestro de carbono e redução das emissões de gases de efeito estufa. Os estudos de remoção de contaminantes em solução aquosa por meio de BC são derivados, sobretudo, de experimentos em lote, enquanto, por outro lado, a projeção e otimização de sistemas usando BC para tratamento de água potável e águas residuais continuam consideravelmente inexploradas (Gwenzi *et al*., 2017).

A preparação de BC a ser aplicado no tratamento doméstico de água potável pode acontecer por meio do aquecimento doméstico e cozimento mediante os fogões pirolíticos, cuja

fonte de energia é mais limpa e eficiente em comparação aos fogões tradicionais de biomassa de três pedras (Gwenzi *et al*., 2015).

Assim como o CA, o BC precisa atender a requisitos fundamentais para ter papel efetivo no tratamento de água. A capacidade adsortiva do BC deve apresentar características como grande área superficial, elevada seletividade, cinética favorável entre o adsorvente e o adsorvato (controle do processo), solidez térmica e química e pequena ou nenhuma solubilidade, dureza e força mecânica para impedir a compressão dos poros e a erosão das partículas, além de ter baixo custo (Blanco, 2017).

A análise do BC a ser aplicado no tratamento de água precisa ser baseada em fatores como acessibilidade do material, carbono e teor de oxigênio, resistência à abrasão, diâmetro dos poros e a grande capacidade de adsorção e regeneração (Quesada *et al*., 2019).

Os adsorventes de BC podem ser aplicados em diversos projetos de tratamento de água, integrando-se a técnicas de tratamento existentes ou apenas o BC. A título de exemplo, a inserção de camada/coluna de BC ao filtro lento de areia constitui tecnologia otimizada que é capaz de produzir água de melhor qualidade (Gwenzi *et al*., 2017).

Mohanty *et al*. (2014) relataram que, comparando com filtros de areia, o filtro com BC reteve em até 3 ordens de magnitude a presença de *Escherichia coli*. Este estudo valida a potencialidade do BC na remoção de microrganismos patogênicos.

O BC obtido da casca residual de amendoim tem atraído muito interesse ultimamente devido à excelsa capacidade de adsorção. Diversos estudos apontam a utilização de cascas de amendoim como material adsorvente para a remoção de corantes, metais potencialmente tóxicos e outros poluentes em águas sintéticas (Li *et al*., 2018; Sattar *et al*., 2019).

A lignina, a celulose e a hemicelulose são os principais componentes da casca de amendoim. O estudo de Odinga *et al*. (2020) descreve que estes três componentes são os principais precursores da geração de radicais livres ambientalmente persistentes no BC, os quais podem desenvolver risco ambiental por induzirem a formação de espécies reativas de oxigênio com elevada fitotoxicidade e citotoxicidade no meio ambiente (Dellinger *et al*., 2000). Logo, além das vantagens alcançadas, é importante se atentar às possíveis periculosidades.

Feng, Li e Su (2023) e Ma *et al*. (2024) avaliaram, respectivamente, a remoção dos antibióticos ofloxacino e tetraciclina em água sintética e de cromo hexavalente em água de estações de tratamento de esgoto e de galvanoplastia por meio do processo de fotocatálise associado ao pó de casca de amendoim.

Logo, considerando que a eficiência seja mantida, o BC se apresenta como benéfico para substituição ao CA, visto que este tem apontado custo de 15 a 20 vezes maior que o BC (Thompson *et al*., 2016), além do fator sustentável devido ao aproveitamento de resíduos.

3.11 Pirólise

A pirólise é definida como processo de degradação dos materiais orgânicos carbonáceos (biomassa) a partir da decomposição térmica em função do calor em ambiente com ausência de oxigênio, gerando produtos como carvão, bio-óleo e gases (Pandey, 2008). Esta técnica é considerada uma das metodologias de aproveitamento de resíduos mais promissoras desta e das décadas seguintes (Brigwater, 2004).

Segundo Akhtar e Amin (2012), os produtos obtidos pelo processo de pirólise dependem de parâmetros como taxa de aquecimento, tempo de permanência, temperatura máxima a ser alcançada e tipo de biomassa (grau de umidade, tamanho).

Quanto à operação, em face da taxa de aquecimento, temperatura e do tempo de detenção do material, a pirólise da biomassa pode ser classificada em três técnicas principais: pirólise lenta (ou convencional), pirólise rápida e pirólise *flash* (Brigwater, 2006). O Quadro 2 exemplifica esta classificação.

Geralmente, a pirólise é desenvolvida em três etapas (Borél, 2018): primeiramente, a secagem, ocorrendo até 150 °C, no intuito de evaporar a umidade livre existente na biomassa; em segundo momento, a pirólise primária, entre 200 e 600 °C, com finalidade de liberar a água intrínseca e os gases com baixo peso molecular, a exemplo de CO e CO_2 (também nessa etapa se tem a decomposição das estruturas básicas da matéria-prima); em terceiro plano, a pirólise secundária, entre 300 e 900 °C, produzindo o carvão e alguns gases não condensáveis.

Quadro 2: Classificação dos tipos de pirólise.

Tipo de pirólise	**Temperatura (°C)**	**Taxa de aquecimento ($°C.s^{-1}$)**	**Tempo de Residência (s)**	**Produtos**
Lenta	602	Baixa	300 – 1800	Óleo, gás e carvão
Rápida	652	Alta	0,5 – 5	Bio-óleo
Flash	<652	Muito alta	<1	Bio-óleo, produtos químicos e gases

Fonte: Adaptado de Pandey (2008).

A finalidade da pirólise é gerar produtos com alto valor agregado e com significativo potencial energético, como o bio-óleo (líquido), o BC ou carvão vegetal (sólido) e o biogás (gasoso) (Vieira, 2000; Das *et al*., 2019).

3.11.1 Pirólise de carvão

A fração sólida proveniente da pirólise é chamada de carvão, *char*, biocarvão, *biochar* ou coque, que geralmente retém a maior parte do carbono originalmente existente no material. Este produto sólido é eficazmente aplicado na adsorção de compostos inorgânicos e orgânicos (Menéndez *et al*. 2004; Brownsort, 2009; Chen *et al*., 2014).

A qualidade do BC produzido pode ser considerada a partir do teor de carbono, teor de oxigênio e valor de aquecimento. O BC apresenta diversas vantagens em comparação à biomassa bruta, como aprimoramento da densidade energética aprimorada, redução do teor de umidade, estabilidade térmica e facilidade de transporte (Khandelwal; Nanda; Dalai, 2024).

A temperatura tem grande interferência na produção de carvão na pirólise, pois o seu aumento influencia no menor rendimento do produto e na microestrutura mais desenvolvida. Quando as temperaturas são muito elevadas pode ocorrer a perda excessiva de carbono e de outros elementos do grupo funcional (Chen *et al*., 2014).

3.11.2 Efeitos da pirólise na adsorção

O controle da taxa de adsorção é inerente ao alto volume de poros do adsorvente (Marsden; House, 2006). Com base em dados publicados, o BC de pirólise rápida alcança volume de poros maior, na ordem de 0,1 a 1 $cm^3.g^{-1}$ (Li *et al.*, 2010), sendo semelhante ao carvão ativado (0,05 - 1,5 $cm^3.g^{-1}$) (Attalla; Sadek, 2014), enquanto o produto do processo lento tem menos de 0,14 $cm^3.g^{-1}$ (Lee *et al.*, 2013).

A qualidade do adsorvente está relacionada à alta capacidade de adsorção, a qual é determinada pela área de superfície (Kazawadi; Ntalikwa; Kombe, 2021). O BC de pirólise rápida atinge áreas de 15 a 110 $m^2.g^{-1}$ (Li *et al.*, 2010) e pirólise lenta, áreas de 0,4 a 370 $m^2.g^{-1}$ (Lee *et al*., 2013), distantes da área do CA comercial (500 - 2058 $m^2.g^{-1}$) (Attalla; Sadek, 2014). A possibilidade de maior área de superfície no BC de pirólise lenta é explicada pelo grande tempo de residência em relação à pirólise rápida (Zhao *et al.*, 2018).

Ainda que a área específica e o volume de microporos dos BC sejam bem menores em comparação ao CA comercial, a capacidade adsortiva dos BC relacionada a poluentes orgânicos e metais potencialmente tóxicos se faz semelhante ou até melhor quando comparada ao CA, além do baixo custo devido à ausência de ativação (Chun *et al.*, 2004).

A adsorção também é controlada pelo pH. Na adsorção de metais, a elevação do pH amplia simultaneamente a capacidade de adsorção, apesar de ser limitada a um certo nível (Deliyanni *et al.*, 2015). Conforme estudo comparativo de Kazawadi, Ntalikwa e Kombe (2021), ao combinar informações de outros trabalhos sobre o pH associado ao tipo de pirólise associado, verificou-se que as pirólises lenta e rápida possuem intervalo com maior potencial (6 a 12), enquanto o CA comercial é mais restrito (5 a 8).

3.12 Caracterização do carvão ativado e do biocarvão

Com o objetivo de entender e controlar as interações dos componentes a partir de refinado detalhamento, as técnicas de caracterização de materiais têm como objeto de estudo tanto as camadas constituintes quanto o revestimento seletivo completo (Ngoue *et al*., 2020).

Em seguida, são discutidas algumas das técnicas de caracterização de materiais, relatando a teoria e as informações geradas sob avaliação do CA e BC.

3.12.1 Difração de Raios-X

A difração de raios-X (DRX) é definida como eficiente técnica na identificação das fases cristalinas dos materiais constituintes do BC, já que cada sólido cristalino possui seu padrão único de DRX. Esta técnica também proporciona a medida de propriedades estruturais das fases cristalinas, como: estado de deformação, tamanho do grão, composição, orientação preferencial e estrutura de falhas (Barreto, 2014).

A DRX permite a identificação de cada ou várias fases, sua intensidade de uma fase, dopagem de elementos da amostra, mudanças de estrutura com fatores ligados à combinação temperatura/processo e soluções de estrutura de materiais recém-sintetizados (Nicholas; Mowat; Nicholas, 2025).

Na sua grande parte, a DRX se enquadra como processo não destrutivo, a qual, com uso de equipamentos modernos, pode ser rápida e de fácil execução. Esta técnica pode conceder informações relevantes sobre a estrutura em massa, as propriedades microestruturais e a

estabilidade ou comportamento dos constituintes da amostra (Nicholas; Mowat; Nicholas, 2025).

Portanto, a técnica DRX se apresenta como adequada para conduzir a análise quanto à composição e a estrutura cristalina interna do BC, detalhando as estruturas de carbono que cooperam para a imobilização de microrganismos (Zhao *et al*., 2020).

3.12.2 Microscopia eletrônica de varredura com espectroscopia de energia dispersiva de raios-X

A microscopia eletrônica de varredura (MEV) é definida como técnica potente e versátil para a caracterização morfológica de pós e materiais densos. As imagens geradas são produzidas através da varredura de sua superfície com feixe de elétrons. Diversas informações podem ser fornecidas por este processo: composição química, dados cristalográficos, topografia da superfície da amostra e distribuição do número atômico (Goldstein *et al*., 2017).

A técnica MEV pode ser acoplada com outras técnicas de caracterização, como a espectroscopia de energia dispersiva de raios-X (EDS), a fim de produzir informações de áreas específicas da amostra com maior riqueza de detalhes em função da elevada capacidade de ampliação e visualização da amostra (Ferrer-Eres *et al*., 2010; Goldstein *et al*., 2017). A combinação MEV-EDS também possibilita análise semi-quantitativa e qualitativa dos compostos da amostra (Duarte *et al*., 2003).

A técnica MEV é utilizada, portanto, para determinar a estrutura da superfície do BC lignocelulósico. As imagens de MEV do BC conseguem demonstrar a alteração da morfologia da superfície das partículas originais após os diferentes procedimentos e temperaturas aplicados. A análise combinada MEV-EDS constata o conteúdo químico e/ou porcentagem molar dos elementos do BC (Kaur; Kaur; Kaur, 2024).

3.12.3 Espectroscopia de infravermelho com transformada de Fourier

A espectroscopia de infravermelho com transformada de Fourier (FTIR) se constitui como técnica elementar no campo das nanopartículas, pois fornece informações detalhadas acerca da composição molecular e as interações de materiais em nanoescala. A aplicação da FTIR é largamente versátil, abrangendo várias áreas como ciência dos materiais, biologia e estudos ambientais (Pasieczna-Patkowska; Cichy; Flieger, 2025).

A versatilidade da FTIR consiste em determinar estrutura molecular do carvão (Wang *et al*., 2024a), medir a quantidade de grupos funcionais químicos e de materiais orgânicos (He *et al*., 2017; Zhou *et al*., 2021).

Esta técnica se destaca pela rapidez, sensibilidade e facilidade mecânica. As medições FTIR geralmente são finalizadas em segundos devido à medição síncrona de todas as frequências vinculadas (Ranvir; Gandhi; Sharma, 2018).

3.12.4 Espectro Raman

A técnica de espectroscopia de espalhamento Raman se baseia na alteração da frequência de pequena fração da radiação que incida sobre o espalhamento das moléculas ou estruturas cristalinas. Em resumo, o espalhamento acontece por meio da interação das moléculas da amostra com a luz monocromática eletromagnética (Santos *et al*., 2019c).

Esta técnica mede os níveis de energia vibratória relacionados às ligações químicas na amostra por meio do contato com a radiação eletromagnética (Sala, 2008). Em comparação com os espectros eletrônicos, o espectro vibracional do Raman possibilita maior riqueza de detalhes sobre o material analisado (Faria; Santos; Gonçalves, 1997).

A espectroscopia Raman é comumente utilizada para identificação, caracterização e explanação de estruturas de moléculas e compostos, além de fornecer o monitoramento e controle das reações químicas (Santos *et al*., 2019c).

A técnica de espectroscopia de espalhamento Raman tem sido vastamente aplicada na caracterização de materiais ricos em carbono. Com recursos de microfocalização, as análises, com alto teor de precisão, identificam as divergentes formas cristalinas e amorfas presentes nas amostras (Lobo *et al*., 2005).

*3.12.*5 *Potencial zeta*

O potencial zeta (PZ) é responsável por caracterizar a dupla camada elétrica e a nanopartícula, ou seja, a própria formulação coloidal. Esta técnica analisa as dispersões coloidais em meios aquosos, desenvolvendo carga elétrica na superfície da partícula e afetando a distribuição de íons. O PZ proporciona informações sobre estabilidade, tempo de circulação, interações de proteínas, permeabilidade e biocompatibilidade das nanopartículas. As medidas

do PZ estão relacionadas à temperatura, viscosidade do solvente, pH, força iônica e características da superfície (Xu, 2008; Kaszuba *et al*., 2010; Smith *et al*., 2017).

O valor de PZ representa a carga da superfície adsorvente (Kalaiarasi *et al*., 2020). Além disso, para alguns cientistas, o PZ aponta a capacidade de adsorção do BC (Du *et al*., 2016).

3.12.6 Espalhamento Dinâmico de Luz (DLS)

A técnica de espalhamento dinâmico de luz (DLS), por meio do diâmetro hidrodinâmico das partículas de BC, busca estimar a distribuição do tamanho das partículas. O DLS mede as flutuações de intensidade provocadas pelo movimento browniano de partículas de diversos tamanhos, enquanto se movem aleatoriamente dentro de um meio (Ng *et al*., 2022).

A equação matemática gerada dos resultados do DLS é diretamente relacionada à viscosidade do solvente, instrumento, temperatura e índice de refração dos materiais (Filipe; Hawe; Jiskoot, 2010; Gilroy *et al*., 2011).

3.12.7 Método Brunauer-Emmett-Teller

A metodologia *Brunauer-Emmett-Teller* (BET) é tradicionalmente utilizada para calcular a área superficial do adsorvente e a distribuição do tamanho dos poros (Walton; Snurr, 2007; Li *et al*., 2018). A importância desta técnica reside no fato de que o aumento desta área de superfície contribui diretamente para o processo de adsorção (Kalinke, 2015), visto que mais locais estarão livres para a adesão das moléculas.

A técnica BET se caracteriza por duas etapas. Primeiramente, a isoterma de fisissorção se transforma em gráfico BET, em que se obtém a capacidade de monocamada. Posteriormente, a área superficial é calculada (López-Pérez; Zarubina; Melián-Cabrera, 2021).

De modo geral, o BC tem como importante propriedade a significativa superfície específica ($m^2.g^{-1}$). Essa condição credita ao BC a melhoria na habilidade de adsorver água e nutrientes (Fregolente *et al*., 2023).

3.13 Capacidade adsortiva de carvões

A capacidade de adsorção se configura como parâmetro importante na avaliação e comparação do desempenho de adsorventes, visto que indica da quantidade de adsorvato capaz

de ser removida de volume específico de meio aquoso contaminado (Wang; Guo, 2020; Karunakaran; Usman; Sillanpää, 2022).

A capacidade adsortiva, dada normalmente em $mg.g^{-1}$, expressa, de maneira aproximada, a área superficial disponível no carvão. O desempenho capacitivo tem como fator-chave a quantidade total de grupos funcionais do adsorvente, bem como tem intensa relação com o número de sítios ativos de sorção por unidade de área superficial do adsorvente (González-García, 2018; Li; Mu; Yang, 2019).

Os adsorventes são consideravelmente utilizados para remoção de variados poluentes, como metais potencialmente tóxicos, ferro, chumbo e mercúrio, corantes e poluentes orgânicos, a exemplo de pesticidas, antibióticos e fenol (Hashem; El-Maghrabey; El-Shaheny, 2024).

Em relação à classe dos corantes, o azul de metileno (AM), devido à sua intensa adsorção em suportes sólidos, é considerado composto modelo para verificação da remoção de indicadores e contaminantes orgânicos presentes na água (Wu *et al*., 2009).

O AM, composto catiônico, é amplamente estudado em sistemas laboratoriais de adsorção em razão de sua estabilidade e facilidade de detecção espectrofotométrica na região do UV-Vis (Ultravioleta Visível) (Silva; Oliveira, 2012).

3.14 Cascas de amendoim

O amendoim é caracterizado como leguminosa nutricionalmente densa, visto que apresenta elevados teores de proteína, carboidrato e óleos de considerável valor nutritivo. Trata-se de alimento amplamente consumido em todo o planeta, independente da forma: integral, torrado, ingrediente de pastas, produtos de confeitarias, barras nutricionais. (Davis; Dean, 2016; Duc *et al*., 2019).

As principais nações produtoras de amendoim são China, com aproximadamente 18,4 milhões de toneladas, e a Índia, com cerca de 10,3 milhões de toneladas de produção anual. O Brasil se apresenta como o 10º país na produção deste alimento, produzindo por volta de 875 mil toneladas (ATLASBIG, 2023).

Segundo a Companhia Nacional de Abastecimento (CONAB, 2025), a produção brasileira de amendoim aumentou de 346,8 mil toneladas na safra 2014/2015 para aproximadamente 1,2 milhões de toneladas no período 2024/2025, representando, portanto, acréscimo produtivo em torno de 240%.

A cultura do amendoim engloba três etapas: colheita (posterior secagem ao ar livre e limpeza), armazenamento (eficiência na secagem) e processamento por meio de técnicas como

moagem, resfriamento ou prensagem. Nesses três processos há a geração de resíduos, como a casca e a pele do amendoim (Sorita, 2021).

A casca do amendoim é comumente caracterizada como resíduo agroindustrial, isto é, subproduto gerado da transformação industrial de produtos agrícolas. Anualmente milhões de toneladas das cascas desta oleaginosa são lançadas no meio ambiente (Duc *et al*., 2019).

A produção de casca residual, subproduto da fase de processamento, representa por volta de 20% do peso integral da colheita (Fermanelli *et al*., 2020). Considerado abundante resíduo agroindustrial, as cascas de amendoim possuem taxa de degradação muito lenta em condições naturais (Zheng *et al*., 2013).

Diminuta proporção das cascas de amendoim é devidamente reutilizada como combustível ou alimento, sendo grande parte das cascas de amendoim descartada ou queimada, provocando elevado desperdício de recursos naturais (Li *et al*., 2018; Sohni *et al.*, 2023).

Não obstante o emprego da casca de amendoim para fins energéticos e alimentação animal, é vasta a quantidade do resíduo sem destinação, o que indica a necessidade e relevância de pesquisas para alcançar melhor aproveitamento deste material e agregar valor ao subproduto desperdiçado (Wang; Nam; Nam, 2020; Freitas, 2022).

Com base na diretriz da economia circular, os resíduos devem ser reinseridos na cadeia produtiva. Esta ação é apontada como promotora da sustentabilidade, sobretudo, na produção de energia. Nessa lógica, o aproveitamento de resíduos é relevante alternativa, pois corrobora a diminuição do impacto ambiental negativo consequente do descarte no meio ambiente (Lima, 2013; Zabaniotou, 2018; Vea; Romeo; Thomsen, 2018; Korhonen; Honkasalo; Seppälä, 2018).

Como apelo sustentável e objetivando maior e melhor aproveitamento, as cascas de amendoim têm sido consideravelmente aplicadas e analisadas como fonte de biomassa promissora para geração de BC devido principalmente a dois princípios (Sathiparan; Anburuvel; Selvam, 2023).

Primeiramente, a produção global de amendoim é de cerca de 47 milhões de toneladas métricas por ano, sendo 11 milhões correspondentes às cascas, que têm como destino, muitas vezes, o descarte e a incineração (ATLASBIG, 2023; Sawargaonkar *et al*., 2024).

Em segundo plano, as cascas apresentam homogeneidade em sua composição lignocelulósica (% em peso, aproximadamente) – celulose (45%), lignina (36%) e hemicelulose (6%) –, conferindo-lhe propriedades estruturais relativamente estáveis nas diversas variedades de amendoim (Wang; Tester, 2023; Sawargaonkar *et al*., 2024).

Esta estabilidade da composição favorece consideravelmente o processo de pirólise, visto que os parâmetros de decomposição térmica assumem papel decisório na formação das propriedades finais do BC (Li *et al*., 2020; Janu *et al*., 2021).

O Quadro 3 explana a variedade de aplicações a partir das cascas de amendoim descartadas, enquanto o Quadro 4 explicita a aplicação específica deste biomaterial no tratamento de água, água residual e esgoto.

Quadro 3: Panorama científico da aplicação múltipla das cascas de amendoim.

Aplicação	**Estudo**
Produção de biodiesel	Fei-ling *et al*. (2015)
Produção de bioetanol	Suryawanshi *et al*. (2017)
Formação de nanofolhas de carbono	Nuilek, Simon e Baumli (2018)
Produção de enzima	Thota *et al*. (2018)
Material de construção	Sadaa, Amartey e Bako (2013)
Produção de hidrogênio	Faraji e Saidi (2022)
Formação de nanofibra	Adeosun *et al*. (2016)
Produção de papel	Kadre *et al*. (2018)

Fonte: Autor (2026).

Quadro 4: Panorama científico da aplicação das cascas de amendoim no tratamento de águas residuais.

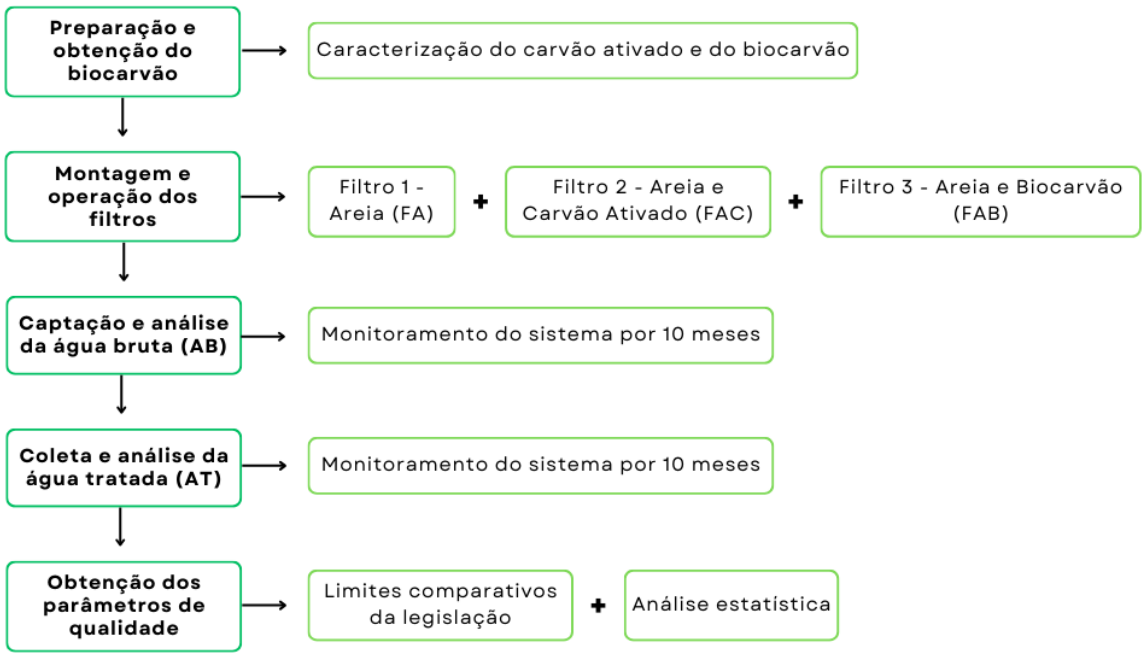
Aplicação	**Estudo**
Remoção de corantes indicadores	Qiu *et al*. (2020)
Remoção de antibióticos	Zhang *et al*. (2020)
Remoção de DQO	Wang *et al*. (2024b)
Remoção de metais	Mohadesi *et al*. (2024)
Remoção de turbidez, cor	Tomé *et al*. (2023)
Dessalinização solar	Arunkumar *et al*. (2023)
Separação da emulsão óleo/água	Dai *et al*. (2022)
Remoção de fungicidas	Lee *et al*. (2021)

Fonte: Autor (2026).

4. METODOLOGIA

A casca de amendoim (*Arachis hypogaea*) utilizada neste trabalho foi transformada em BC a partir do processo de pirólise. Os demais meios filtrantes e a camada-suporte dos filtros lentos foram definidos e preparados. Além disso, a água de estudo, denominada de água bruta (AB) e a montagem do sistema-piloto associado ao sistema hidráulico foram definidas e estruturadas. A determinação dos parâmetros físico-químicos foi pautada de duas maneiras: nas legislações concernentes ao consumo humano e na literatura científica com aplicação da biomassa escolhida. A pesquisa experimental se deu de forma quantitativa por meio de diversas etapas (Figura 3) detalhadas ao longo desta seção.

Figura 3: Fluxograma da metodologia desenvolvida.



Fonte: Autor (2026).

Adicionalmente, o pó das cascas de amendoim (PC) também foi submetido a caracterizações. Embora o foco deste estudo tenha sido o biocarvão (BC) produzido, as análises realizadas no PC contribuíram para avaliar a eficiência do processo pirolítico.

4.1 Água de estudo

A água de estudo foi coletada de poço tubular, localizado na Universidade Federal de Sergipe (UFS), campus São Cristóvão. Enquadrada como água subterrânea, a água foi aduzida

para reservatório semienterrado com comprimento, largura e altura de, respectivamente, 10,3 m, 6,3 m e 1,5 m (Rocha Júnior, 2024).

A AB deste estudo foi posteriormente conduzida, por recalque de sistema motor-bomba, em direção ao Laboratório de Hidráulica (LABHID) do Departamento de Engenharia Civil (DEC) da UFS, a fim de ser armazenada em reservatório com capacidade de 1000 L, que integrou o sistema hidráulico.

Esse poço foi perfurado no ano de 2010 e é alimentado por aquífero livre composto por rochas sedimentares, apresentando profundidade de 20 m e vazão correspondente a 9,0 $m^3.h^{-1}$ (Damasceno, 2010).

A Figura 4 destaca o reservatório semienterrado (1), a casa de bomba (2) e o sistema motor-bomba (3) localizado na casa de bomba. O Quadro 5 reúne informações coletadas por outras pesquisas acerca dos parâmetros físico-químicos da AB.

Figura 4: Reservatório da água de estudo, casa de bomba e sistema motor-bomba, respectivamente.



Fonte: Autor (2026).

Quadro 5: Parâmetros físico-químicos referenciais para a água de estudo.

PARÂMETRO	MENSURAÇÃO	REFERÊNCIA
Condutividade Elétrica ($\mu S.cm^{-1}$)	203,70	Damasceno (2010)
	228,90	Lima (2020)
	303,88	Santos, Rosa e Michelan (2022)
Cor aparente (uH)	40,00	Damasceno (2010)
	38,00	Lima (2020)
	75,13	Santos, Rosa e Michelan (2022)
Turbidez (uT)	8,24	Damasceno (2010)
	3,29	Lima (2020)
	6,00	Santos, Rosa e Michelan (2022)
Ferro total ($mg.L^{-1}$)	0,76	Damasceno (2010)
	0,25	Rocha Júnior (2024)

Fonte: Autor (2026).

4.2 Obtenção e preparação do biocarvão

4.2.1 Aquisição do material

O resíduo caracterizado como base deste estudo foi obtido do amendoim torrado com cascas, adquirido comercialmente na cidade de Aracaju, capital de Sergipe.

Ainda que o amendoim cozido seja considerado patrimônio imaterial sergipano, as suas cascas não foram adotadas devido à adição de sal no cozimento, pois haveria a necessidade de dessalinização antes de serem incorporadas na metodologia escolhida. Dessa maneira, as cascas de amendoim deste trabalho, sendo resíduos do amendoim apenas torrado, não receberam adição de compostos ou processos (Jesus; Rosa; Michelan, 2025).

Todo o processo de preparação do BC ocorreu no Laboratório de Saneamento e Meio Ambiente (SAMA), localizado no DEC/UFS. A Figura 5 ilustra resumo da metodologia adotada para preparação e aquisição do BC.

Figura 5: Metodologia para preparação e obtenção do biocarvão de casca de amendoim.



Fonte: Autor (2026).

4.2.2 Preparação para a pirólise

As cascas de amendoim apresentam baixo teor de umidade, com valor aproximado de 5,79%, o que possibilita sua utilização direta, sem secagem prévia (Silva, 2021). Contudo, baseando-se em Pessôa (2017), para que haja a maior remoção permissível de impurezas e agregados, as cascas foram banhadas em água destilada, o que implica na necessidade de aplicar a fase de precedente secagem antes da fase de pirólise.

Logo, as cascas de amendoim, após purificação, foram devidamente espalhadas em bandejas e foram acondicionadas em estufa a 100 ºC (Pessôa, 2017), inicialmente, por 30 min. Finalizado o tempo, nem todo o material estava completamente seco, fazendo o tempo de permanência aumentar para 75 min.

Após a etapa de secagem na estufa, as cascas de amendoim foram trituradas em liquidificador. O pó gerado foi encaminhado para peneiramento por meio de peneira 20 Mesh (# 0,841 mm).

4.2.3 Pirólise do material

O processo de pirólise foi realizado após o peneiramento. Foram realizados diferentes testes, a fim de se obterem os melhores resultados em termos de rendimento de produção (considerando a massa), otimização de tempo e menor geração de energia. A queima foi realizada em forno mufla, utilizando-se cápsula de porcelana de capacidade para 50 g de material. Para o primeiro teste foi utilizada uma amostra de 5 g de pó peneirado.

Atingindo a temperatura determinada, o material permaneceu cerca de 10 min no equipamento em atmosfera sem oxigênio. Completado este tempo, a cápsula foi retirada da mufla e posteriormente levada ao dessecador (isenção de umidade). Após esta fase, com duração de aproximadamente 3 h, o material pirolisado foi pesado em balança de precisão, a fim de verificar o rendimento produtivo após a pirólise.

A partir de revisão de literatura associando tratamento de água à aplicação das cascas de amendoim, An *et al*. (2021), Ye *et al*. (2024) e Jesus e Michelan (2025) constataram que a temperatura de pirólise mais indicada para produção de BC de similar resíduo e para mesma matriz de água (subterrânea) foi de 500 ºC.

Em relação ao tempo de permanência da pirólise, poucos trabalhos especificaram esta informação. Sousa *et al*. (2018) e Bonato *et al*. (2019) trabalharam com cascas de amendoim

em estágios de 60 min. Todavia, devido às condições de desgaste do forno mufla do laboratório e à iniciativa de simplificar e facilitar o processo, a duração inicial do procedimento foi de 30 min.

Apesar de Sousa *et al*. (2018) e Bonato *et al*. (2019) recomendarem a taxa de aquecimento equivalente a 5 ºC.min^{-1}, neste trabalho, a taxa de aquecimento permaneceu constante em 20 ºC.min^{-1}, uma vez que a condição da mufla não permitiu alteração. Embora superior à recomendada, essa condição ainda se enquadra na faixa da pirólise lenta, que geralmente ocorre abaixo de 120 ºC/min e em temperaturas entre 300 e 700 °C (Qambrani *et al*., 2017). Nesse intervalo operacional, a influência da taxa de aquecimento sobre as propriedades do material tende a ser limitada, visto que os voláteis são liberados por meio da porosidade natural (Della Rocca *et al*., 1999).

Outros testes foram realizados com o intuito de gerar, comparar e analisar o maior rendimento final de produção de BC (Jesus; Rosa; Michelan, 2025). A Tabela 1 detalha as características de cada teste mediante à avaliação da mudança de variáveis.

Tabela 1: Testagem do processo de pirólise.

TESTE	**TEMPERATURA (ºC)**	**TEMPO (min)**	**TAXA DE AQUECIMENTO (ºC.min^{-1})**	**RENDIMENTO (%)**
1	500	30	20	31,58
2	450	30	20	31,84
3	550	30	20	29,26
4	450	25	20	31,96
5	450	35	20	30,03

Fonte: Jesus, Rosa e Michelan (2025).

A segunda tentativa se baseou na diminuição da temperatura e mesmo tempo de residência, pois, conforme Bridgwater (2012), há favorecimento da formação de BC em temperaturas amenas. O rendimento do teste 2, comparado ao primeiro, foi moderadamente maior.

A fim de aumentar o nível de confiança da fase de testagem, a temperatura foi brandamente elevada no teste 3, mantendo-se a variável tempo. O rendimento deste teste foi o menos desejado, o que comprovou a interferência do aumento de temperatura no fator rendimento.

Concluídos os três primeiros testes, observou-se melhor desempenho com a temperatura de 450 ºC. Em seguida, intercalando a variável tempo, foram realizados mais dois testes. Entre estes, o melhor desempenho se relacionou ao menor tempo pirolítico. Todos os testes

apresentaram BC sem teor aparente de cinzas. Logo, o teste 4 foi definido como o mais adequado para ser aplicado na preparação de BC ao associar menores temperatura e tempo e maior rendimento.

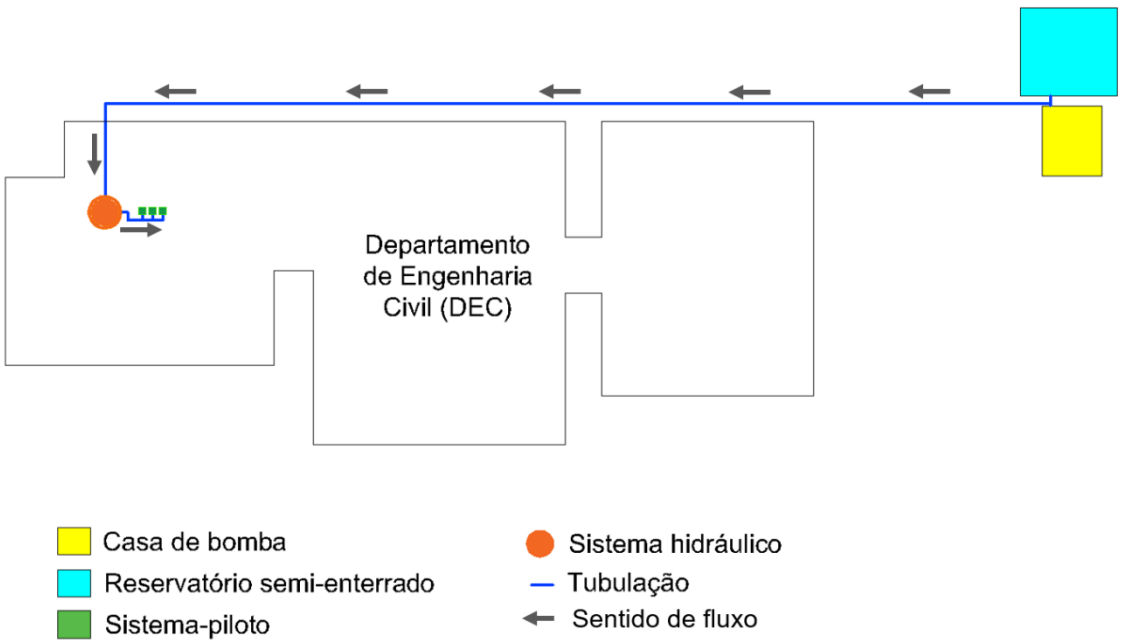
O comportamento dos testes demonstrou que maiores temperaturas e tempos de residência favorecem as reações de recombinação e craqueamento, provocando a formação de frações voláteis (gases e líquidos) e prejudicando o rendimento (Lu *et al*., 2013; Zhang; Liu; Liu, 2015; Bonato *et al*., 2019).

Finalizada a etapa de testagem metodológica da pirólise – fase 7 –, foram definidos os dados mais adequados de obtenção e preparação do BC em quantidade: temperatura de 450 ºC, tempo de detenção de 25 min e taxa de aquecimento de 20 $ºC.min^{-1}$. Logo, com toda a metodologia do BC organizada, seguiu-se para sua produção em escala.

4.3 Sistema piloto-hidráulico

Com o objetivo de esquematizar com maior detalhamento, a Figura 6 ilustra, em planta de localização, a configuração estrutural de todo o sistema de estudo, desde a captação até a operalização dos filtros lentos.

Figura 6: Esquema com visão superior do sistema de estudo.



Fonte: Autor (2026).

O sistema hidráulico de alimentação dos filtros e reservação da água captada foi montado pelo grupo registrado no CNPq denominado SANEAR e citado inicialmente por Lima (2020), porém totalmente higienizado para o atual estudo. A água captada do poço tubular 2, pertencente à UFS, abasteceu a instalação desenvolvida no LABHID do DEC.

Conforme Rocha Júnior (2024), o reservatório de água tem capacidade de 1000 L. Com o objetivo de manter a veridicidade das características da água, foi realizado bombeamento que promoveu a recirculação da água no reservatório. Assim, quando da realização dos ensaios, o sistema foi acionado manualmente, possibilitando a homogeneização da água, seja para as investigações de água bruta, seja para a água tratada. A Figura 7 mostra a visão geral do sistema piloto-hidráulico (1), destacando no detalhe tracejado o sistema de bombeamento para recirculação (2). Maiores detalhes, vide Figura 8.

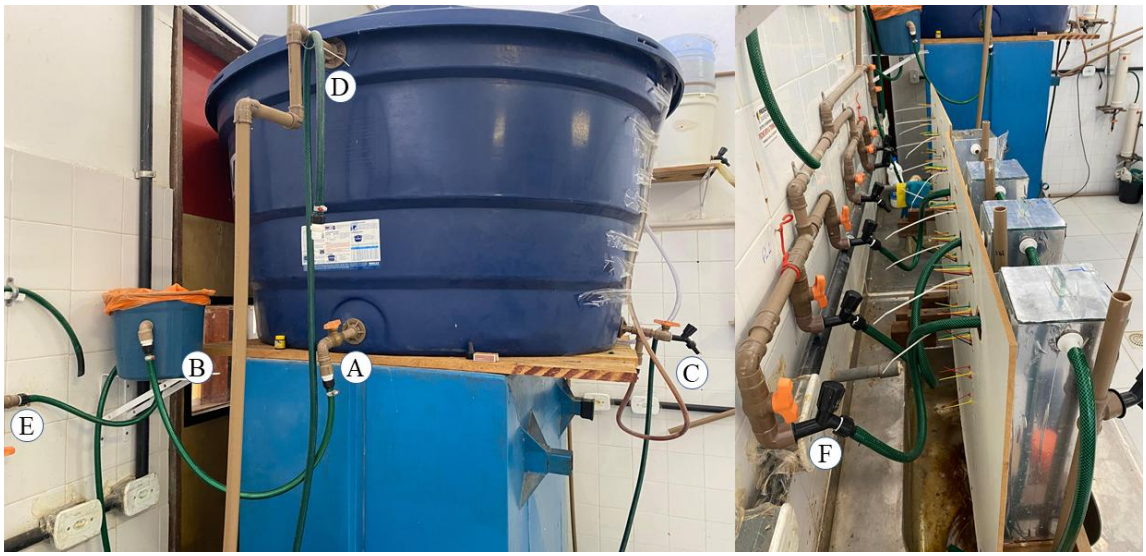
Figura 7: Sistema piloto-hidráulico e demarcação do sistema de recirculação.



Fonte: Autor (2026).

A Figura 8 especifica cada acessório do sistema hidráulico desenvolvido para o abastecimento do sistema-piloto de filtros lentos: A – tubulação de saída do reservatório para as tubulações de direção para os filtros; B – regularizador de vazão (controle de nível); C – ponto de coleta da AB; D – extravasor; E – tubulação de saída do regularizador para alimentação dos filtros; F – ponto de alimentação dos filtros.

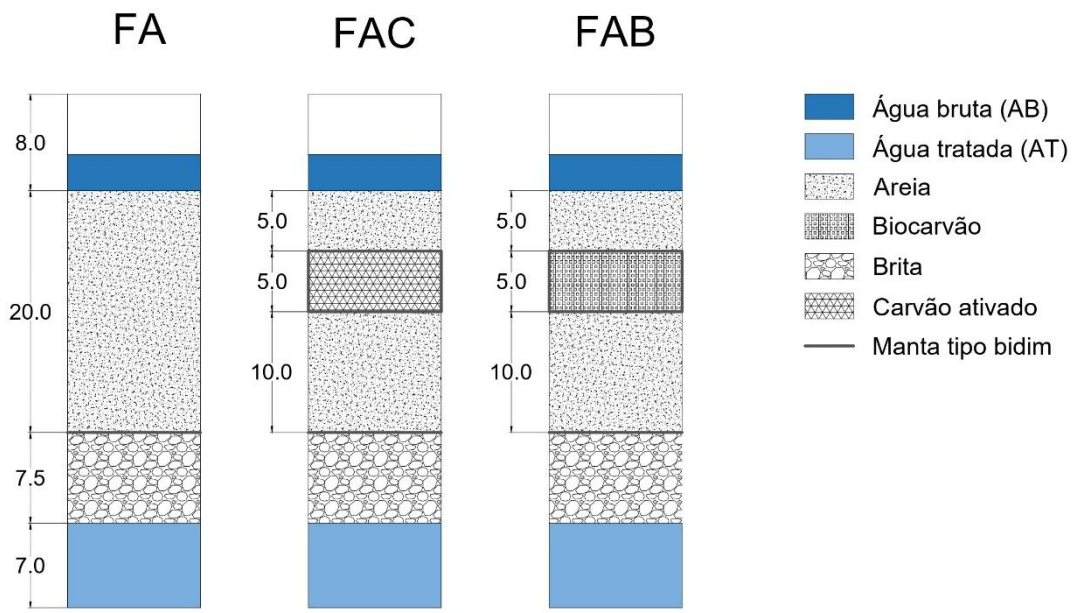
Figura 8: Detalhamento do sistema hidráulico desenvolvimento para alimentação dos filtros lentos.



Fonte: Autor (2026).

O sistema piloto, composto por três filtros, funcionou com sentido de fluxo descendente, perpassando o meio filtrante, camada-suporte e fundo falso, nesta ordem. Consoante a denominação já descrita na Figura 1, os três filtros são: Filtro com areia (FA), Filtro com areia e carvão ativado (FAC) e o Filtro com areia e biocarvão (FAB). A Figura 9 detalha as dimensões em perfil dos leitos filtrantes e camada-suporte.

Figura 9: Dimensionamento dos meios filtrantes e da camada-suporte (em centímetros).



Fonte: Autor (2026).

Todos os filtros foram igualmente confeccionados: dimensões internas de 11 x 11 cm (tendo área transversal de 121 cm^2), altura total equivalente a 45 cm, confecção com vidro de 4 mm de espessura, tubulações e conexões de policloreto de vinila (PVC).

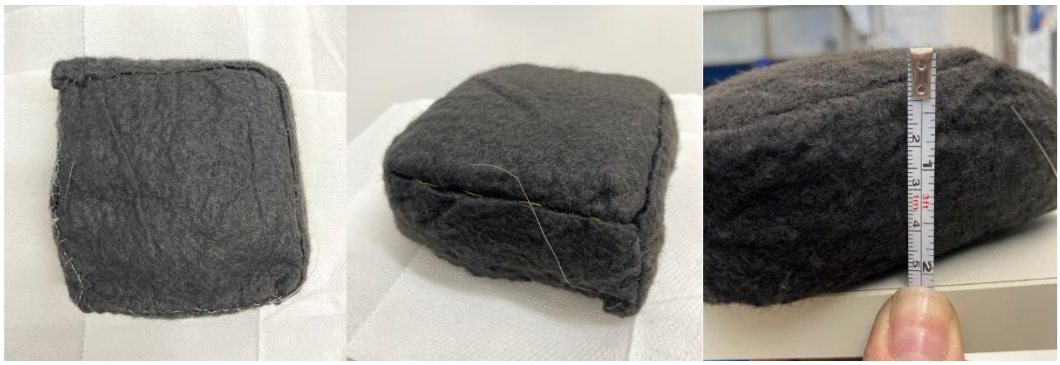
Para Verma, Daverey e Sharma (2016), os filtros lentos possuem usualmente diâmetro interno/externo no intervalo de 1,46 a 200 cm. Este estudo possui seção quadrada, logo foi possível comparar essa informação diametral com a medida diagonal, a qual foi estipulada em aproximadamente 15,56 cm, mantendo-se dentro da faixa sugerida pela literatura.

A profundidade de areia sugerida para unidades de grande porte comumente varia entre 1,2 e 1,4 m, contudo pequenas unidades domésticas operaram com profundidades de menos de 0,3 m (Ellis; Wood, 1985). Por ser sistema em bacanda, em escala laboratorial, e por questões estruturais de confecção do sistema, FA foi constituído com camada de 0,2 m.

FA foi preenchido inteiramente com areia, ao passo que o FAC e o FAB foram confeccionados com camada de areia tipo sanduíche com a finalidade de confinar o carvão comercial ativado e o carvão orgânico, respectivamente.

O CA e o BC foram confinados por sachê revestido de manta geotêxtil não tecida do tipo bidim, a fim de impossibilitar o arraste desses materiais através da água percolada. Os sachês dos filtros FAC e FAB foram preenchidos, respectivamente, com 280 g e 140 g e apresentaram espessura de cerca de 5 cm na camada filtrante, como esquematiza a configuração deste leito de filtração por meio da Figura 10. A diferença no peso entre os sachês está associada à desindade do carvão e do biocarvão.

Figura 10: Sachês contendo carvão ativado e biocarvão.

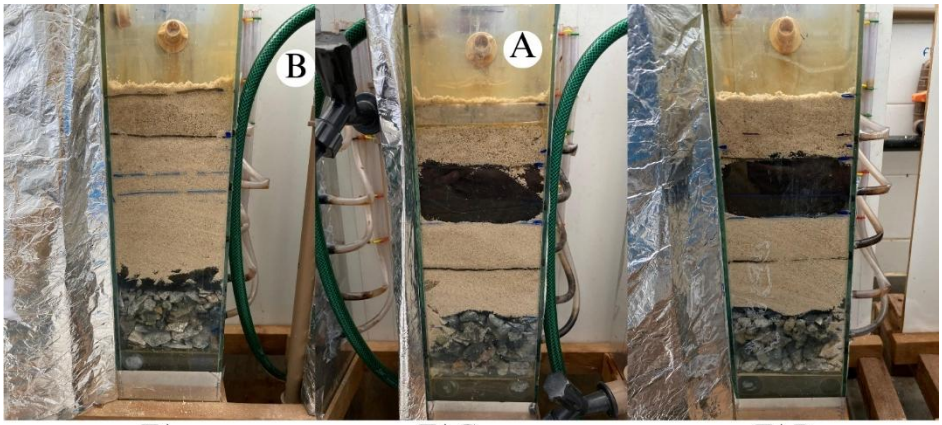


Fonte: Autor (2026).

Foi também adicionada entre a camada-suporte e a areia uma (1) lâmina dessa manta com as mesmas dimensões da seção do filtro. Com intuito de equiparar a quantidade da manta geotêxtil entre os filtros, o FA recebeu, portanto, três (3) lâminas entre a brita e a areia.

A Figura 11 detalha a entrada de água (A) e o extravasor (B) do sistema de filtração. Após o preenchimento dos filtros, estes foram envolvidos com papel alumínio (Figura 12), com o objetivo de preservá-los das adversidades das condições ambientais (luminosidade) que podem impactar o funcionamento efetivo dos filtros. Elliott, DiGiano e Sobsey (2011) utilizaram o revestimento com papel alumínio para evitar o crescimento de algas, que poderiam influenciar no processo dos filtros lentos.

Figura 11: Sistema piloto devidamente preenchido.



Fonte: Autor (2026).

Figura 12: Sistema-piloto devidamente protegido das intempéries externas.



Fonte: Autor (2026).

A água filtrada, também denominada água tratada (AT), foi coletada através de torneiras anexadas ao fundo falso dos filtros (destacadas circularmente na imagem). As torneiras podem ser identificadas na Figura 12. A Figura 13-A, por sua vez, aponta a placa difusora de água e contedora da camada-suporte, enquanto a Figura-B, a camada de brita e o fundo falso.

Figura 13: Identificação do fundo falso no sistema de filtração lenta.



Fonte: Autor (2026).

Em relação à taxa de filtração, Huisman e Wood (1974) recomendaram um fluxo Darcy de 0,1 a 0,4 $m^3/(m^2 \cdot h)$, todavia sem especificar explicitamente a profundidade do filtro associada. Portanto, neste estudo, o sistema-piloto foi operado com taxa permanente de aproximadamente 3 $m^3/m^2.dia$ (ou 0,125 $m^3/m^2.h$). Os ajustes necessários foram realizados manualmente com a abertura dos registros de saída. Nesta lógica, a fim de verificar a estabilidade da vazão de entrada, foram medidos e registrados os tempos exigidos para completar béquer graduado de 25 mL.

Com a definição da taxa de filtração, foi possível determinar a vazão de entrada (aferida duas vezes por semana) necessária para cada filtro, visto que é conhecida a área transversal do filtro. A Equação 1, então, foi aplicada:

$$t = \frac{Q}{A} \quad (1)$$

sendo t a taxa de filtração ($m^3/m^2.dia$), Q a vazão do filtro (m^3/dia) e A a seção transversal dos filtros (m^2).

Para a limpeza dos filtros, foi interrompida a chegada de água nos filtros, fechando o registro na tubulação de entrada, projetado para a realização de procedimentos operacionais. A limpeza, motivada em função da redução de vazão de saída, foi realizada a partir de raspagem

de cerca de 2 a 4 cm da camada superficial de areia, que foi lavada e devolvida ao leito, como se recomenda a literatura.

A limpeza dos filtros se associou ao encerramento das carreiras de filtração. Tendo como base outros pesquisadores que monitoraram filtros lentos por 10 meses e em demais literaturas apontadas no referencial teórico, a duração das carreiras se manteve entre 3 a 4 meses (Santos, 2025).

4.4 Caracterização dos meios filtrantes e camada-suporte dos filtros

Em relação à configuração dos filtros lentos, foram utilizados materiais convencionais, como areia e carvão comercial ativado, e não convencionais, sendo, neste caso, o BC resultante das cascas de amendoim, para ocupação dos respectivos meios filtrantes do sistema-piloto. Além disso, foi preparada e aplicada camada-suporte preenchida por diferentes agregados.

4.4.1 Areia

A areia adotada para meio filtrante foi semelhante à aplicada por Rocha Júnior (2024), adquirida em loja de materiais de construção. Logo, o tipo de areia escolhido, quanto à granulometria, possuía: mais de 97% dos diâmetros menores que 4,75 mm; tamanho efetivo dos grãos de cerca de 0,27 mm; coeficiente de uniformidade (CU) de 2,6.

Sobre a uniformidade da areia, Di Bernardo e Rivera (1996) desenvolveram estudo verificando a relação do CU na eficiência da filtração lenta, concluindo que era maior a remoção com o aumento da uniformidade, e como consequência resultava em maiores carreiras de filtração. Em termos gerais, a qualidade da água filtrada não era consideravelmente alterada quando da mudança dos coeficientes.

Geralmente, recomenda-se areia com CU menor (isto é, maior uniformidade), sendo preferível valor máximo recomendado de 3,0 (Huisman; Wood, 1974). Maiyo, Dasika e Jafvert (2023) explicam que o tamanho de grão de areia mais uniforme acarreta maior volume de vazios (isto é, mais porosidade). Portanto, a areia utilizada neste estudo se enquadrou na faixa recomendada pela literatura.

A faixa de recomendação do tamanho efetivo dos grãos é de 0,15 mm a 0,4 mm (Huisman; Wood, 1974; Ellis; Wood, 1985; Guchi, 2015). Para este estudo o tamanho efetivo ficou enquadrado.

4.4.2 Carvão ativado

O carvão ativado (CA) em pó foi escolhido por apresentar alta pureza de origem (0,03% de ferro, 0,1% de cloreto máximo, 0,01% de sulfato máximo, 0,001% de zinco máximo e metais potencialmente tóxicos inferior a 0,005%), visto que o objetivo do uso deste material era o de tratamento de água.

A densidade aparente do CA foi determinada por método gravimétrico, empregando béquer graduado de 50 mL. Após a determinação da massa apenas do recipiente, o material foi adicionado e acomodado por gravidade até atingir o volume conhecido. A densidade aparente foi então obtida pela relação entre a massa do carvão e o volume estabelecido, resultando em 0,34 $g.cm^{-3}$.

4.4.3 Biocarvão

Os detalhes referentes ao processo de BC foram descritos na subseção 4.2. A biomassa, destaque deste estudo, foi as cascas de amendoim, que se constituem como resíduo altamente descartado no Brasil, país com significativa produção da leguminosa. Logo, a sustentabilidade pautada no aproveitamento de resíduo e a qualidade de água foram correlacionadas nesta pesquisa. A densidade aparente do BC foi obtida da mesma forma que a do CA, resultando em 0,18 $g.cm^{-3}$.

4.4.4 Camada-suporte

Baseando-se em Rocha Júnior (2024), o material empregado para compor a camada--suporte com 7,5 cm de altura foi adquirido em loja de materiais de construção. A camada foi estruturada por três tipos diferentes de agregado – brita 1, brita 2 e brita 3 –, tendo, nesta ordem, as dimensões médias de 16,9, 23,4 e 26,9 cm.

4.5 Caracterização do carvão ativado e do biocarvão

As análises de caracterização da morfologia e estrutura do CA e do BC foram realizadas no Instituto de Química da Universidade Estadual Paulista (UNESP), localizado no Campus Araraquara/SP.

4.5.1 Difração de Raios-X

As medidas de DRX foram realizadas usando o equipamento Bruker D2Phaser equipado com um detector Lynxeye com radiação Cu Kα (λ = 0,154 nm), com um filtro de Ni, corrente de 10 mA, voltagem de 30 kV, em modo de varredura contínua na faixa de 10° a 85°, com velocidade de varredura de $1°.min^{-1}$. A identificação das estruturas cristalinas foi feita por comparação com os padrões *Inorganic Crystal Structure Database* (ICSD).

4.5.2 Microscopia eletrônica de varredura com espectroscopia de energia dispersiva de raios-X

Foi utilizada a Microscopia Eletrônica de Alta Resolução (MEV-FEG) (Helios ManoLab 600i) para obtenção de imagens com detalhamento da morfologia dos materiais. Esta técnica gera imagens detalhadas com resolução de até 1 nm e determina o tamanho de partículas com dimensão mínima de 10 nm.

Com a caracterização obtida pela MEV-FEG, foi possível captar imagens de topografia utilizando elétrons secundários, estudar a porosidade, defeitos, contaminações, granulometria e morfologia dos materiais. Com o uso associado da EDS, realizou-se microanálise química qualitativa pontual ou na forma de mapas.

4.5.3 Espectroscopia de infravermelho com transformada de Fourier

As análises de FTIR ocorreram no equipamento Espectrômetro da PerkinElmer, modelo Spectrum Two, pela técnica de refletância total atenuada com cristal de diamante, no intervalo espectral de 550 a 4000 cm^{-1}, com resolução de 4 cm^{-1} e 32 varreduras por espectro.

As informações obtidas desta análise foram: composição da amostra, estrutura química, propriedades superficiais (acidez/basicidade de sítios ativos), evidências cinéticas de reações químicas.

4.5.4 Raman

Os espectros Raman foram obtidos utilizando Micro-Raman LabRAM HR (Horiba Jobin Yvon) equipado com laser He-Ne (632,8 nm) com potência máxima de 19 mW. Os

espectros foram obtidos entre 100 e 3000 cm^{-1}, embora a faixa de leitura do aparelho é de 50 a 4000 cm^{-1}. O microscópio do instrumento permite aumento de 140x e varreduras que fornecem a avaliação da composição química da superfície.

Nesta técnica, foi possível obter informações complementares às análises do FTIR, informações voltadas às ligações químicas presentes no determinado composto e dados correlacionáveis à cristalinidade de materiais.

4.5.5 Potencial zeta

O PZ foi verificado por meio do Equipamento *Malvern Panalytical Zetasizer Nano ZS90* (NDCom), que opera com um laser He-Ne a 633 nm, potência de 4 mW e um detector fixo a 90°. O controle da temperatura ocorreu na faixa de 0 a 120 °C.

As amostras foram ajustadas com a adição de H_2SO_4 e NaOH. Os potenciais em meio ácido, neutro e básico foram verificados, respectivamente, mediante os valores de pH 2,91, 6,97 e 12,76. A temperatura de análise foi 25 ºC, visto que a operação dos filtros ocorre em temperatura ambiente.

4.5.6 Espalhamento Dinâmico de Luz (DLS)

Os experimentos de DLS foram coletados adicionando a amostra em cubeta com caminho ótico de 10 mm. Após o espalhamento de luz, torna-se possível calcular via software as propriedades como volume hidrodinâmico das partículas, tamanho médio de partículas ou agregados e estimativa de massa molar média de partículas/agregados.

4.5.7 Método Brunauer-Emmett-Teller

A área superficial específica das amostras do PC, CA e BC foram determinadas por adsorção de nitrogênio utilizando o método BET. As amostras foram previamente submetidas à desgaseificação sob temperatura de aquecimento de 10 $ºC.min^{-1}$, taxa de evacuação de 0,67 $kPa.s^{-1}$ e tempo de 10 min, com o intuito de eliminar umidade e gases adsorvidos. A temperatura final foi de 30 ºC, a fim de não degradar a amostra.

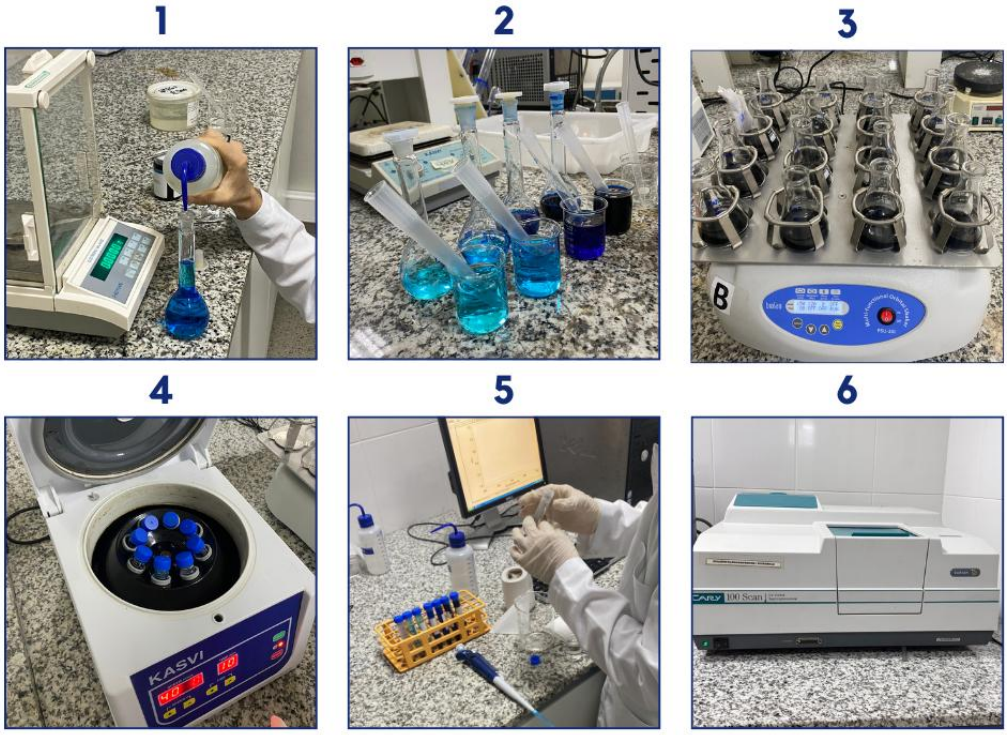
As análises foram conduzidas a -196 °C (temperatura do nitrogênio líquido) em analisador Micromeritics ASAP 2020, sendo 97,6 mg a massa de cada amostra. As isotermas

de adsorção foram obtidas com variação da pressão relativa (P/P_0), com 110 pontos de medição e a área superficial específica foi calculada aplicando-se a equação BET no intervalo de P/P_0 entre 0,05 e 0,30. O teste BET também foi ajustado ao modelo de Langmuir, por apresentar maior similaridade com o modelo.

4.6 Identificação da capacidade adsortiva do biocarvão e do carvão ativado

A capacidade de adsorção tanto do BC como do CA foi avaliada através de teste com o indicador azul de metileno (AM) realizado no Laboratório de Corrosão e Nanotecnologia (LCNT), localizado no Núcleo de Petróleo e Gás (NUPEG) da UFS, sob a orientação do Grupo de Pesquisa de Sensores Eletroquímicos e nano(Materiais) – SenM. A Figura 14 exemplifica as etapas desta análise adsortiva.

Figura 14: Metodologia da análise de capacidade adsortiva.



Legenda: (1) Preparação das concentrações; (2) Alíquotas; (3) Cinética de adsorção em mesa agitadora; (4) Etapa de centrifugação; (5) Preparação para leitura espectofotométrica; (6) UV-Vis.
Fonte: Autor (2026).

Inicialmente, foi elaborada curva de calibração do AM a partir de soluções-padrão nas concentrações iniciais de 1, 2, 5, 8 e 10 $mg.L^{-1}$, conforme metodologia de Elisiário (2018). A

curva tem como objetivo estabelecer relação absorbância e concentração do analito, permitindo conversão dos valores experimentais de absorbância em concentrações residuais do corante.

A seguir, as massas do AM (variáveis conforme a concentração desejada), CA (0,25 g) e BC (0,25 g) foram determinadas em balança de precisão. Na sequência, as soluções foram preparadas em balão volumétrico de 50 mL utilizando água destilada, obtendo-se quatros diferentes concentrações de 5, 10, 100 e 500 $mg.L^{-1}$ (Figura 14.1). Ao mesmo tempo, preparou-se solução neutra constituída apenas de água destilada e carvão, com o intuito de analisar possíveis interferências na água utilizada.

A escolha das concentrações de 5 e 10 $mg.L^{-1}$ foi fundamentada na recorrência desses valores na literatura, como em Silva (2023). As concentrações de 100 e 500 $mg.L^{-1}$ foram definidas com a finalidade de ampliar o intervalo experimental e verificar o comportamento adsortivo em condições de maior contaminação, conforme o estudo de Han *et al*. (2015), o qual analisou a biomassa de cascas de amendoim.

Para a realização do ensaio de adosrção em batelada, foram preparadas alíquotas de 25 mL da solução combinada de AM e adsorvente (Figura 14.2). As alíquotas foram transferidas, com auxílio de pipeta automática, para frascos erlenmeyers (com capacidade de 100 mL), que, posteriormente, foram submetidos à agitação para análise da cinétida de adsorção (Figura 14.3).

Com base em estudos prévios sobre aplicação de BC oriundo de cascas de amendoim para adsorção de AM, adotou-se velocidade de rotação de 150 rpm (rotações por minuto), como apontaram os trabalhos de Han *et al*. (2015) e Qiu *et al*. (2020). Já o tempo de contato ou de agitação foi estipulado em 45 min em concordância com Alves *et al*. (2023). Para este ensaio foi considerada a temperatura ambiente.

Após o período de agitação, foram levadas à centrífuga por 10 min (Han *et al*., 2015) em rotação de 4000 rpm, sendo esta condição arbitrada pelas condições do equipamento do laboratório (Figura 14.4). Finalizada a etapa de centrifugação, alíquotas de 15 mL em tubo Falcon foram preparadas para subsequente análise espectrofotmétrica.

A determinação da absorbância foi realizada em espectrofotômetro UV-Vis com varredura no intervalo de 500 a 700 nm (Figuras 14.5 e 14.6). A leitura foi realizada em 665 nm, comprimento de onda reportado na literatura como de satisfatória absorbância do AM (Han *et al*., 2015; Elisiário, 2018; Silva, 2023).

A capacidade adsortiva no equilíbrio q ($mg.g^{-1}$), referente à quantidade de AM adsorvida no BC, foi calculada pela Equação 2, enquanto a eficiência de remoção ER (%) foi encontrada pela Equação 3.

$$q = \frac{V\ x\ (Co - Ce)}{m} \quad (2)$$

$$ER = \frac{(Co - Ce)}{Co}\ x\ 100 \quad (3)$$

Em que:

q: capacidade de adsorção ($mg.g^{-1}$);

ER: eficiência de remoção (%);

V: volume da solução AM (L);

Co: Concentração inicial do AM ($mg.L^{-1}$);

Ce: Concetração final do AM ($mg.L^{-1}$);

m: massa do carvão (g).

4.7 Análise da água bruta (AB) e tratada (AT)

A metodologia para desenvolvimento dos procedimentos analíticos foi fundamentada na *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (SMEWW, 2023). A água bruta e as águas tratadas (quocientes finais dos três filtros lentos) foram analisadas conforme a descrição do Quadro 6, mediante os parâmetros físico-químicos apontados na referência supramencionada, tendo como locais de análise dos dados o Instituto Tecnológico e de Pesquisas de Sergipe (ITPS) e o SAMA.

Quadro 6: Configuração metodológica de coleta-análise das águas estudadas.

Parâmetro	Frequência/ Total	Referência Metodológica (SMEWW, 2023)	Equipamento	Local
Coliformes termotolerantes	Mensalmente/ 10	9221-E	Tubos múltiplos	ITPS
Coliformes totais	Mensalmente/ 10	9221-B	Tubos múltiplos	ITPS
Condutividade elétrica	2 vezes semanalmente/ 83	2510	Medidor de condutividade AK59	SAMA
Cor aparente	2 vezes semanalmente/ 83	2120*	Multiparamétrico DR/900	SAMA
Cor verdadeira	2 vezes semanalmente/ 83	2120*	Multiparamétrico DR/900	SAMA

Ferro total	Mensalmente/ 10	3120	Espectrofotometria de Emissão Atômica por Plasma Indutivamente Acoplado	ITPS
pH	2 vezes semanalmente/ 83	4500-H	Medidor de pH AK59	SAMA
Temperatura	2 vezes semanalmente/ 83	Termômetro digital	Medidor de bolso AK59	SAMA
Turbidez	2 vezes semanalmente/ 83	2130	Multiparamétrico DR/900	SAMA

*Considerando comprimento de onda (λ) igual a 455 mm.

Fonte: Autor (2026).

4.8 Verificação da presença de metais potencialmente tóxicos

Embora a água subterrânea seja armazenada em reservatório tampado, considerou-se a possibilidade de contaminação decorrente da abertura encontrada na tampa. Assim, optou-se por avaliar a qualidade dessa água quanto à presença de metais potencialmente tóxicos. Diante disso, em função de informações existentes nos trabalhos de Ma *et al*. (2024), Feng, Li e Su (2023) e Pessôa (2017) quanto à eficiência de remoção da casca de amendoim para metais potencialmente tóxicos, foram verificados os elementos cromo, cobre, chumbo, arsênio e cobalto na AB. As amostras de água foram encaminhadas ao ITPS e processadas com base no SMEWW (2023), metodologia 3120, por meio de espectrofotometria de emissão atômica por plasma indutivamente acoplado.

Como resposta à investigação da presença de alguns metais potencialmente tóxicos na AB, foram realizadas análises desses elementos no início do monitoramento dos filtros, expostas na Tabela 2, com o objetivo de delimitar se seriam parâmetros norteadores do estudo.

Tabela 2: Monitoramento de metais potencialmente tóxicos na AB.

Parâmetro	**Amostra ($mg.L^{-1}$)**	**VMP ($mg.L^{-1}$)**	**Legislação**
Cromo total	<0,0052	0,05	(Brasil, 2008)
Chumbo total	<0,0072	0,01	
Cádmio total	<0,0003	0,005	
Cobre total	<0,0076	2	

Cobalto total	<0,03	0,05	(Brasil, 2005)

*VMP: Valor Máximo Permitido.

Fonte: Autor (2026).

Como a AB foi proveniente de fonte subterrânea, a legislação que norteou limites para a análise foi Brasil (2008). Como esta não define limite para o cobalto total, foi consultada a resolução para caracterização de água doce (Brasil, 2005) como efeito comparativo.

Visto que os resultados ficaram abaixo do limite de detecção do aparelho e também abaixo do limite de tolerância nas resoluções supracitadas, não se seguiu com a investigação nas águas tratadas.

4.9 Legislação: limites comparativos

Todos os sistemas desenvolvidos neste trabalho – filtros lentos com areia, com CA e areia e com BC e areia – propiciaram como geração final águas tratadas. Estas, para efeito de comparação e análise, foram verificadas consoante os limites dos parâmetros preconizados para potabilidade, estabelecidos pelo MS na Portaria de Consolidação (Brasil, 2017), conforme também a Portaria de Potabilidade nº 888 (Brasil, 2021).

O estudo buscou enquadrar a AT como água para consumo humano, a qual deve passar por processo de desinfecção. Logo, os dados foram apresentados sem esta etapa, visto que não integra o sistema de filtração lenta desenvolvido.

O Quadro 7 explicita os valores permissíveis para os parâmetros analisados neste estudo, tendo como indicador referencial as legislações vigentes no tocante à água para consumo humano.

Quadro 7: Valor Máximo Permitido (VMP) dos parâmetros estudados segundo as legislações em vigor.

PARÂMETROS	VMP	UNIDADE	REFERÊNCIA
Coliformes termotolerantes	0	Ausência em 100 mL	Brasil (2017, 2021)
Coliformes totais	0	Ausência em 100 mL	Brasil (2017, 2021)
Condutividade elétrica	100	$\mu S.cm^{-1}$	CETESB (2013)
Cor Aparente	15	uH	Brasil (2017, 2021)
Ferro total	300	$\mu g.L^{-1}$	Brasil (2017, 2021)
pH	6,0 – 9,0	-	Brasil (2017, 2021)
Turbidez	1*	uT	Brasil (2017, 2021)

*Em relação à filtração lenta, o Anexo 2 do Anexo XX da portaria considera 1 uT para 95% das amostras e 2 uT no restante das amostras mensais coletadas.

Fonte: Autor (2026).

A parâmetro condutividade elétrica não é discutido pela portaria vigente. Sendo assim, a Companhia Ambiental do estado de São Paulo (CETESB) indica valor referencial para este parâmetro, visto que altos valores podem apontar características corrosivas da água, significando que há impacto no recurso.

Os parâmetros temperatura e cor verdadeira não possuem limite máximo permitido apontado pela portaria vigente. Logo, para efeito de enquadramento e análise, considerou-se para a cor real o mesmo valor adotado para cor aparente.

4.10 Análise estatística

Em função do número significativo de dados coletados e organizados, foi desenvolvida e aplicada análise estatística de cada parâmetro avaliado para testificar a normalidade das amostras referentes à AB e à AT dos três filtros, a partir das medidas de média, mediana e desvio padrão.

Inicialmente, as amostras da AB e de cada filtro de AT foram avaliadas separadamente quanto à distribuição paramétrica ou não paramétrica, por meio do teste de Shapiro-Wilk (H0: os dados apresentam distribuição normal, p-valor > 0,05), com o intuito de determinar os testes a serem aplicados.

A partir disso, foram desenvolvidos os seguintes testes: paramétrico ANOVA (H0: as médias dos grupos analisados são estatisticamente iguais, com p-valor > 0,05), seguido do teste Tukey (H0: não há diferenças significativas entre as médias dos grupos, com p-valor > 0,05); não paramétrico de Kruskal-Wallis (H0: não há diferenças significativas entre as médias dos grupos, com p-valor > 0,05). Tanto o teste combinado ANOVA-Tukey quanto o de Kruskal--Wallis compararam, de forma pareada, os resultados da AB com cada filtro de AT.

Também foi desenvolvida estatística descritiva para os parâmetros de qualidade da AB e AT, com medidas de cárater central (mediana e média aritmética), medidas dispersivas (desvio padrão), além de valores de máximo e mínimo. Para complementar, foram traçados gráficos de barra, linha, dispersão e boxplot para avaliação e compreensão dos parâmetros.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Rendimento de produção do biocarvão

Conforme a Tabela 1, o teste 4 apresentou o rendimento de produção mais favorável, cuja porcentagem rentável foi de aproximadamente 32%. A realização de outras tentativas ocorreu para validar o estudo científico e verificar a melhor escolha diante das variáveis tempo, temperatura, geração de teor de cinzas (característica aparente) e rendimento.

Após a adoção do teste 4 como metodologia de preparação do BC, com a temperatura de 450 ºC correspondendo ao tempo de residência de 25 min, o rendimento foi examinado nos seis (6) primeiros dias de produção, por meio de quatro (4) amostras diárias, a fim de validar estatisticamente a fase de pirólise (Jesus; Rosa; Michelan, 2025).

Os valores de média (31,59%) e mediana (31,35%) se assemelharam ao resultado do teste selecionado. Ademais, o desvio padrão (1,29) e a variância (1,66), ao apresentarem valores relativamente ínfimos, comprovaram a pequena dispersão dos dados em relação à média. Esta configuração ratifica o rendimento do BC nas respectivas condições adotadas, além de que assegura estabilidade e qualidade ao processo (Jesus; Rosa; Michelan, 2025).

Considerando o tempo de permanência, o rendimento do BC de cascas de amendoim apresentou valor significativo ao ser comparado com outras fontes de biomassa, a exemplo da madeira seca, pois, segundo Bridgwater (2012), submetido a temperaturas em volta de 400 ºC e duração de dias ou horas, o rendimento de carvão é na faixa de 35%.

Carvalho (2018), a partir do bagaço da laranja pêra como biomassa, também obteve rendimento em torno de 32% aplicando a mesma temperatura (450 ºC), mas diferenciando a taxa de aquecimento na pirólise (25 $^{o}C.min^{-1}$).

Adotando também a temperatura de 450 ºC, Guilhen (2018) constatou o rendimento de aproximadamente 38,90% do BC produzido com coco de macaúba considerando taxa aquecedora de 5 $^{o}C.min^{-1}$. Neste estudo, a variável temperatura também foi investigada na alternância de 250 a 750 ºC, concluindo redução de rendimento à medida que havia elevação térmica.

Sahoo *et al*. (2021) também registraram que o rendimento do BC de bambu foi reduzido de 32,2 para 27,0% em decorrência da elevação da temperatura de pirólise de 400 para 600 °C, mostrando que temperaturas mais altas podem afetar o rendimento.

Exposto a altas temperaturas, o BC produzido tende a sofrer reações secundárias, aumentando a proporção de coprodutos líquidos e gasosos e diminuindo a quantidade de BC,

visto que a energia aplicada à biomassa pode ultrapassar a energia necessária para quebra das ligações que aprisionam os componentes voláteis e promover suas emissões (Tripathi; Sahu; Ganesan, 2016).

Maia (2021) analisou o rendimento de BC obtido a partir de cascas de castanha de caju. Com temperatura de 500 ºC, próxima ao valor adotado para estudo, e igual taxa de aquecimento de 20 ºC.min^{-1}, o rendimento em massa do carvão se manteve entre 33,10% e 36,10%.

Zhang *et al*. (2017), ao avaliarem o rendimento de BC preparado com cascas de amendoim, verificaram rendimento de cerca de 35,10% quando submetidas à análoga temperatura de 450 ºC, alterando a taxa de aquecimento (10 °C.min^{-1}) e o tempo de residência (1 h).

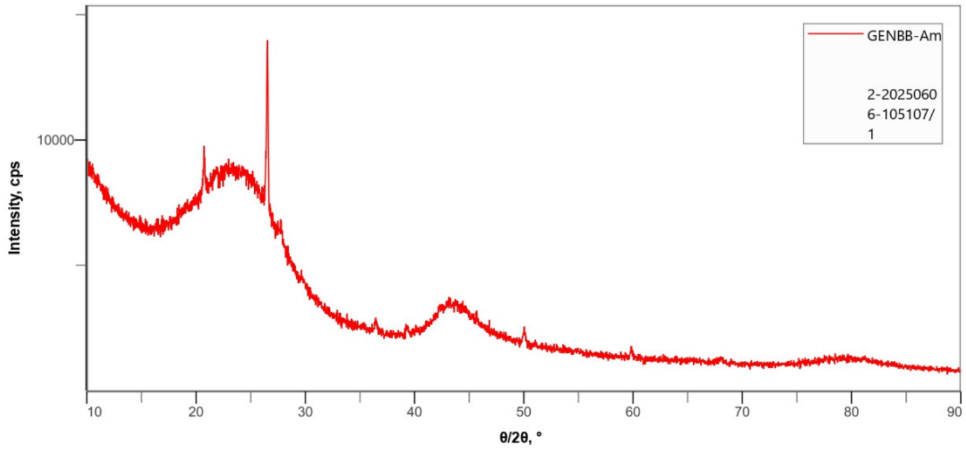
Assim, diante das informações obtidas na literatura e comparação com o rendimento do teste 4, concluiu-se que BC proveniente de materiais residuais orgânicos aplicado em temperaturas abaixo de 700 ºC (pirólise lenta) alcança rendimentos limitados a 30 e 35% (Afshar; Mofatteh, 2024). Logo, visando este efeito da temperatura e o menor consumo de energia decorrente do tempo de residência, as condições de produção do BC deste estudo foram padronizadas.

5.2 Caracterização do CA e do BC

5.2.1 Difração de Raios-X

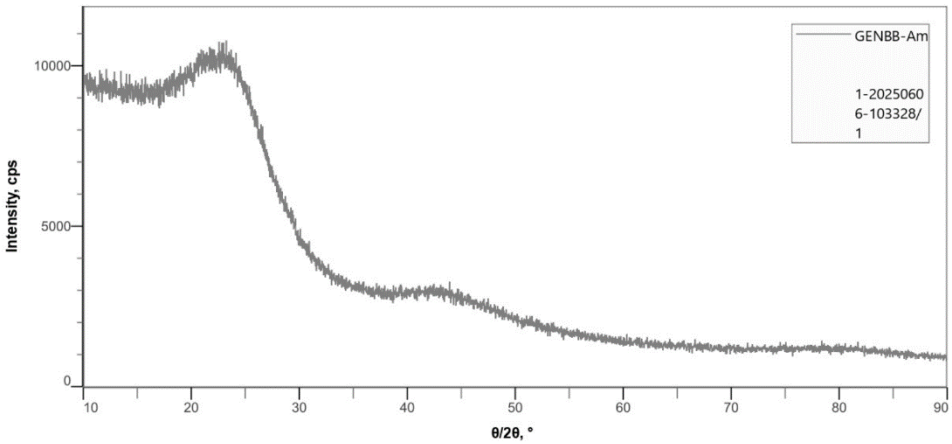
A identificação e estrutura das fases cristalinas foi possível com a técnica de caracterização DRX tanto para o CA (Figura 15) como para o BC (Figura 16). Resumidamente, os comportamentos das duas amostras foram relativamente semelhantes, o que pode ser favorável para manutenção da eficiência independentemente do tipo de carvão adotado.

Figura 15: Caracterização DRX para o carvão ativado comercial.



Fonte: Autor (2026).

Figura 16: Caracterização DRX para o biocarvão.



Fonte: Autor (2026).

As análises dos dois materiais detectaram alargamento de pico em 2θ na faixa 20–30° devido à ausência de cristalinidade, caracterizando ambos os carvões como predominantemente amorfos. Este comportamento comumente ocorre com materiais carbonáceos (Bergström, 2015; Silva; Pinto; Teixeira, 2021; Sun *et al*., 2022).

A amostra de CA (Figura 15) apresentou bandas agudas em dois momentos da análise (21º e 26º, aproximadamente), as quais traduzem, na maioria dos casos, a presença de estruturas cristalinas bem definidas no material (Yaashikaa *et al*., 2020), mas não sendo suficiente para alterar o cárater amorfo do carvão comercial. Portanto, o CA se constitui como amorfo com baixa cristalinidade.

As duas bandas largas em volta de 25° e 43º nos dois espectros asseguram a formação de materiais carbonáceos com menores graus de grafitização depois de pirólise a 400 °C. Logo,

esta presença de duas bandas largas definidas e a ausência de bandas nítidas apontam estrutura prevalentemente amorfa (Waris *et al*., 2023).

Os materiais amorfos possuem propriedades mecânicas notoriamente diferentes das estruturas cristalinas devido às quantidades e aos tipos diferentes de interações entre as moléculas (Hancock *et al*., 2002), o que, em soluções aquosas, pode facilitar a remoção de impurezas e a desinfecção. Logo, tanto o BC quanto o CA, mesmo este tendo apontado fase cristalina bem definida, apresentaram característica amorfa que favorece retenção de contaminantes. Contudo, em teor comparativo, BC tem mais amorfização que CA.

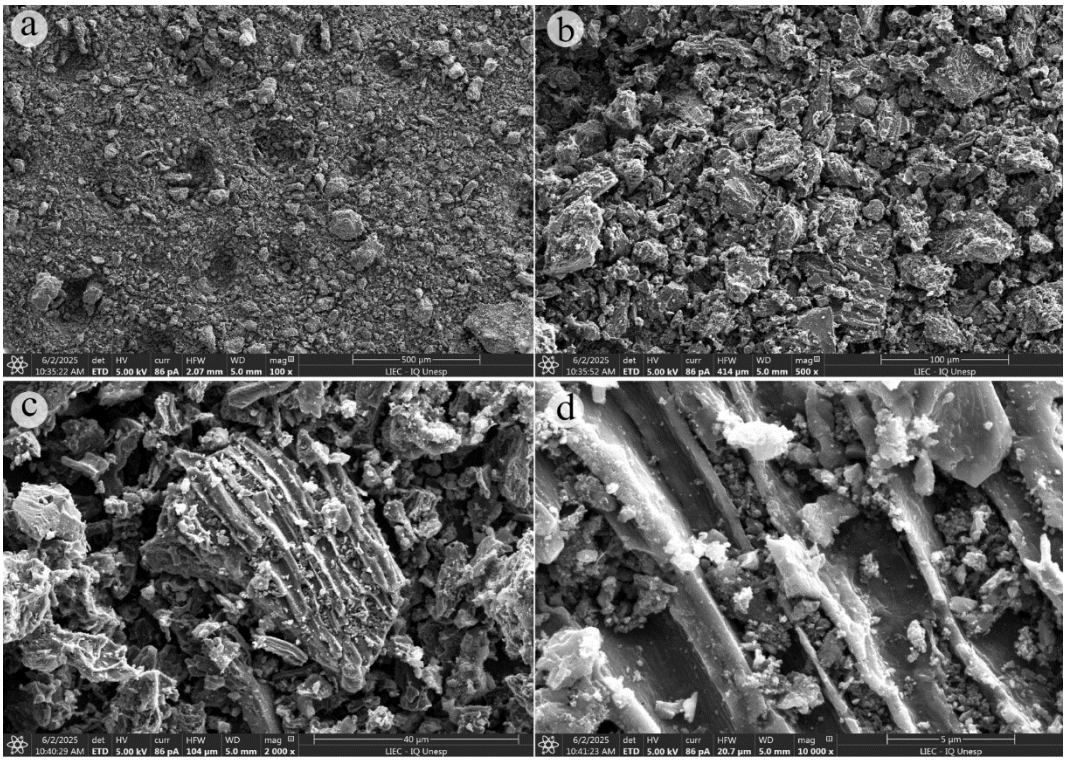
A amorfização em nanomateriais possibilita maior presença de sítios ativos para adsorção e desenvolve mais grupos funcionais, o que favorece substancialmente a capacidade adsortiva (Li *et al*., 2015).

Além disso, no intervalo de 35–50°, as bandas de difração para o CA foram mais nítidas em comparação ao comportamento do BC, o que indica a hipótese do CA ainda conter maior presença de impurezas inorgânicas, as quais podem interferir negativamente na capacidade de adsorção (Chen *et al*., 2025).

5.2.2 Microscopia eletrônica de varredura com espectroscopia de energia dispersiva de raios-X

A caracterização morfológica da superfície e a análise microestrutural de CA (Figura 17) e BC (Figura 18) foram verificadas pela análise MEV. Ambas as imagens apresentam variações expressas pelas letras “a”, “b”, “c” e “d”, correspondentes, respectivamente, às diferentes dimensões das caracterizações microscópicas: 500, 100, 40 e 5 μm, com suas respectivas magnificações de 100x, 500x, 2000x e 10.000x.

Figura 17: Caracterização MEV para o carvão ativado comercial (a= 500 μm; b= 100 μm; c= 40 μm; d= 5 μm).



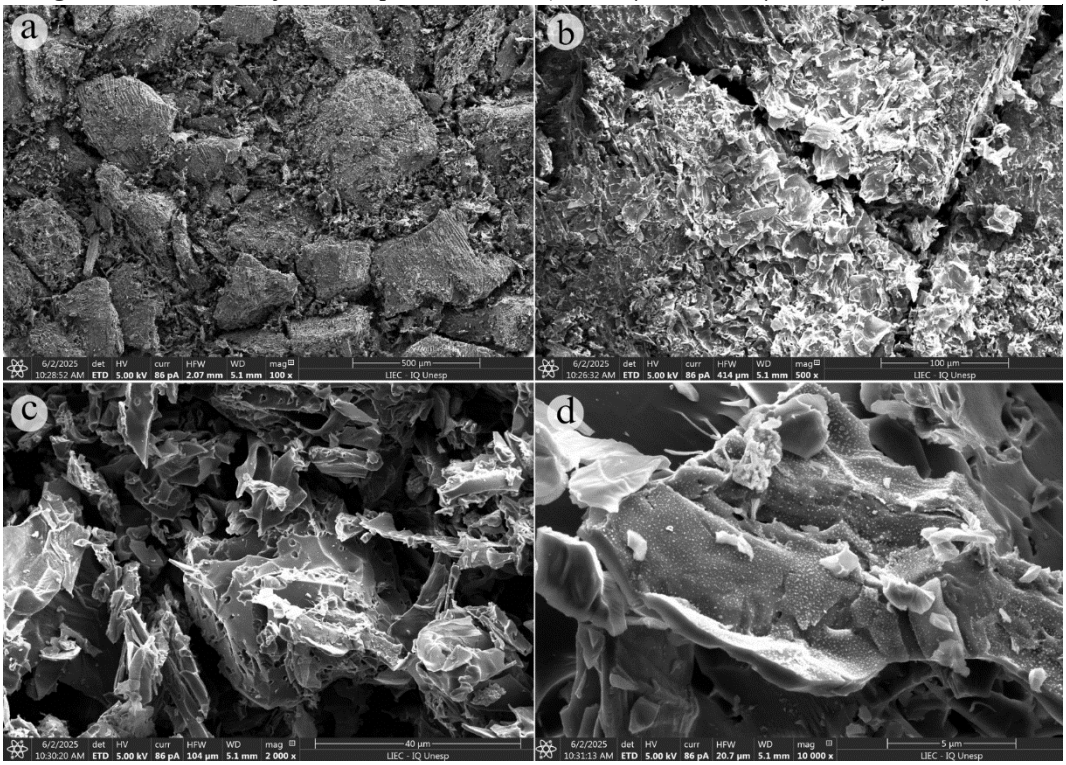
Fonte: Autor (2026).

A caracterização MEV geral do CA o identificou como material com microestrutura relativamente heterogênea, como se pode ver na Figura 17b. O carvão comercial não aparentou grande evidência de poros, o que pode reduzir a capacidade adsortiva de remoção de alguns poluentes (Teodosiu *et al*., 2018).

A Figura 17a, com a menor ampliação, demonstrou morfologia geral da estrutura carbonácea, a qual assumiu cárater aglomerado. Pela Figura 17b, em ampliação médica, foram observados fragmentos angulares e lamelares. Ao aumentar a amplitude (Figuras 17c e 17d), foram identificadas superfícieis rugosas com algumas cavidades e paredes celulares em aspectos de “folhas”, em que a estrutura fibrosa ou vegetal pode indicar que o material não foi totalmente carbonizado, mantendo resquícios estruturais de origem.

Machado *et al*. (2015), analisando fotomicrografias de MEV para carvões virgens comerciais, verificaram estrutura semelhante com superfície heterogênea composta por partes lisas e também rugosas, além de ranhuras provenientes de poros superficiais.

Figura 18: Caracterização MEV para biocarvão (a= 500 μm; b= 100 μm; c= 40 μm; d= 5 μm).



Fonte: Autor (2026).

A Figura 18a indica aspecto mais geral da morfologia da amostra, caracterizada como heterogênea e de superfície rugosa, notando partículas irregulares e fragmentadas com formatos angulosos. Esta configuração se assemelhou ao relatado por Shen *et al*. (2025), que identificaram estruturas irregulares e fraturadas em análises MEV de BC de cascas de amendoim.

Além disso, foi possível observar algumas fissuras (Figura 18b), que podem facilitar a retenção de poluentes e micropoluentes contidos na água. Estas rachaduras ocorrem geralmente entre 250 e 300 °C e aumentam a área de superfície, contribuindo para adsorção (Kumkum; Kumar, 2024).

A morfologia do BC apresentou, com maiores ampliações (Figuras 18c e 18d), estruturas microporosas, as quais, segundo Peroni *et al*. (2023), contribuem para remoção de pequenas moléculas. Também podem ser vistos “folhas” de carbono e poros interconectados.

Pela Figura 18c, percebeu-se pequena porosidade representada pelos minúsculos orifícios na microestrutura do BC. A pirólise lenta, aplicada geralmente de 300 a 700 ºC, contribuiu para formação de BC com estrutura de poros bem desenvolvida (Uddin; Phuong, 2012).

Com a maior ampliação, descrita na Figura 18d, notou-se partículas espessas na composição morfológica do BC, concluindo que a natureza porosa corrobora para área de superfície substancial, que é atributo significante na adsorção e em interações do BC com outras substâncias (Diao *et al*., 2020; Leng *et al*., 2021). De modo geral, o BC não apresentou relevante estrutura porosa.

Combinado com a técnica MEV, o processo de EDS forneceu informações a respeito da composição elementar através de mapeamento dos elementos. As caracterizações para o CA foram apresentadas nas Figuras 19 e 20, enquanto as do BC, nas Figuras 21 e 22.

Figura 19: Composição elementar do carvão ativado pela técnica EDS.



Fonte: Autor (2026).

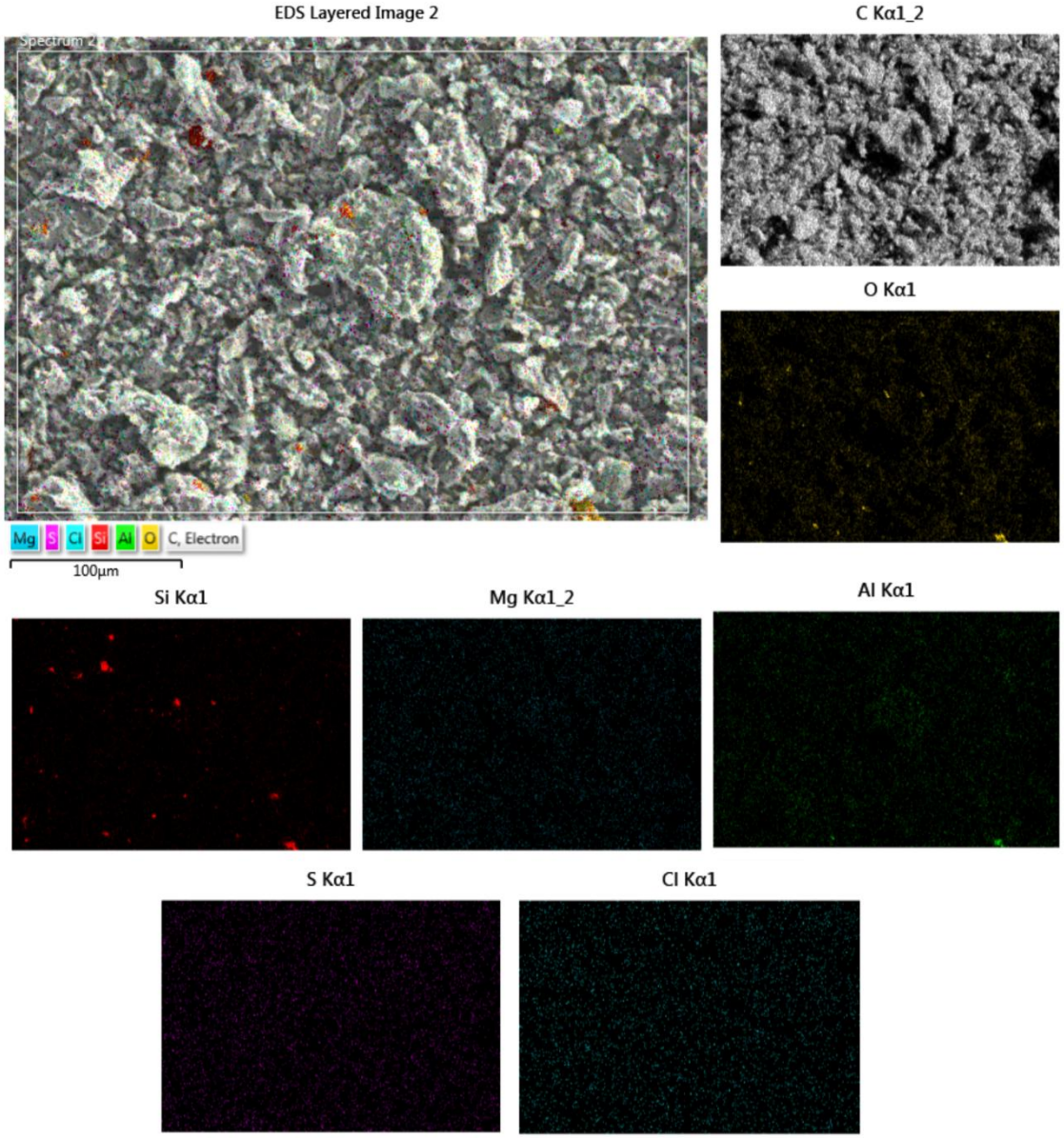
O mapeamento elementar e a porcentagem estimada de elementos no CA foram detectados pelo EDS, conforme mostrado na Figura 19. A análise elementar do CA revelou a presença de diversos elementos, como carbono (94%), oxigênio (4,9%), silício (0,4%), alumínio (0,3%), cloro (0,2%) e enxofre (0,2%).

O carbono (C) se destacou pela alta concentração, que favorece o processo de adsorção que ocorre da interação eletrostática entre o dióxido de carbono (CO_2) e a superfície do adsorvente (Oliveira *et al*., 2014).

O carvão rico em carbono assume características aprimoradas, como maior área de superfície, porosidade e natureza hidrofóbica, cooperando para maior eficiência na remoção de contaminantes emergentes (Shoudho *et al*., 2024). Logo, materiais com alto teor de carbono desempenham satisfatória atividade adsortiva.

De forma a ilustrar os componentes químicos presentes na amostra de CA, a Figura 20 traz em cores a associação com o elemento. Assim, em azul tem-se o magnésio (Mg) e cloro (Cl), em rosa destaca-se o enxofre (S), em vermelho o silício (Si), em verde o alumínio (Al), em amarelo o oxigênio (O) e em cinza o carbono (C).

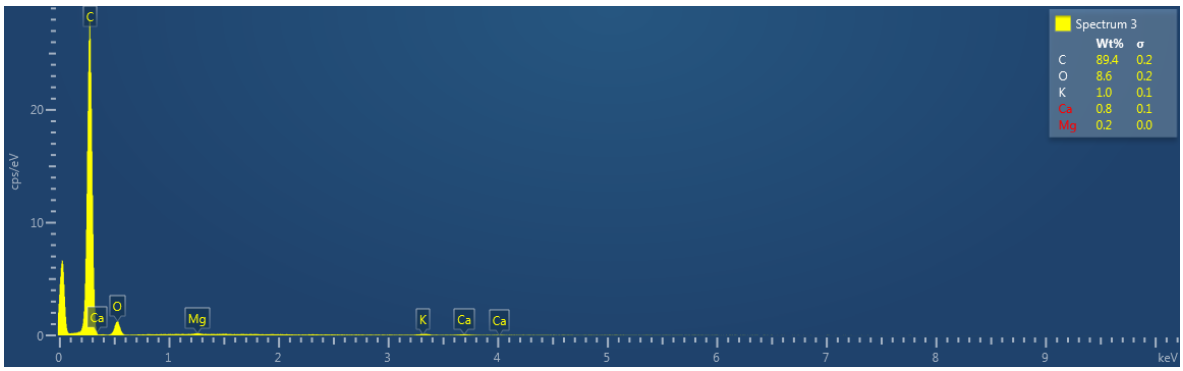
Figura 20: Caracterização EDS para o carvão ativado comercial.



Fonte: Autor (2026).

Segundo a composição elementar do CA detalhada pela Figura 20, além dos componentes “C” e “O”, outros elementos dissociados em ânions e cátions (Mg, Si, Al, S e Cl) foram reconhecidos. Segundo Silva *et al*. (2017), a presença dessas substâncias dissolvidas pode induzir a capacidade de transmissão da corrente elétrica, mantendo ou aumentando a condutividade elétrica da água.

Figura 21: Composição elementar do biocarvão pela técnica EDS.



Fonte: Autor (2026).

Analisando a Figura 21, o BC desenvolvido neste estudo desempenhou satisfatoriamente a formação de material rico em carbono (89,4%). Outros elementos também foram encontrados, como oxigênio (8,6%), potássio (1,0%), cálcio (0,8%) e magnésio (0,2%). O estudo de Sawargaonkar *et al*. (2024), pautado também em cascas de amendoim, também observou o carbono como o elemento dominante no BC, seguido por outros constituintes como O, K e Mg.

A presença de oxigênio (O) foi maior no BC que no CA, o que pode apontar que a casca de amendoim possuiu maior quantidade de compostos oxigenados do que o material de partida usado para geração do CA comercial (Peroni *et al*., 2023).

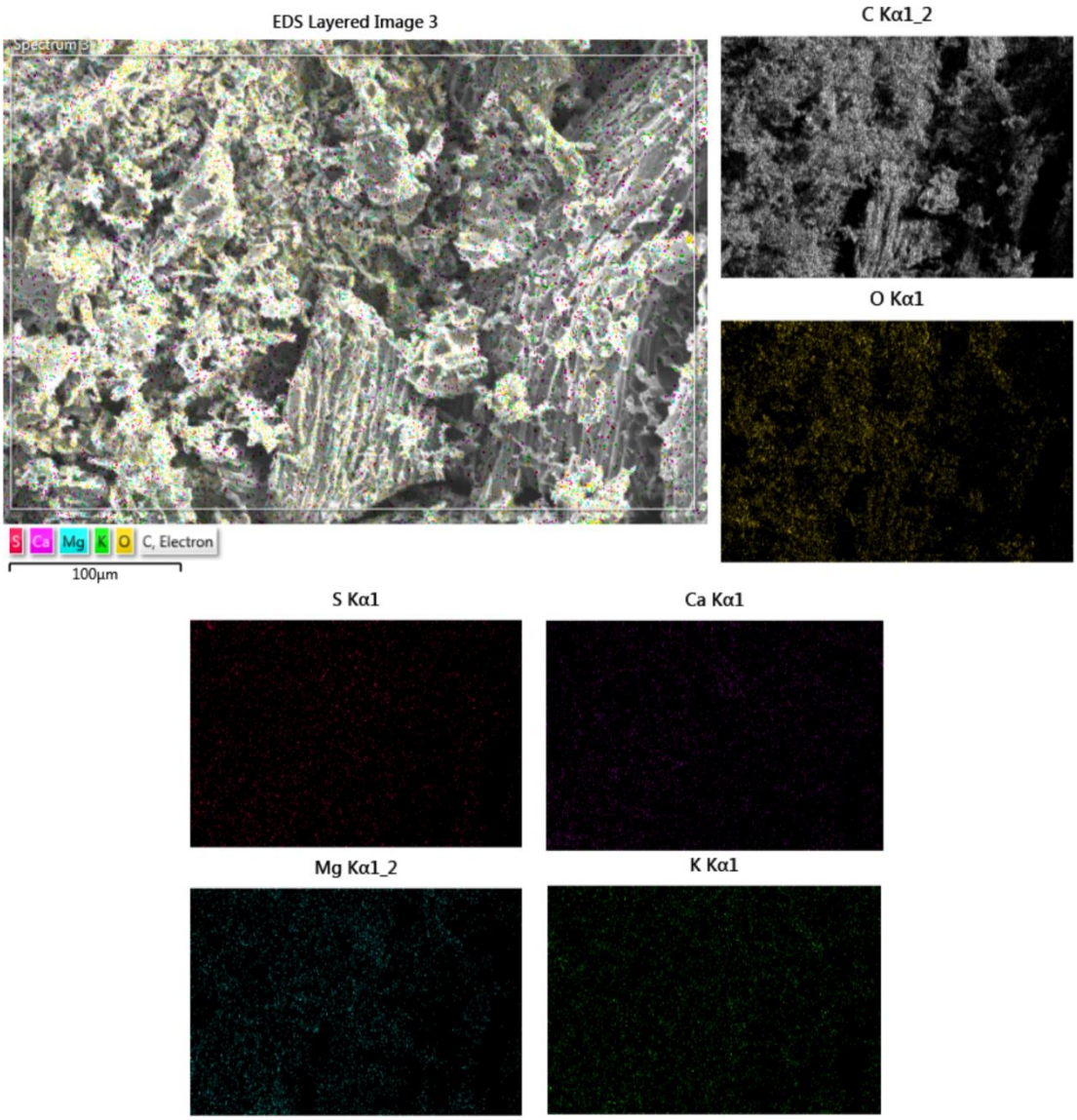
Zhou *et al*. (2010) e Ahmad *et al*. (2013) concluíram que, em menores teores de oxigênio e hidrogênio, o carvão tende a apresentar maior hidrofobicidade, o que resulta em aumento da adsorção de contaminantes orgânicos.

Por outro lado, grandes proporções de carbono (C) e oxigênio (O) suscitam a formação de vários grupos funcionais, como ligações duplas de carbono (C=) e carbono-oxigênio (CO), as quais são fundamentais para adsorção (Mahmoud *et al*., 2024).

Conduto a capacidade de adsorção não está ligada exclusivamente à estrutura carbonácea, uma vez que estes componentes com menores proporções também contribuem, por exemplo, para adsorver metais potencialmente tóxicos (Tan *et al*., 2015), bem como para o desenvolvimento do biofilme dos filtros lentos, como Mg e Ca, que favoreceram o crescimento e a manutenção celular das bactérias (Wang; Flint; Palmer, 2019).

Para ilustrar os componentes químicos constituintes da amostra BC, a Figura 22 traz em cores a associação com o elemento. Logo, em azul tem-se o magnésio (Mg), em vermelho destaca-se o enxofre (S), em rosa o cálcio (Ca), em verde o potássio (K), em amarelo o oxigênio (O) e em cinza o carbono (C).

Figura 22: Caracterização EDS para o biocarvão.



Fonte: Autor (2026).

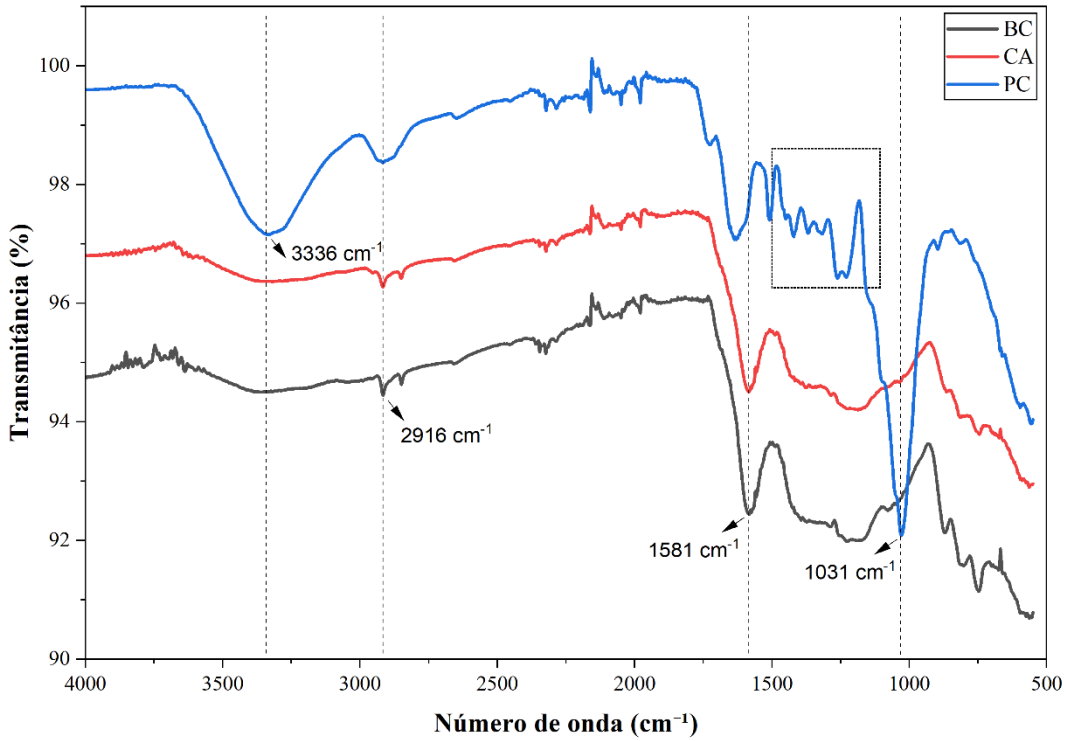
A composição elementar do BC (Figura 22) apontou, além dos componentes mais significativos “C” e “O”, os elementos dissociados em ânions e cátions (S, Ca, Mg e K). Alkharabsheh *et al*. (2021) denominaram os compostos “C” e “O” como componentes primários do BC.

5.2.3 Espectroscopia de infravermelho com transformada de Fourier

Os grupos ativos presentes nos carvões, também chamados de grupos funcionais, foram identificados pela técnica de FTIR. A varredura ocorreu na faixa de 550 – 4.000 cm^{-1}, conforme mostrado na Figura 23. Além do CA e BC, analisou-se também o pó da casca de amendoim

(PC), correspondente à fase antecedente à pirólise. Para Djilani *et al*. (2015), a presença de grupos funcionais eleva a heterogeneidade e, como resultado, coopera para adsorção.

Figura 23: Caracterização FTIR para o pó das cascas, carvão ativado e biocarvão.



Fonte: Autor (2026).

Em análise geral e comparativa, os três espectros apresentaram comportamentos semelhantes (Figura 23). O FTIR do CA indicou elevada semelhança em relação ao do BC, o que garante à biomassa a manifestação de grupos funcionais existentes nos carvões adquiridos comercialmente. O Quadro 8 detalha a associação do número de onda da banda ao grupo funcional identificado.

Quadro 8: Grupos funcionais associados ao número de onda.

Número de onda (cm^{-1})	**Grupos funcionais identificados**
3336	Grupo hidroxila (–OH)
2916	Estiramento da ligação C–H
1581	Grupos carboxila (–COOH) e carbonila (C=O) e vibração de C=C aromático
1031	Grupo hidroxila (–OH)

Fonte: Autor (2026).

O FTIR do pó das cascas (PC) apresentou banda larga e intensa em torno de 3336 cm^{-1} respectiva ao estiramento das moléculas de água dos grupos hidroxila (–OH) (Adesemuyi *et al*., 2020; Torres-Lara *et al*., 2023). Os espectros de CA e BC, para essa região de número de onda, evidenciaram banda mais suave e sem expressividade.

A banda obtida na região entre 3000 e 3700 cm^{-1} não foi largamente observada nas amostras de CA e BC, cujo desaparecimento do grupo OH pode ser explicado pela desidratação dos constituintes da celulose e hemicelulose e pela liberação de matéria volátil e teor de umidade por meio do processo de pirólise (Qian *et al*., 2013; Pariyar *et al*., 2020).

No número de onda em volta de 2916 cm^{-1}, manifestou-se banda estreita atribuída ao estiramento C–H correspondente a cadeias de celulose e/ou alifáticas (El Hajjouji *et al*., 2008; Kayranli *et al*., 2024).

Já a banda estreita em aproximadamente 1581 cm^{-1} foi associada ao estiramento do grupo carboxila assimétrico (–COOH), à vibração de C=C aromático e ao estiramento do grupo carbonila C=O (Sathe; Adivarekar; Pandit, 2022; Torres-Lara *et al*., 2023). A região entre 1610 e 1500 cm^{-1} se associa ao estiramento C–C e C=C em anéis aromáticos presentes na estrutura da lignina (Pasquali; Herrera, 1997; Picard *et al*.; 2020).

No espectro do PC, as regiões entre 1400 e 1300, identificada retangularmente na Figura 23, e 1100–900 cm^{-1}, na qual ocorre a banca mais expressiva (1031 cm^{-1}), apontam a presença de grupos C–OH (relacionados à celulose e hemicelulose), fenóis e álcoois (Erdem *et al*., 2016; Picard *et al*.; 2020).

No espectro do BC, houve o aparecimento mais evidente de bandas CH aromáticas, aproximadamente entre 885 e 750 cm^{-1}, indicando maiores frações aromáticas e maior grau de carbonização (Keiluweit *et al*., 2010).

Os grupos funcionais são distribuídos no BC conforme a composição química da matéria-prima, o método e a temperatura de carbonização (Ahmad *et al*., 2012) e são compostos sobretudo pelo carbono (C), mais abundante, e pelo oxigênio (O), o segundo elemento mais presente (Dai *et al*., 2021).

Com relação ao C, Tomul *et al*. (2020), discutindo a caracterização de BC derivado de cascas de amendoim, detectaram em outros estudos que a dupla ligação de C (C=C) nos anéis aromáticos do adsorvente tem sido apontada como sítio de adsorção rico em elétrons para poluentes aromáticos através de interações π-π (Paunovic *et al*., 2019; Sekulic *et al*., 2019; Tran *et al*., 2020).

Dentre as características da superfície do BC, os grupos funcionais favorecidos em oxigênio, representados pelas categorias carbonila, carboxila, hidroxila e enóis, são indicativos essenciais de desempenho devido ao potencial para remoção de poluentes, às propriedades de adsorção do material e à influência de reatividade (Boehm, 2002; Montes-Morán *et al*., 2004; Guilarduci *et al*., 2006; Cha *et al*., 2016; Shen *et al*., 2024).

No geral, os grupos funcionais de carbono oxidado repercutem copiosamente na carga superficial do BC, coopeando para as interações eletrostáticas entre o BC e as moléculas/coloides carregados (Tan *et al*., 2021).

As funções dos grupos hidroxila, carboxila e carbonila, que se distinguem quanto às formas químicas, têm como vantagem o fornecimento de sítios ativos de adsorção e sítios eletroativos ao decorrer da aplicação do BC (Liu; Jiang; Yu, 2019; Guo; Liu; Zhang, 2020; Dai *et al*., 2021).

A literatura tem reiteradamente documentado que pares de elétrons isolados no átomo de oxigênio (grupos hidroxila e carboxila) conseguem interagir com o orbital externo de íons de metais potencialmente tóxicos, a fim de adsorver estes contaminantes (Chen *et al*., 2024a).

Souza *et al*. (2018) concluíram que a presença de ácidos carboxilas (−COOH) nos carvões aponta afinidade com adsorvatos catiônicos, o que eleva o potencial para adsorver os elementos ricos em cátions existentes na AB percolada pelos filtros.

A abundância de grupos funcionais contendo oxigênio determina a natureza hidrofóbica do BC, visto que menor expressão de grupos funcionais oxigenados no BC promove maior hidrofobicidade, enquanto maior presença de grupos com oxigênio torna o BC hidrofílico (Moreno-Castilla, 2004; Enaime *et al*., 2020).

Os adsorventes precisam ser habilmente hidrofílicos, para que sejam úteis e eficazmente aplicados no tratamento de água (Davis; Powers, 2000). Em contrapartida, o BC mais hidrofílico possibilta a penetração hídrica por meio de ligações de hidrogênio, o que provoca competição entre a água e o adsorvato pelos sítios disponíveis na superfície do adsorvente. Logo, em meio aquoso, os particulados insolúveis ou menos solúveis possuem maior probabilidade de adsorção nos poros do BC (Li; Quinlivan; Knappe, 2002).

As superfícies ricas em carbono possuem sítios hidrofóbicos e hidrofílicos. Contudo, de modo geral, a capacidade adsortiva não pode ser determinada apenas pelo cárater hidrofóbico ou hidrofílico, visto que o desempenho de adsorção depende intensamente das características do adsorbato, do meio aquoso e dos mecanismos de interação dos grupos funcionais (Fletcher; Yüzak; Thomas, 2006; Derylo-Marczewska *et al*., 2025).

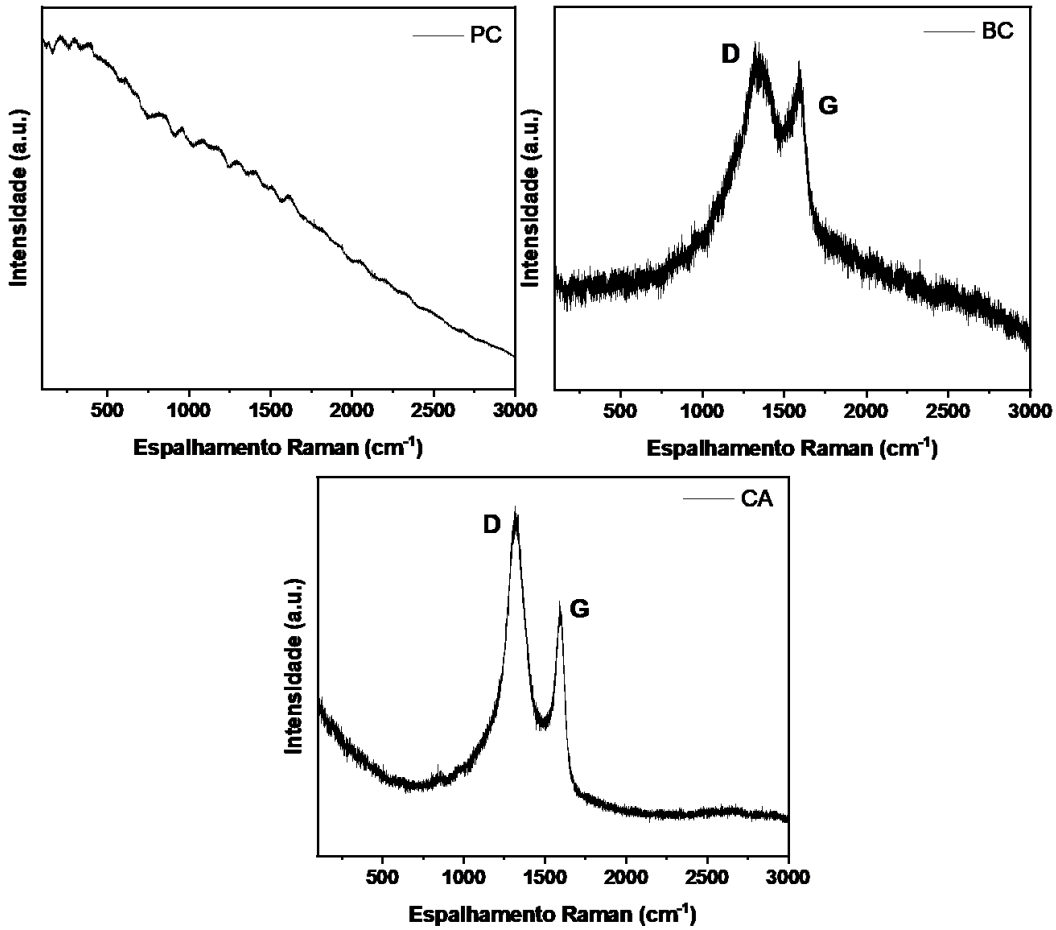
Os grupos funcionais mencionados nos materiais deste estudo foram semelhantes aos de pesquisas anteriores, como Sawargaonkar *et al*. (2024), como estiramento C–H, vibrações de estiramento C=C aromáticas, grupos carbonila e carboxila.

5.2.4 Raman

As desordens características de cada carvão (CA e BC) e do pó das cascas (PC) foram analisadas por meio da espectroscopia Raman (Figura 24). Com base em estudos, biocarvões apresentam duas bandas (D e G), as quais possuem, respectivamente, bandas largas típicas de 1325–1380 cm^{-1} e 1580–1610 cm^{-1} (Keown *et al*., 2008).

A banda G corresponde ao carbono do tipo sp^2 estrutural e das ligações C=C presentes nos biocarvões, ou seja, relaciona-se ao grau de grafitização (Dong *et al*., 2017; Sousa *et al*., 2020), enquanto a banda D se relaciona à presença de defeitos na estrutura (Oliveira *et al*., 2019).

Figura 24: Caracterização Raman para o pó das cascas, carvão ativado e biocarvão.



Fonte: Autor (2026).

Com relação ao espectro de espalhamento Raman do PC, confirmou-se a identidade de material não carbonizado, visto que não apresentou as bandas comuns relacionadas à grafitização (G) nem mesmo às desordens (D).

Como mostrado na Figura 24, os espectros Raman das amostras carbonizadas evidenciaram, respectivamente, duas bandas largas definidas como D e G em aproximadamente 1320 cm^{-1} e 1589 cm^{-1} para o BC, e 1315 cm^{-1} e 1592 cm^{-1} para o CA.

A medida mais importante desta análise foi a razão de intensidade das bandas D e G (ID/IG), a qual determina a densidade de defeitos e, consequentemente, indica a qualidade do carvão (Azargohar *et al*., 2014; Kim; Jung, 2023). Valores de razão acima de 1 apontam maiores defeitos enquanto valores abaixo correspondem a material com mais carbono grafite. Logo, menor razão sugere melhor qualidade do carvão (Oliveira *et al*., 2019; Kim; Jung, 2023).

A razão ID/IG do BC desenvolvido neste estudo foi de 1,02, enquanto a do CA comercial foi de 1,19. Portanto, comparando a desordem dos carvões utilizados nos filtros, o BC de cascas de amendoim demonstrou ter estrutura menos defeituosa.

Bharath *et al*. (2019) avaliaram o grau de desordem de BC também preparado com cascas de amendoim pirolisadas a 500 ºC por 4h, encontrando razão de intensidade correspondente a 1,0, semelhante a este estudo. He *et al*. (2024) também apresentaram valor de ID/IG similar (0,99) para BC de igual biomassa, mas com condições de preparação diferentes, pois utilizaram temperaturas de 350 ºC e 700 ºC por 2h.

Ainda é escassa a relação da espectroscopia Raman, inclusive o parâmetro ID/IG, com as propriedades qualitativas do BC. Smith *et al*. (2016) constataram, por meio desta técnica, informações do BC como formação de hidrocarbonetos e perda de oxigênio relacionando à temperatura de pirólise. Contudo, não conseguiram correlacionar os parâmetros característicos do espectro às propriedades do BC.

Huang *et al*. (2023), ao analisarem biocarvões produzidos a partir de amido de milho na remoção do antibiótico tetraciclina, constataram que a capacidade de adsorção esteve relacionada à combinação valor da razão ID/IG e área superficial.

O estudo verificou que maior grafitização do BC (menor razão ID/IG) sob alta área superficial específica aumenta a capacidade de adsorção. Por outro lado, em BC com maior valor de ID/IG e com baixa área de superfície específica, os defeitos superficiais do BC foram benéficos para aperfeiçoar a eficiência de adsorção (Huang *et al*., 2023).

Cai *et al*. (2020), avaliando o compósito TiO_2/C (dióxido de titânio com carbono) na remoção de azul de metileno, concluíram que material de carbono com maior teor grafítico

(banda G mais expressiva e menor evidência de defeitos) obteve também melhor capacidade de adsorção, pois ocorre forte interação carbonácea com o corante indicador por empilhamento face a face deslocado via conjugação π–π.

Muitos estudos têm testado e analisado a variável temperatura de pirólise no espectro Raman, cuja influência ocorre na estruturação do material. A análise de He *et al*. (2024) evidenciou a influência térmica da carbonização ocorrendo em ambas as bandas do espalhamento, o que alterou tanto o grau de grafitização (G) como o teor de desordem (D). Logo, a proporção de intensidade foi mantida independente da temperatura.

Por outro lado, o estudo de Ganesan *et al*. (2025), utilizando BC de madeira proveniente de construção, reforma e demolição, apontou aumento de intensidade da banda D (maior grau de desordem) à medida que a temperatura se acentuava a partir de 500 ºC, resultando em razão ID/IG mais elevada. Logo, a influência da temperatura sobre ID/IG ainda não foi plenamente consolidada.

5.2.5 Potencial zeta

O PZ mede a capacidade superficial e é fundamental para avaliação do comportamento e reatividade de nanomateriais (Hunter, 1981; Serrano-Lotina *et al*., 2023). Esta caracterização é influenciada pela temperatura, viscosidade do solvente, pH e força iônica, que podem modificar seu valor absoluto (Smith *et al*., 2017). Em meios aquosos, o pH da amostra é um dos fatores mais influenciadores para o PZ (Serrano-Lotina *et al*., 2023). Considerando que o sistema de filtração de água opera em temperatura ambiente, o pH foi o parâmetro fortemente relacionado a esta análise.

A estabilidade dos nanomateriais foi prevista pela magnitude do PZ. Maiores valores demonstram partículas intensamente carregadas que evitam a agregação e asseguram a redispersão mediante as forças elétricas repulsivas (Honary; Zahir, 2013; Samimi *et al*., 2019). Mas o valor de PZ não é evidência absoluta de estabilidade das nanopartículas, dado que essas ponderações são aplicadas apenas à estabilização elétrica e a surfactantes de reduzido peso molecular (Németh *et al*., 2022).

Além dos valores de PZ, foram calculados também dados para a condutividade elétrica dos materiais conforme cada faixa de pH analisada. Os valores de PZ e condutividade elétrica para os materiais deste estudo foram descritos na Tabela 3.

Tabela 3: Resultados da caracterização PZ para pó das cascas, carvão ativado e biocarvão.

Material	Meio ácido		Meio neutro		Meio básico	
	PZ (mV)	Condutividade ($\mu S.cm^{-1}$)	PZ (mV)	Condutividade ($\mu S.cm^{-1}$)	PZ (mV)	Condutividade ($\mu S.cm^{-1}$)
PC (pó de cascas)	-6,17	8.150	-11,83	7.320	-14,83	7.850
BC (biocarvão)	-5,87	7.750	-17,30	7.340	-17,73	7.870
CA (carvão ativado)	-4,38	8.060	-11,97	7.550	-20,80	7.760

Fonte: Autor (2026).

Em termos gerais, quanto maior o valor absoluto do PZ, maior a probabilidade de estabilização da suspensão analisada. Valores absolutos de PZ ≥ 30 mV e ≤ 60 mV são ditos como indicativos de boa e excelente estabilidade, respectivamente (Honary; Zahir, 2013; Ostolska; Wiśniewska, 2014; Sikora *et al*.; 2015; Samimi *et al*., 2019). PZ ≥ ±30 mV apontam arranjos monodispersos sem agregados (Gumustas *et al*., 2017), ao passo que amostras com PZ ~±20 mV propendem a indicar apenas estabilidade de curto prazo e PZ < 5 mV se encaminham para agregação rápida (Honary; Zahir, 2013).

A carga superficial do CA apresentou tendência de variação proporcional à medida que a faixa de pH era alterada, enquanto o PZ do BC variou entre a passagem do meio ácido para o neutro, apresentando valor estabilizado entre os meios neutro e básico. O pó das cascas também teve variação, mas não alcançou valor absoluto semelhante ao nível dos carvões.

Quanto ao PZ do CA, o seu maior valor absoluto ocorreu em pH básico (-20,80 mV). Pouri (2024) utilizou CA comercial como referência e relatou PZ entre −18 a −22 mV, em que a maioria dos valores se aproximou de -20 mV.

Dentro da faixa de pH neutro, o BC alcançou a marca de maior valor absoluto de PZ (-17,30 mV), o que torna o adsorvente mais moderado no intervalo determinado. Considerando que o sistema de filtração lenta opera com o pH controlado em torno da neutralidade, o BC se apresentou como adsorvente com maior estabilidade e com menor possibilidade de agregação.

Este valor de PZ do BC de cascas de amendoim se assemelha ao relatado por Mobarak *et al*. (2024), que analisaram BC derivado da casca da semente da seringueira e encontraram medidas em torno de -15 mV e -17 mV.

A expressão negativa da carga superficial provavelmente procedeu dos numerosos grupos funcionais ácidos na superfície do BC, a exemplo dos grupos carboxila e hidroxila, que

são carregados negativamente (Mukherjee; Zimmerman; Harris, 2011). Os dois tipos de carvão deste estudo (tanto CA como BC) foram favorecidos com a presença desses grupos funcionais, como relatado na técnica FTIR.

O PZ diminui ou se torna mais negativo à medida que ocorre a desprotonação de grupos funcionais ricos em oxigênio na superfície do carvão, tal como os grupos carboxílicos, enquanto grupos carregados positivamente, como os grupos amino, cooperam para o crescimento do valor do PZ, tornando menos negativo (Ostolska; Wiśniewska, 2014).

Essa informação do PZ tem relevância direta no mecanismo de adsorção no filtro, determinando a intensidade de atração ou repulsão para os constituintes da água. Nessa lógica, como a carga avaliada foi negativa, o adsorvente possui tendência a adsorver mais facilmente espécies catiônicas.

A condutividade elétrica do BC (Tabela 3), também calculada pela análise de PZ, pode ser impactada pela temperatura de pirólise, matéria-prima, condições de pré-processamento e taxa de aquecimento. Além disso, alguns estudos descreveram que a condutividade elétrica tem relacão com o tamanho das partículas (Marinho *et al*., 2012; Kane *et al*., 2021; Ottani *et al*., 2023).

De modo geral, a condutividade elétrica se mostrou constante em todas as análises, logo não foi influenciada pela alteração da faixa de pH. Entre os três materiais, houve grande semelhança, mas o BC foi o que obteve o menor valor médio (7,66 $mS.cm^{-1}$) para as amostras de condutividade elétrica. Logo, a condutividade elétrica do CA e do BC demonstrou compatibilidade ao relatado pela literatura, como o estudo de Tarelho *et al*. (2020), cuja medida de condutividade em BC de lodo biológico fruto do tratamento de efluentes foi estipulada entre 2 e 5 $mS.cm^{-1}$.

5.2.6 Espalhamento Dinâmico de Luz

A técnica DLS é responsável por estimar a distribuição do tamanho das partículas. Para efeito de comparação entre os materiais, o valor médio do diâmetro hidrodinâmico e a polidispersão (em inglês, *polydispersity index*), obtidos por DLS, foram considerados e descritos na Tabela 4.

Tabela 4: Caracterização DLS para pó das cascas, carvão ativado e biocarvão.

Nanomaterial	Tamanho médio hidrodinâmico da partícula (nm)	Polidispersão (PDI)
PC (pó de	858,7	0,83
BC	3052,1	0,95
CA (carvão	2738,9	0,71

Fonte: Autor (2026).

O BC expressou o maior tamanho médio do diâmetro da partícula. Tornou-se evidente que, com a pirólise, as partículas cresceram, quando comparadas com o valor de PC. O CA manifestou tamanho ligeiramente menor que o BC, o que confere semelhança entre os dois tipos de adsorventes.

O tamanho da partícula tem sido relacionado à disponibilidade de área de superfície, visto que partículas menores cooperam para áreas maiores, o que eleva a quantidade de sítios ativos para adsorção (Pernyeszi; Farkas; Kovács, 2019; Panjaitan *et al*., 2025).

Por outro lado, ainda que o tamanho da partícula não interfira no equilíbrio de adsorção, como determinaram alguns autores (Matsui *et al*., 2009; Ando *et al*.; 2010), a cinética de adsorção é influenciada, visto que o processo adsortivo é mais rápido em partículas menores (Sontheimer *et al*., 1988; Najm *et al*., 1990).

Krishnamoorthy *et al*. (2023) testaram vários tipos de BC e identificaram tamanhos de diâmetro hidrodinâmico próximos a 3000 nm para BC de palha de canola e serragem. Os autores, ao analisarem também *pellets* de esterco e palha de trigo, encontraram amplo intervalo (1000 a 5000 nm). Esta verificação, portanto, garante que o tamanho hidrodinâmico das partículas do BC de cascas de amendoim foi plausível e encontrou respaldo na literatura quando comparado a outras biomassas.

É pouco difundida a caracterização de materiais particulados em estudos aplicados no tratamento de águas potáveis. Alguns trabalhos têm analisado o tamanho de partículas em materiais preparados para adsorção de corantes, a exemplo do azul de metileno (Pernyeszi; Farkas; Kovács, 2019), e de metais potencialmente tóxicos, como cromo hexavalente (Cr(VI)) (Panjaitan *et al*., 2025). Ho *et al*. (2011), com estudo em sistema de águas potáveis, destacaram que o tamanho das partículas do carvão em pó interveio no processo da cinética adsorção, mas não houve grande influência no equilíbrio adsortivo.

O índice de polidispersão (PDI) representa a distribuição de tamanho das populações dentro de amostra dispersa. Com intervalo comum de 0 a 1, valores próximos de 1 indicam elevada dispersão (amostra polidispersa) com diversos tamanhos de partículas presentes e

revelam maior desvio em relação à média numérica ou volumétrica (Clarke, 2013; Hassan; Rana; Verma, 2014). Quanto à dispersão, o CA (PDI ≈ 0,71) e o BC (PDI ≈ 0,95) obtiveram, respectivamente, a amostragem menos e mais dispersa.

É limitada a análise da polidispersão em BC composto de cascas de amendoim, sendo referencial o valor encontrado neste estudo (PDI ≈ 0,95). Contudo, a dispersão de outras biomassas foi avaliada, como cascas de coco (PDI ≈ 0,69/0,88) (Sumaila *et al*., 2022) e bagaço de cana (PDI ≈ 0,41/0,51) (Wei *et al*., 2024). Portanto, o BC de cascas de amendoim, ainda que tenha apresentado maior dispersão, demonstrou valor admissível quando comparado a outros materiais.

5.2.7 Método Brunauer-Emmett-Teller

As informações de área superficial do adsorvente e distribuição do tamanho dos seus poros foram obtidas por meio dos resultados da caracterização BET do CA e BC, que estão ilustrados na Tabela 5. O PC, por outro lado, também foi verificado por meio do BET, mas a amostra foi degradada mesmo em temperatura baixa como 30 ºC.

Tabela 5: Caracterização BET para carvão ativado e biocarvão.

Análise	**CA**	**BC**
Área superficial total BET ($m^2.g^{-1}$)	1696,7	4,35
Diâmetro médio dos poros (nm)	0,70	4,21
Volume médio dos poros ($cm^3.g^{-1}$)	0,295	0,005
Coeficiente de correlação	0,99	0,97
Capacidade de adsorção ($cm^3.g^{-1}$)	389,8	1,35
Área superficial total Langmuir ($m^2.g^{-1}$)	2570,0	5,87

Fonte: Autor (2026).

O CA apresentou maior área superficial BET com relação ao BC (superior em 99,7%), bem como quanto ao volume médio dos poros (superior em 98,3%). Com relação à área ajustada pelo modelo de Langmuir, usado para estimar a capacidade máxima de adsorção, o CA teve aumento e foi superior ao BC em 99,8%. Os coeficientes de correlação foram bem ajustados, pois estiveram próximo de 1.

Diante disso, o carvão ativado comercial pode ter indicado resultados substancialmente superiores, quando confrontado com o BC, devido ao processo de obtenção, como a ativação do material, ao passo que o BC não foi ativado. A área superficial tende a variar entre matérias-

-primas tratadas e não tratadas. Comercialmente, o CA possui maior área superficial, enquanto o BC produzido sem ativação demonstra pequena área superficial e menos porosidade. Logo, o carvão é frequentemente ativado para aumentar a área superficial específica e o índice de poros, bem como para formar mais grupos funcionais (Kim *et al*., 2012; Cha *et al*., 2016; Carvalho, 2018; Yaashikaa *et al*., 2020).

Duan *et al*. (2023) e Fletcher, Somorin e Aladeokin (2023) estudaram a área superficial de BC de cascas de amendoim ativado com cloreto de bário ($BaCl_2$) e cloreto de zinco ($ZnCl_2$), respectivamente, e encontraram área superficial de aproximadamente 790 e 1700 $m^2.g^{-1}$. Tal desempenho reforçou a contribuição da ativação para desenvolvimento da área do material.

Alguns autores constataram áreas superficiais de BC não ativados com ordem de grandeza semelhante. Por exemplo, Suárez-Hernández, Ardila-A. e Barrera-Zapata (2017) obtiveram BC com áreas de surperfície BET entre 2,0 e 50,0 $m^2.g^{-1}$ a partir de gmelina, eucalipto e acácia. Li *et al*. (2022a) encontraram área BET com variação aproximada de 3,0 a 8,0 $m^2.g^{-1}$ utilizando resíduos de amoreira e canela. Logo, o valor de área superficial do BC desenvolvido neste estudo se encontra em consonância com a literatura, evidenciando que, comparado ao carvão ativado, sobretudo comercial, o BC orgânico e sem ativação apresenta área consideravelmente menor.

Segundo a revisão crítica de Yaashikaa *et al*., 2020, a *International Union of Pure and Applied Chemistry* (IUPAC) indica que os poros do carvão podem ser microporosos (<2 nm), mesoporosos (2–50 nm) e macroporosos (>50 nm). Sendo assim, a estrutura do CA foi caracterizada como predominandemente microporosa, pelo efeito dominante da ativação (Malini; Selvakumar; Kumar, 2023), enquando a do BC, produto não ativado, foi mesoporosa. Tanto os microporos quanto os mesoporos contribuem para o processo adsortivo, sendo os microporos ligados à maior capacidade de adsorção e os mesoporos, à otimização da difusão molecular (Chen *et al*., 2024b).

Ainda que a caracterização MEV tenha evidenciado baixa quantidade de poros para ambos os carvões, a análise BET, por meio de dados quantitativos e de maior precisão técnica, demonstrou que o CA obteve consideravelmente maior porosidade, como identificado por meio do volume médio dos poros (0,295 $cm^3.g^{-1}$), cujo valor foi convergente com a literatura, a exemplo de Burbano *et al*. (2023), em que foi de 0,240 $cm^3.g^{-1}$. Assim como houve consonância do volume médio dos poros do BC (0,005 $cm^3.g^{-1}$), visto que, em pirólise lenta, espera-se valores menores que 0,14 $cm^3.g^{-1}$ (Lee *et al.*, 2013).

A porosidade também se relacionou a outros resultados, a exemplo da capacidade adsortiva na monocamada (389,8 $cm^3.g^{-1}$), confirmando que maior porosidade contribui para o processo de adsorção (Marsden; House, 2006).

Logo, os resultados de BET foram respaldados na literatura. Embora a significativa diferença entre o CA e o BC, ambos apresentaram condições de aplicação em sistema de tratamento de água envolvendo o processo adsortivo em meio filtrante.

5.3 Análise da capacidade adsortiva do carvão ativado e do biocarvão

As Tabelas 6 e 7 retratam capacidade adsortiva do CA e do BC, respectivamente. Ambas também apresentaram a eficiência de remoção do AM para cada material carbonáceo.

Tabela 6: Resultados da capacidade adsortiva do carvão ativado.

CARVÃO ATIVADO	**Concentração do AM ($mg.L^{-1}$)**							
	5		10		100		500	
Capacidade adsortiva ($mg.g^{-1}$)	0,35	0,34	0,62	0,69	9,72	9,72	49,90	49,88
Eficiência de remoção (%)	70,08	68,30	61,87	69,41	97,20	97,23	99,81	99,75

Fonte: Autor (2026).

Tabela 7: Resultados da capacidade adsortiva do biocarvão.

BIOCARVÃO	**Concentração do AM ($mg.L^{-1}$)**							
	5		10		100		500	
Capacidadade adsortiva ($mg.g^{-1}$)	0,32	0,34	0,82	0,82	5,50	5,59	26,56	26,72
Eficiência de remoção (%)	64,60	68,81	82,17	81,71	55,00	55,90	53,12	53,44

Fonte: Autor (2026).

Os resultados alcançados para capacidade de adsorção ($mg.g^{-1}$) do CA mostraram aumento proporcional à progressão da concentração inicial do AM, alternando aproximadamente de 0,35 $mg.g^{-1}$ (5 $mg.L^{-1}$) até cerca de 49,90 $mg.g^{-1}$ (500 $mg.L^{-1}$) (Tabela 6). Esse comportamento é típico de sistemas adsortivos, visto que concentrações mais elevadas proporcionam maior gradiente de concentração entre a solução e a superfície do adsorvente, o que favorece a transferência de massa e a ocupação dos sítios ativos disponíveis (Crittenden *et al.*, 2012).

Os valores experimentais da Tabela 6 demonstraram elevada eficiência na adsorção de AM para todas as concentrações avaliadas (5, 10, 100 e 500 $mg.L^{-1}$), com valores superiores a 68% em concentrações menores e chegando a aproximadamente 99% nas maiores concentrações. Tal resultado elucidou elevada afinidade do adsorvente pelo corante, podendo estar relacionada à predominância de interações eletrostáticas, bem como a possíveis interações π–π entre a estrutura aromática do AM e as superfícies carbonáceas do CA (Marsh; Rodríguez--Reinoso, 2006).

O excelente desempenho do CA foi atribuído à sua elevada área de superfície específica, grande porosidade e maior desenvolvimento de micro e mesoporos, observados na análise BET do próprio adsorvente, o que possibilitou maior disponibilidade de sítios ativos para interagir com o AM (Feng *et al*., 2013; Tran *et al*., 2017). Essa particularidade justificou a consistência de elevadas eficiências mesmo com o crescimento da concentração, indicando que, para as condições experimentais avaliadas, não houve saturação significativa dos sítios de adsorção disponíveis.

Quanto ao efeito da dosagem do CA para verificação da adsorção do AM, estudos como o de Luoyang *et al*. (2024) apontam que, em função do aumento da dosagem do adsorvente, a quantidade de sítios de adsorção também aumenta, produzindo sítios ativos suficientes para remoção do AM.

Para o BC, conforme Tabela 7, obteve-se elevada eficiência de remoção em soluções diluídas e crescimento da capacidade adsortiva com o aumento da concentração, identificando comportamento típico de sistemas adsorventes e apontando o potencial do material tanto para aplicação em condições de baixa teor contaminante quanto em ocorrências mais concentradas.

Foi observado que o aumento da concentração inicial de AM provocou incremento relevante da capacidade adsortiva do BC, atingindo 26,72 $mg.g^{-1}$ em 500 $mg.L^{-1}$, embora com a diminuição da eficiência percentual de remoção (53,44%), o que corrobora o resultado do BET. Esse panorama é característico de sistemas de adsorção, em que concentrações mais elevadas propiciam maior ocupação dos sítios ativos do material, o que amplia a capacidade adsortiva absoluta, contudo, restringindo a remoção percentual graças à saturação constante da superfície.

Al-Asadi *et al*. (2023), a partir de BC de folha de figueira, avaliaram o efeito das concentrações de AM entre 20 e 200 $mg.L^{-1}$ à temperatura ambiente. Os resultados mostraram que, conforme crescia concentração, a eficiência de remoção diminuía, enquanto aumentava a capacidade de adsorção.

Zhou *et al*. (2025), com estudo sobre cinzas volantes ativadas com magnésio, constataram para as concentrações 50, 150 e 250 $mg.L^{-1}$ de AM as respectivas eficiências de remoção de 95,6, 97,3 e 54,0 %. Tal desempenho demonstrou que, com aumento gradativo da concentração inicial, a eficiência percentual, apesar de inicialmente estabilizada, era reduzida. No entanto, em relação à capacidade adsortiva, para as mesmas concentrações de 50, 150 e 250 $mg.L^{-1}$, foram encontrados valores capacitivos de 4,86, 14,34 e 13,51 $mg.g^{-1}$. Isso mostrou que houve crescimento inicial da capacidade de adsorção e posterior estabilização com a progressão da concentração de AM.

Esse comportamento observado por Zhou *et al*. (2025) ocorreu porque, sendo a dosagem do adsorvente constante, a quantidade de sítios ativos de adsorção permaneceu também constante. Logo, com o aumento da concentração de AM, a adsorção tendeu gradativamente à saturação. Essa consideração justificou a estabilidade das eficiências (55% e 53%) do BC entre as concentrações de 100 e 500 $mg.L^{-1}$.

Além disso, presença de grupos funcionais oxigenados na superfície carbonácea pode estar relacionada à adsorção do AM, ao modificar a carga superficial e favorecer a interação com espécies carregadas em solução (Marsh; Rodríguez-Reinoso, 2006). Grupos como carboxilas e hidroxilas, identificados no CA e BC deste estudo pela caracterização FTIR, podem colaborar para interações eletrostáticas e químicas específicas entre o adsorvente e o adsorvato catiônico, alargando a afinidade e a capacidade adsortiva (Li *et al*., 2021).

Em termos gerais, ambos os materiais desempenharam significativa capacidade de adsorção do AM, com destaque para o CA devido aos processos de ativação e preparação. O BC, por sua vez, ao considerar o aproveitamento de biomassa e mesmo não sendo ativado, demonstrou eficiência para reduzir AM em níveis satisfatórios.

5.4 Análise dos parâmetros das águas bruta e filtrada

O sistema-piloto de filtração teve montagem finalizada e início do *start* de operação no dia 26 de fevereiro de 2025. Observou-se possíveis vazamentos e realizou-se a regularização da vazão. Nesta data, iniciou-se o monitoramento das águas (bruta e tratada) para os parâmetros semanais (cor aparente e verdadeira, condutividade, pH, temperatura e turbidez). Os valores das coletas iniciais apresentaram comportamento justificado pela ausência do amadurecimento dos filtros. Além destes parâmetros com frequência semanal, outros parâmetros foram

considerados e avaliados mensalmente, como a remoção de coliformes totais e termotolerantes e ferro total.

Para a apresentação e discussão dos resultados, foi considerada como data de encerramento a coleta do dia 17 de dezembro de 2025. Sendo assim, a quantidade de coletas totalizou 83 campanhas para os parâmetros cor aparente e verdadeira, condutividade, pH, temperatura e turbidez, sendo distribuídas em 3 carreiras de filtração, e 10 campanhas para os coliformes e ferro total.

Tendo como base outros pesquisadores que monitoraram filtros lentos também por 10 meses (Santos, 2025), a primeira carreira de filtração foi de aproximadamente 4 meses, e as demais com duração de cerca de 3 meses. Conforme Nair, Ahammed e Davra (2014), a carreira de filtração tem duração em torno de 90 dias, logo a duração da carreira de filtração alcançada no estudo tem similaridade com a citada nas referências.

Como a primeira carreira iniciou com o meio filtrane limpo e sem a presença da camada biológica, a duração dessa carreira foi maior que as demais. O Quadro 9 indica temporalmente a distribuição de campanhas para cada carreira de filtração.

Quadro 9: Informações sobre as carreiras de filtração.

Carreira de filtração	**Intervalo em meses (2025)**	**Dias em operação**	**Nº de campanhas**
1ª	fevereiro – julho	135	37
2ª	julho - outubro	91	26
3ª	outubro - dezembro	68	20

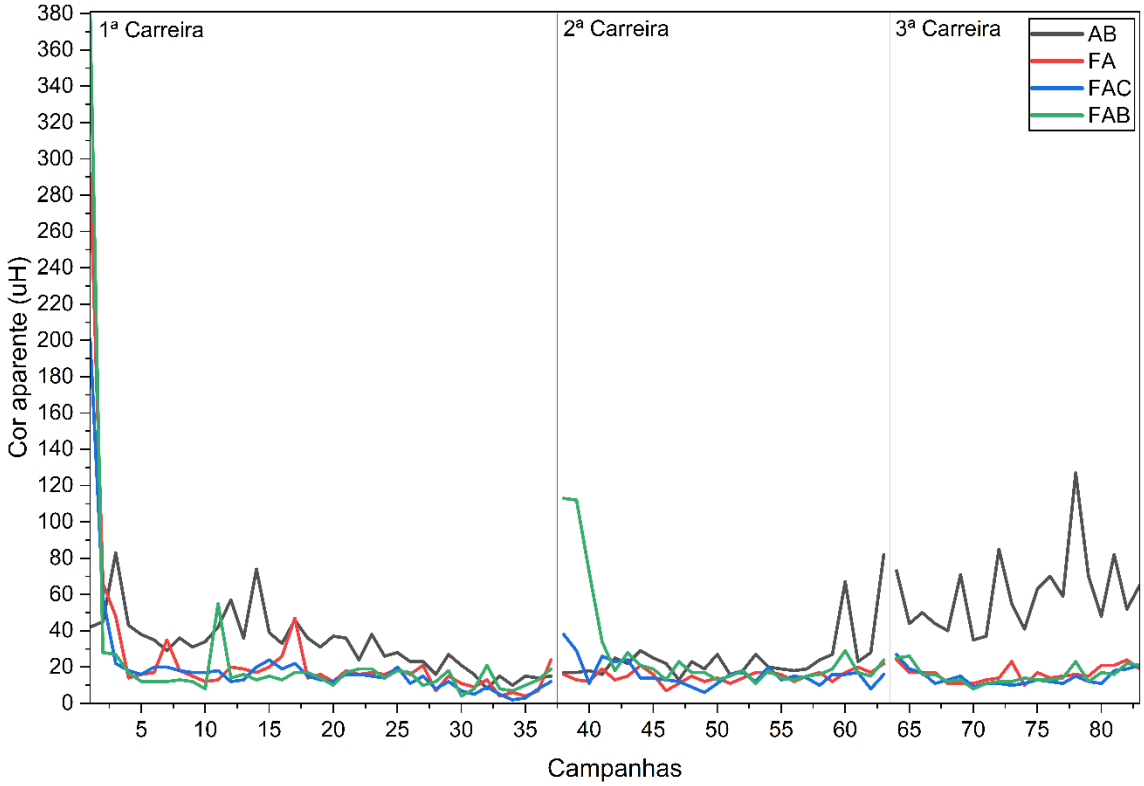
Fonte: Autor (2026).

5.4.1 Cor aparente e verdadeira

Como a legislação voltada às águas subterrâneas não se refere ao parâmetro cor (Brasil, 2008), os dados para AB foram comparados com a portaria vigente de potabilidade (Brasil, 2021), mesmo que a água tratada não tenha passado pela etapa de desinfecção. É importante ressaltar que, devido ao processo de amadurecimento dos leitos filtrantes, os dados iniciais demonstraram números mais elevados para cor aparente dos filtros, pois a camada microbiana ainda não tinha se formado e outros mecanismos de filtração requerem determinado tempo para atuar.

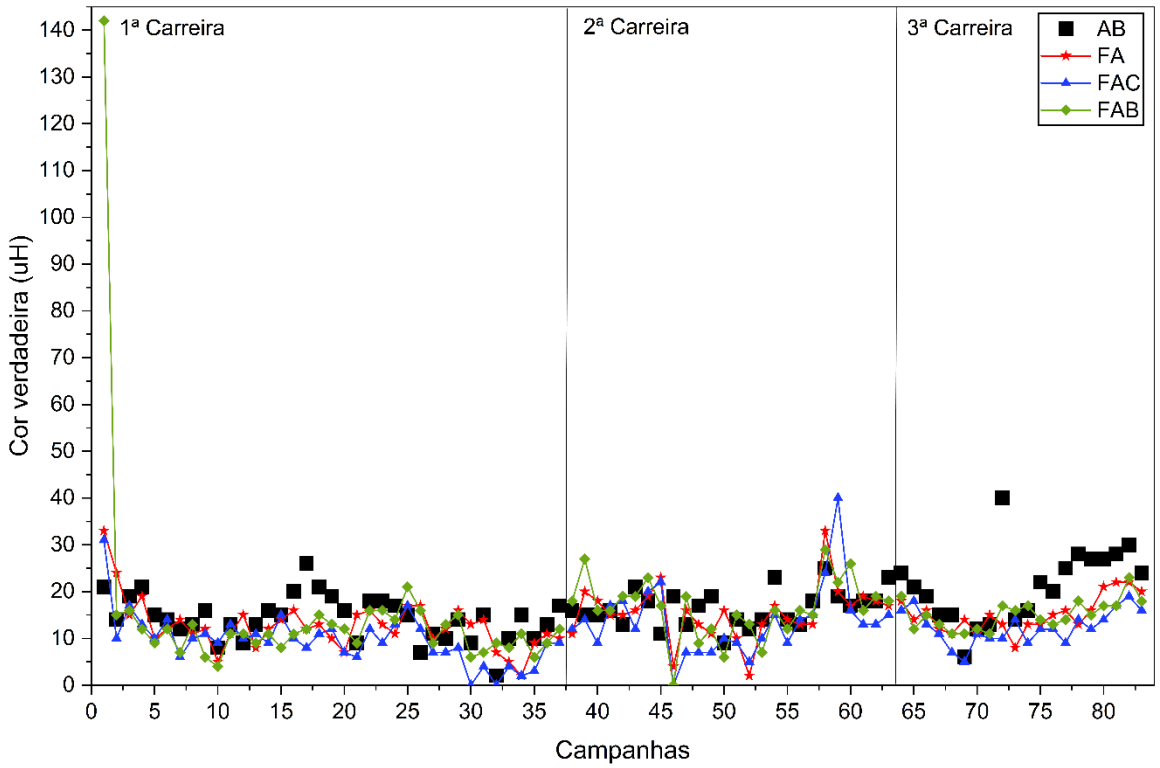
As Figuras 25 e 26 esboçam os valores tanto para a AB quanto para a água tratada (FA, FAC e FAB) relacionados à cor aparente e verdadeira, respectivamente. A Tabela 8 complementa com informações de estatística descritiva de todas as variáveis.

Figura 25: Análise da cor aparente.



Fonte: Autor (2026).

Figura 26: Análise da cor verdadeira.



Fonte: Autor (2026).

Tabela 8: Estatística descritiva para cor aparente e verdadeira.

	Cor aparente (uH)				Cor verdadeira (uH)			
	AB	**FA**	**FAC**	**FAB**	**AB**	**FA**	**FAC**	**FAB**
Média	37,04	20,25	17,58	23,86	16,71	14,18	11,58	15,35
Mediana	31	16	15	16	16	14	11	14
Desvio	21,83	31,46	21,72	43,30	6,02	5,33	6,07	14,97
Máximo	127	292	201	381	40	33	40	142
Mínimo	8	4	2	4	2	2	0	0
Remoção (%)		46,4	50,6	45,7		20,4	33,5	21,2

Fonte: Autor (2026).

Em relação aos valores obtidos para cor aparente (Figura 25), AB teve apenas 8,4% das amostras abaixo do máximo permitido por Brasil (2021), que é 15 uH (Quadro 7). Para a cor verdadeira, a porcentagem ficou em 48,2%. A cor aparente da AB oscilou entre 8 e 127 uH. Para a cor verdadeira, a oscilação ficou entre 8 e 26 uH, o que significa que a maioria dos sólidos foi dissolvida.

Geralmente as águas subterrâneas apresentam medidas de cor menores que 5 uH (Feitosa *et al.*, 2008). Neste estudo, tanto para cor aparente como verdadeira, menos de 1% das amostras da AB afigurou este comportamento, divergindo com o expresso na literatura.

Em termos gerais, a tecnologia de filtração lenta apresenta desempenho mediano e limitado na remoção de cor aparente e cor verdadeira, como indica a literatura de Huisman e Wood (1974) e Logsdon *et al*. (2002).

Quanto às coletas de água tratada, o FA apresentou variação para cor aparente de 4 a 292 uH, em que 45,8% das amostras estiveram enquadradas no limite da portaria. A eficiência média de remoção (EMR) deste parâmetro foi de aproximadamente 46,4%. Para a cor verdadeira, este filtro evidenciou intervalo de 2 a 33 uH, sendo 63,9% das coletas menores que 15 uH, enquando a EMR foi de 20,4%.

O FAC demonstrou o melhor desempenho para a cor aparente, visto que, embora variando de 2 a 201 uH, teve 56,6% das coletas dentro da faixa limitante e apresentou EMR com o valor aproximado de 50,6%. Em relação à cor real, cuja variação dos dados foi de 0 a 40 uH, significativa parcela (81,9%) correspondeu ao preconizado pela portaria, mas a EMR ficou em 33,5%.

O FAC, como visto na Figura 26, apresentou processo adsortivo mais rápido em relação ao FAB, como se percebeu entre as campanhas 20 e 35 (1ª carreira). Este comportamento foi relacionado à influência do tamanho de partículas do material na cinética de adosrção, conforme apontou a análise DLS.

O FAB, apesar da oscilação dos dados ter sido de 4 a 381 uH, teve pouco menos da metade (48,2%) das coletas correspondente ao estipulado pela legislação de potabilidade, repercutindo, então, em EMR com a porcentagem de 45,7%. Sobre a cor verdadeira, ainda com a larga variação de 0 a 142 uH, 61% das amostras se adequaram ao limite legislativo, embora a EMR tenha sido de 21,2%. O maior desvio padrão encontrado para FAB se justificou pelo amadurecimento da camada biológica do filtro, bem como devido ao BC ter origem orgânica.

Conforme a Figura 25, o início das carreiras de filtração manifestou flutuações consideráveis nos valores das águas filtradas, especialmente nas carreiras primeira e segunda. Esse acontecimento se justificou pelo amadurecimento da camada biológica nas primeiras semanas de operação, como foi reportado em Santos (2025). Além disso, as oscilações observadas no desempenho dos filtros lentos deste estudo também estiveram relacionadas à vazão, pois, quando esta é controlada, contribui para aumento de remoção de poluentes (Dizer *et al*., 2004).

A terceira carreira de filtração apresentou a menor instabilidade dos dados, embora com valores de entrada da AB mais elevados. Tal acontecimento não esteve relacionado à sazonalidade ou precipitação, visto que de outubro a dezembro não se constitui período de

chuvas no estado sergipano. Portanto, os acréscimos da AB foram relacionados a alterações do aquífero.

Quanto à cor verdadeira (Figura 26), não foi percebida significativa remoção, visto que apresentou constante e considerável oscilação, em que os dados conquistaram estabilidade apenas a partir da campanha 75 na terceira carreira de filtração.

Em resumo, os filtros apresentaram comportamento e eficiência semelhantes no que diz respeito à remoção de cor aparente da água. Percebeu-se que não ocorreu possibilidade de transpasse, visto que, nas coletas finais de cada carreira de filtração, em que a vazão era reduzida, a eficiência de remoção não foi significativamente afetada.

Santos, Lima e Michelan (2023) verificaram a capacidade de tratamento de filtros lentos submetidos à mesma matriz hídrica e às mesmas condições construtivas do meio filtrante. No filtro constituído apenas com areia, houve remoção de cor aparente de 38,6%, percentual ligeiramente inferior em comparação com o encontrado neste estudo.

Por outro lado, Oliveira Neto, Souza e Sens (2020), com tratamento de água de lago, avaliaram filtros lentos retrolaváveis composto por somente areia e outro com dupla camada filtrante de areia e CA granular. Os autores constataram remoção de 89% de cor aparente em ambos os sistemas. Essa eficiência mais expressiva foi relacionada à qualidade do afluente, além de maior variação sazonal de cor e turbidez, quando confrontada à água subterrânea (Xue; Yu; Huang, 2022).

Eniola e Sizirici (2023), utilizando como meios filtrantes areia e BC de tamareira, obtiveram remoção de cor em cerca de 100%. Silva *et al*. (2023), por meio de amostras de AT, estudaram comparativamente eficiência de remoção da cor usando BC de cascas de amendoim e carvão antracitoso na obtenção de água potável. O BC apresentou redução de 25% da cor, enquanto o carvão de antracito alcançou desempenho de aproximadamente 90%. Logo, a eficácia de sistemas pautados em BC não tem sido constante, sugerindo que filtros lentos não são tipicamente reconhecidos como removedores de cor da água.

Notou-se carência de estudos com BC de cascas de amendoim. Tomé *et al*. (2023), por exemplo, aplicaram as cascas como coagulante em águas subterrâneas, a partir da hemicelulose catiônica, e alcançaram remoções por volta de 93% a 99% de cor verdadeira.

Nenhum grupo de dados apresentou tendência para normalidade (p-valor < 0,05; Shapiro-Wilk), nem para cor aparente, nem cor verdadeira. Desse modo, por meio da verificação não paramétrica (p-valor < 0,05; Kruskal-Wallis; Tabela 9), as diferenças entre a cor aparente da AB e dos filtros foram consideravelmente superiores (106 a 129) ao valor

crítico, enquanto, para cor verdadeira, houve diferenças estatisticamente significativas, mas com menor expressão.

Ambos os desempenhos indicaram boa capacidade dos sistemas filtrantes na redução do parâmetro, sobretudo no que diz respeito à cor aparente. Por outro lado, entre os filtros, identificou-se reduzida diferença estatística entre FA e FAB de modo semelhante para cor aparente e verdadeira, o que significou comportamento e eficiência similares entre os sistemas. Para FA-FAC e FAB-FAC, apenas para cor aparente, não se identificou diferenças significativas, enquanto, para cor verdadeira, os valores aproximados de 52 e 47 apontaram diferenças estatisticamente significativas. Esse resultado demonstrou que o tratamento realizado pelo FAC promoveu alteração considerável especificamente na fração dissolvida.

Tabela 9: Análise estatística para cor aparente e verdadeira.

Fatores Comparados	**Diferença Observada**		**Diferença Crítica**	**Diferença**	
	CA*	***CV****		***CA****	***CV****
AB - FA	110,74	39,61	39,31	Sim	Sim
AB - FAB	106,10	43,98	39,31	Sim	Sim
AB - FAC	129,01	91,36	39,31	Sim	Sim
FA - FAB	4,64	4,37	39,31	Não	Não
FA - FAC	18,27	51,75	39,31	Não	Sim
FAB - FAC	22,91	47,38	39,31	Não	Sim

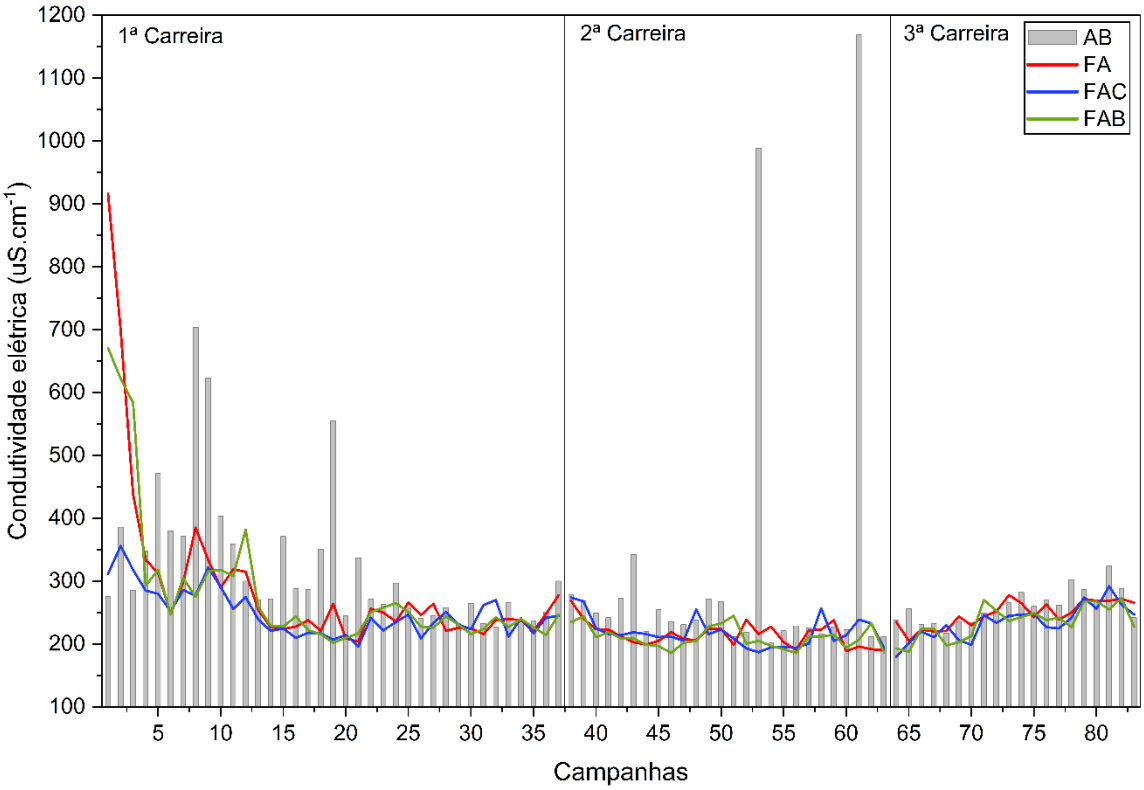
*CA: Cor aparente
**CV: Cor verdadeira

Fonte: Autor (2026).

5.4.2 Condutividade elétrica

. A Figura 27 e a Tabela 10 expõem, respectivamente, o comportamento da condutividade elétrica em meio à ação dos filtros lentos e a análise estatística geral.

Figura 27: Análise da redução da condutividade elétrica.



Fonte: Autor (2026).

Tabela 10: Estatística descritiva para condutividade elétrica.

Condutividade elétrica (µS.cm^{-1})				
	AB	FA	FAC	FAB
Média	302,27	257,47	236,22	248,39
Mediana	263	238	230	228
Desvio padrão	149,59	98,00	33,72	81,71
Máximo	1169	916	356	671
Mínimo	202	189	180	186
Remoção (%)		13,0	15,7	15,3

Fonte: Autor (2026).

Kumar e Sinha (2010) concluíram que a qualidade da água potável subterrânea pode ser verificada eficazmente pelo controle da condutividade da água, visto que este parâmetro tem relação com outros indicadores, como cor temperatura, pH, cálcio, sólidos totais, sólidos dissolvidos totais, concentração de cloreto e ferro.

Como a legislação de potabilidade não menciona sobre o parâmetro condutividade, baseando-se na CETESB (2013), valores maiores de 100 µS.cm^{-1} apontam a presença de poluentes, a exemplo de efluentes industriais ou domésticos.

Como demonstra a Figura 27, as três primeiras coletas dos filtros apresentaram incremento de condutividade, coincidindo este aumento com o período de formação da camada biológica. A partir da quarta (4ª) coleta, de modo geral, os filtros conseguiram, ainda que de forma ínfima, reduzir a condutividade. Contudo nenhuma campanha, seja para AB, seja para os filtros, exprimiu valor inferior à limitação da CETESB (2013), como ratificou também a Tabela 10.

Portanto, para este indicador, a AB, cuja evidência de valores ocorreu entre 202 e 1169 $\mu S.cm^{-1}$, revelou 100% das coletas acima do valor indicado por CETESB (2013), demonstrando indicativo de poluição na água de origem.

A Figura 27 também mostrou que os dados de entrada da AB apresentaram na 1ª carreira de filtração maior instabilidade, a qual foi também reproduzida no comportamento de cada filtro ao longo das campanhas. Enquanto isso, as carreiras 2 e 3 foram menos instáveis. A literatura clássica de filtração lenta fundamentou progressivamente a ideia de que o filtro tende a apresentar maior estabilidade na qualidade do efluente, inclusive em parâmetros químicos, à medida que transcorre o tempo (Huisman; Wood, 1974; Ellis; Wood, 1985; Logsdon *et al*., 2002). Além disso, Lima (2020) pontuou que este parâmetro não apresenta diferença significativa entre AB e AT na filtração lenta.

Analisando a baixa redução deste parâmetro por meio do sistema de filtração, o FAC e FAB obtiveram comportamento similar e, portanto, semelhantes EMR, cujos valores foram, respectivamente, 15,7% e 15,3%. Já FA obteve EMR de 13,0%, demonstrando desempenho moderadamente menor em relação aos outros dois filtros.

Amankwah *et al*. (2025) examinaram sistema de filtração lenta em águas cinzas, notando redução da concentração média de condutividade de 527 para 243,5 $\mu S.cm^{-1}$, sendo este valor final próximo à média e à mediana dos filtros FA, FAC e FAB (Tabela 10). Para os autores, a capacidade foi conferida a diferenças nas características do meio filtrante, método de operação do filtro, tempo de retenção, espessura e tempo de amadurecimento do biofilme.

Em alguns filtros com BC como meio filtrante, como o de Kaetzl *et al*. (2020), utilizando BC de *Miscanthus* com elementos como K e Mg, a condutividade elétrica não foi reduzida e, em específicas condições, foi observada tendência de valores ligeiramente superiores ao da AB, destacando que o BC pode não remover facilmente íons dissolvidos.

Freitas (2017) demonstrou a constância da condutividade elétrica em sistemas de filtros lentos, chegando à conclusão que é parâmetro com pequena variabilidade. Igualmente, outros autores não encontratam variação após a filtração (Maciel; Sabogal-Paz, 2020; Lamon *et al*.,

2021). Logo, o comportamento da condutividade elétrica neste estudo se ajustou aos apontamentos previstos pela literatura, visto que a filtração lenta não atua como tecnologia de remoção para esse parâmetro.

Ainda que em menor expressão, identificou-se campanhas em que a condutividade do filtro lento não baixou. Este comportamento pode ser justificado por efeito da transferência de minerais dissolvidos existentes na areia (Laghari *et al*., 2018), bem como devido à presença de elementos como Ca, Mg, K, Cl e S no CA e BC, identificados pela caracterização EDS associada ao teste MEV e que incrementam o valor da condutividade (Wetzel, 2001).

A redução de condutividade em algumas campanhas foi associada à presença de ácidos carboxilas (−COOH), identificada por meio do FTIR, os quais desempenham significativa afinidade com adsorvatos catiônicos (como Ca, Mg e K).

Além disso, o teste de Shapiro-Wilk mostrou que todos os grupos avaliados não portaram inclinação para distribuição normal (p-valor obtido < 0,05). Por meio de teste de Kruskal-Wallis (Tabela 11), com p-valor < 0,05, os registros da AB comparados aos quocientes dos filtros de AT foram estatisticamente diferentes, o que convergiu com os níveis de remoção alcançados nos tratamentos divulgados pela Figura 27 e com a conclusão de que os filtros lentos exerceram influência, mesmo reduzida, quanto ao parâmetro. Ainda, no caso da comparação entre os filtros, percebeu-se que estes não foram estatisticamente diferentes, especialmente quando confrontados FAC e FAB, demonstrando elevada equivalência desses sistemas.

Tabela 11: Análise estatística para condutividade elétrica.

Fatores Comparados	Diferença Observada	Diferença Crítica	Diferença
AB - FA	59,09	39,31	Sim
AB - FAB	78,45	39,31	Sim
AB - FAC	77,98	39,31	Sim
FA - FAB	19,36	39,31	Não
FA - FAC	18,89	39,31	Não
FAB - FAC	0,48	39,31	Não

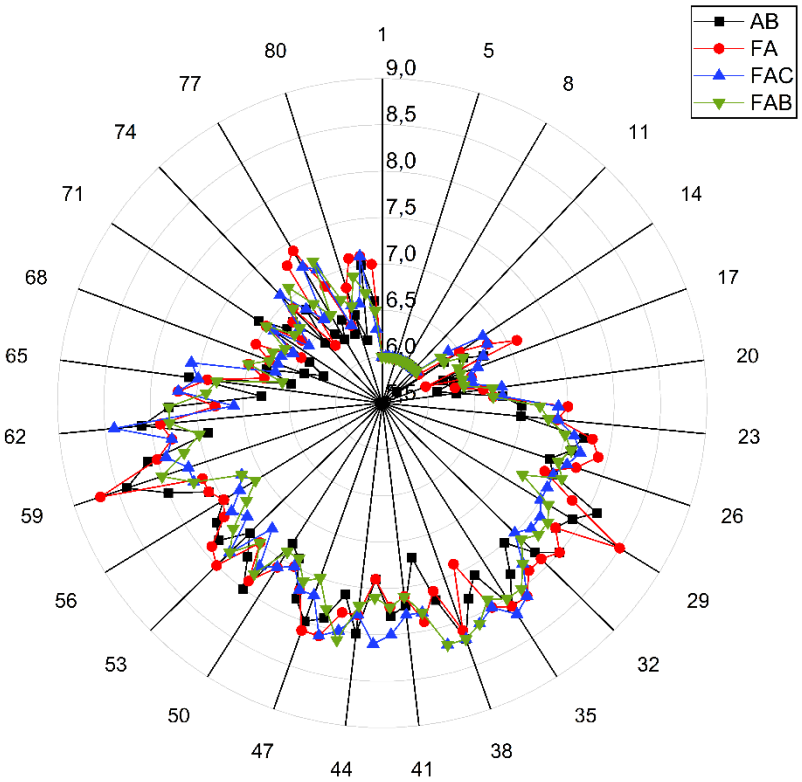
Fonte: Autor (2026).

5.4.3 pH

Inicialmente, o pH da AB apresentou resultados satisfatórios, visto que 99% das amostras ficaram enquadradas no intervalo preconizado por Brasil (2021). As águas tratadas pelos FA, FAC e FAB, em todas as coletas, estiveram também entre 6,0 e 9,0. A Figura 28

descreve o comportamento dos dados de pH para AB e para o sistema piloto, enquanto a Tabela 12 indica a estatística geral dos dados.

Figura 28: Análise do parâmetro pH.



Fonte: Autor (2026).

Tabela 12: Estatística descritiva do parâmetro pH.

	pH			
	AB	FA	FAC	FAB
Média	7,05	7,19	7,15	7,09
Mediana	7,1	7,4	7,3	7,2
Desvio padrão	0,76	0,74	0,70	0,67
Máximo	8,4	8,7	8,4	8,2
Mínimo	5,7	6,0	6,0	6,0

Fonte: Autor (2026).

Para avaliar estatisticamente a oscilação do pH, foram desenvolvidos os intervalos interquartílicos da AB (1,5), FA (1,2), FAC (1,1) e FAB (1,1), evidenciando que os filtros com carvão manifestaram menor dispersão nos valores centrais de pH, logo tiveram maior estabilidade. De modo geral, o comportamento estatístico foi semelhante para todo o sistema piloto.

Conforme a Tabela 12, dentre os filtros, o FAB apresentou a média mais próxima do pH neutro, bem como o menor desvio padrão. Logo, ainda que a todo o sistema-piloto tenha apresentado significativa semelhança, FA e FAC tiveram dispersão ligeiramente maior.

A partir da campanha 65 até o encerramento do monitoramento, que corresponde à 3ª carreira de filtração, os valores de pH ficaram menos instáveis e se aproximaram da neutralidade, ratificando a ponderação de tantos autores sobre a estabilização de parâmetros químicos ao longo do tempo de operação (Huisman; Wood, 1974; Ellis; Wood, 1985; Logsdon *et al*., 2002). Oloriegbe *et al*. (2024) demonstraram que filtros lentos foram satisfatórios para neutralizar o pH, transformando os dados de AB em torno de 5,8 para níveis entre 7,1 e 7,3.

O potencial zeta (PZ), intimamente relacionado ao parâmetro pH, tem sido aplicado para averiguar a capacidade adsortiva do BC por microrganismos. Quando estes são expostos a ambientes neutros, suas superfícies predispõem ao carregamento negativo. Logo, PZ mais negativo tende a ser favorável à adsorção eletrostática devido à fixação de microrganismos (Ren *et al*., 2020).

Conforme a Figura 28, o pH da AT, em diversas coletas, foi discretamente superior que o da AB. Essas alterações de pH foram explicadas por motivos como a ação de mecanismos bioquímicos vinculados aos processos fotossintetizantes e respiratórios de seres autótrofos da *schmutzdecke* (Souza *et al*., 2021), como também devido à interação da água com os grãos constituintes do leito filtrante (Lima, 2020). Sendo assim, a dinâmica do pH esteve relacionada ao desenvolvimento microbiano nos filtros e à interface água-grãos.

Wang *et al*. (2024c), a partir de *wetland* preenchido com cascas de amendoim para tratamento de drenagem ácida sintética de mina, avaliaram a correção do pH, o qual inicialmente apresentava valores em torno de 3,0-4,0, mas, com a aplicação do material lignocelulósico no pântano construído, aumentou para 6,5-7,7.

Oliveira Neto, Souza e Sens (2020), a partir de sistemas de tratamentos com filtros lentos, sendo um deles apenas com areia e outro com areia e CA granular, verificaram que, em termos gerais, os filtros não demonstraram singulares oscilações de pH com relação à AB.

Santos (2025), ao avaliar a aplicação de BC obtido do cacto por meio de filtros lentos com similar configuração deste estudo, concluiu que o controle do pH foi mantido na faixa regulamentada (6,0 a 9,0), apresentando mínimas oscilações nas análises.

Sobre a estatística descritiva, o teste de Shapiro-Wilk indicou que todos os grupos (AB, FA, FAC e FAB) não manifestaram tendência para distribuição normal (p-valor obtido < 0,05). Logo, segundo o teste de Kruskal-Wallis (Tabela 13), tendo p-valor < 0,05, os índices da AB

não foram estatisticamente diferentes quando correlacionados aos números de água filtrada. Do mesmo modo, em relação à comparação entre filtros, notou-se que estes também não foram estatisticamente diferentes. Portanto, essas combinações estatísticas respaldam a pequena variação do pH no sistema de filtração.

Tabela 13: Análise estatística do parâmetro pH.

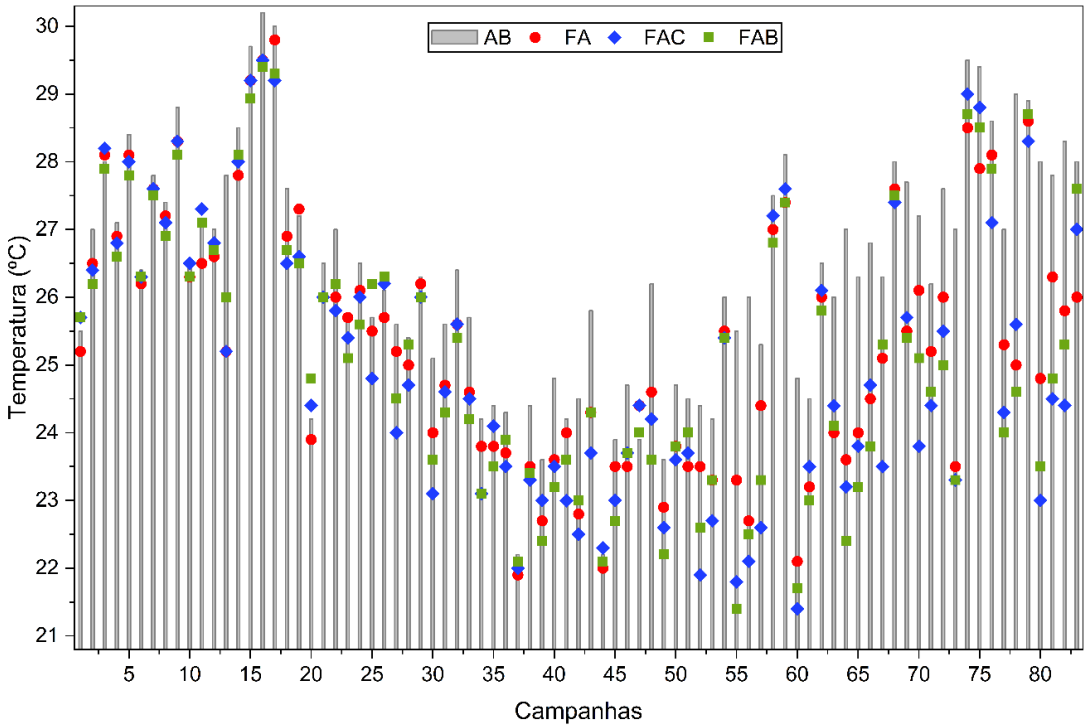
Fatores Comparados	Diferença Observada	Diferença Crítica	Diferença
AB - FA	15,81	39,31	Não
AB - FAB	1,49	39,31	Não
AB - FAC	10,08	39,31	Não
FA - FAB	14,32	39,31	Não
FA - FAC	5,73	39,31	Não
FAB - FAC	8,59	39,31	Não

Fonte: Autor (2026).

5.4.4 Temperatura

O sistema-piloto foi operado totalmente em temperatura ambiente. Por conseguinte, o intervalo da AB (22,2-30,2 °C), observado na Figura 29, relacionou-se às variações sazonais ocorridas durante o período de 10 meses. A Figura 29 traduz o comportamento da temperatura da água após a passagem pelos filtros, à medida que a Tabela 14 exibe a estatística básica.

Figura 29: Análise comportamental da temperatura.



Fonte: Autor (2026).

Tabela 14: Estatística descritiva da temperatura.

Tempratura (°C)				
	AB	FA	FAC	FAB
Média	26,38	25,37	25,10	25,14
Mediana	26,4	25,2	24,7	25,1
Desvio padrão	1,76	1,85	2,04	2,00
Máximo	30,2	29,8	29,5	29,4
Mínimo	22,2	21,9	21,4	21,4

Fonte: Autor (2026).

A temperatura se comportou de modo estável nas análises de AB e dos filtros FA, FAC e FAB, os quais alcançaram, respectivamente, intervalos interquartílicios de 2,7, 2,7, 3,1 e 3,0 °C. Logo, pode-se afirmar que a temperatura não registrou variações bruscas e manifestou comportamento semelhante entre os filtros.

Tornou-se nítida, na maioria das análises, a redução da temperatura da água após a passagem pelo sistema de filtração. Esse comportamento precisou ser bem acompanhado, visto que baixas temperaturas podem interferir negativamente na remoção de componentes microbiológicos (Logsdon *et al.*, 2002; Abdiyev *et al.*, 2023). Conduto, como as menores

temperaturas não decaíram consideravelmente, o mecanismo de remoção biológica foi devidamente mantido, inclusive por meio da predação bacteriana (Weber-Shirk; Dick, 1997).

Partinoudi *et al*. (2006) propuseram a hipótese de que a temperatura também está relacionada à presença de substâncias poliméricas extracelulares, provenientes do biofilme, consideradas como estimulantes do crescimento da adesão de partículas na superfície filtrante, aumentando a eficiência de remoção. As taxas de descontaminação microbiana associada ao funcionamento da camada biológica foram normalmente 2,5 vezes mais eficazes em temperaturas quentes (21ºC) em comparação a temperaturas frias (5,5ºC).

Além disso, a temperatura imprime influência na inativação de agentes virais presentes na água, em que esta categoria de microrganismos é mais eficientemente removida em temperaturas mais altas (20-30 ºC) (Nasser; Oman, 1999). Os valores extremos (21,4-30,2 ºC; Tabela 14) de todos os filtros (FA, FAC e FAB), portanto, foram convenientes com o intervalo sugerido.

Lubarsky *et al*. (2022), investigando filtros lentos de areia domésticos, confirmaram que pequenas variações térmicas não prejudicaram o desempenho global. Segundo os autores, oscilações de até 5 °C na temperatura não comprometem a eficiência do sistema, principalmente quando a camada *schmutzdecke* já se encontra suficientemente desenvolvida e em estado estacionário.

Lima (2020) constatou resultados similares para a temperatura utilizando a mesma fonte de AB e a igual configuração para a água tratada do FA, tendo como temperatura média, respectivamente, 26,6 °C e 26,0 °C. Oliveira Neto, Souza e Sens (2020) e Santos (2025), assim como para o pH, constataram que os filtros lentos não tiveram flutuações notáveis na temperatura.

O parâmetro temperatura em filtros lentos modificados com BC ainda é pouco explorado na literatura. Nessa perspectiva, as análises realizadas neste estudo, particularmente no filtro FAB, contribuem para ampliar a compreensão do comportamento térmico da água potável submetida à filtração lenta com BC de cascas de amendoim.

Os grupos AB, FA e FAB tenderam para normalidade consoante o método de Shapiro--Wilk. Ainda assim, optou-se pela análise não paramétrica ($p < 0,05$; Kruskal-Wallis) devido ao comportamento do FAC. À vista disso, a temperatura da AB foi significativamente diferente das águas filtradas, enquanto, por outro lado, não foram identificadas diferenças significativas entre os valores dos filtros (Tabela 15). Logo, essas combinações confirmam que os filtros reduziram a temperatura, apesar de variações pouco expressivas. Já entre os filtros o

funcionamento foi semelhante, sobretudo quando relacionados FAC e FAB, cuja diferença observada realça a compatibilidade entre o CA e o BC.

Tabela 15: Análise estatística da temperatura.

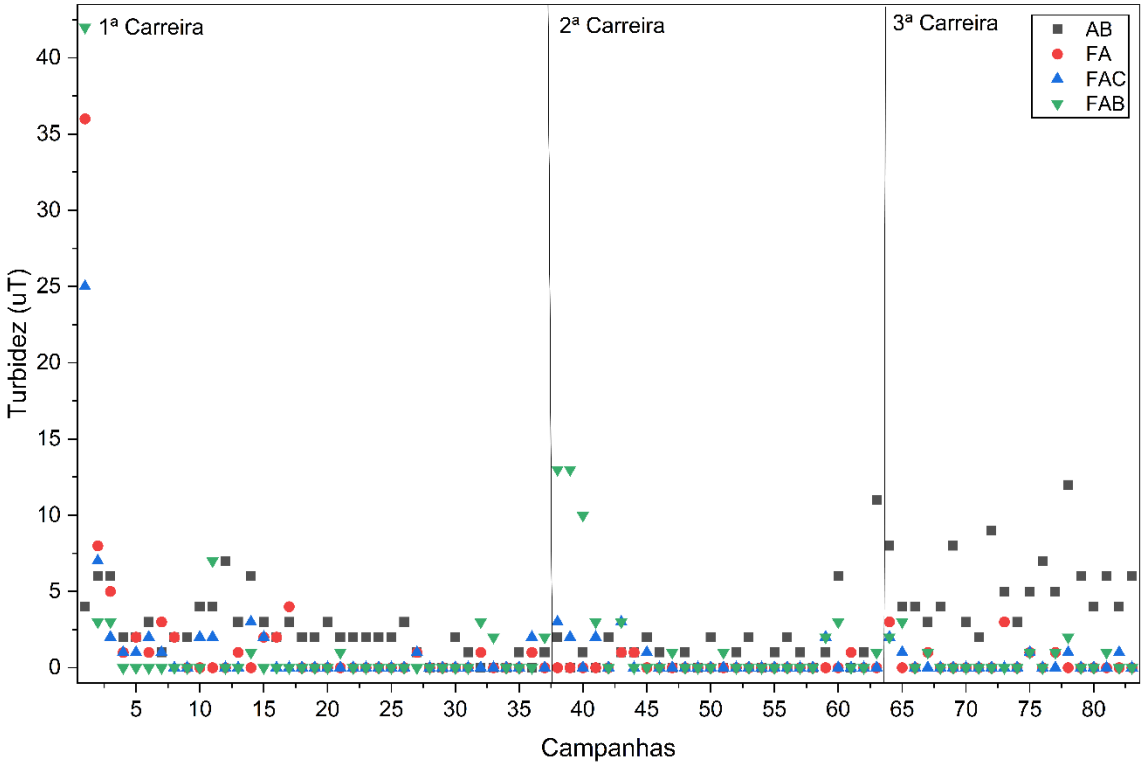
Fatores Comparados	Diferença Observada	Diferença Crítica	Diferença
AB - FA	50,62	39,31	Sim
AB - FAB	61,17	39,31	Sim
AB - FAC	63,10	39,31	Sim
FA - FAB	10,55	39,31	Não
FA - FAC	12,48	39,31	Não
FAB - FAC	1,93	39,31	Não

Fonte: Autor (2026).

5.4.5 Turbidez

No tocante à turbidez, a AB apresentou 34,9% das amostras enquadradas no que estabelece a portaria do MS (Brasil, 2021), oscilando seus valores de 0 a 12 uT. A Figura 30 e a Tabela 16 demonstram o panorama da turbidez na AB e nos filtros lentos quanto à disposição e comportamento estatístico descritivo, respectivamente.

Figura 30: Análise de turbidez.



Fonte: Autor (2026).

Tabela 16: Estatística descritiva da turbidez.

	Turbidez (uT)			
	AB	FA	FAC	FAB
Média	2,81	0,99	0,84	1,51
Mediana	2,0	0	0	0
Desvio padrão	2,59	4,09	2,90	5,13
Máximo	12	36	25	42
Mínimo	0	0	0	0
Remoção (%)		65,8	67,8	69,5

Fonte: Autor (2026).

Conforme a Figura 30, os valores de turbidez no início das carreiras de filtração apresentaram moderada instabilidade, chegando a superar os registros de AB, bem como o limite preconizado de 1 uT, o que se justificou pelo amadurecimento do leito filtrante.

Apesar do impacto do processo de maturação do meio filtrante em alguns dados, nos filtros FA, FAC e FAB a turbidez ficou abaixo de 1 uT em 86,8%, 81,9% e 79,5%, respectivamente, e abaixo de 2 uT em 91,6%, 94,0% e 85,5% das análises, respectivamente. Quanto à EMR, os filtros evidenciaram desempenho de 65,8%, 67,8% e 69,5%, respectivamente.

Conforme estabelece a portaria de potabilidade (Brasil, 2021), para filtração lenta, a turbidez da AT deve ser ≤ 1 uT em pelo menos 95% das amostras e ≤ 2 uT nas demais coletas mensais, considerando amostras diárias. Observou-se que nenhum dos filtros, cuja frequência analisada foi de duas vezes semanalmente, atendeu integralmente a este padrão referencial, contudo o FAC foi o que mais se aproximou do estabelecido, revelando os menores valores estatísticos de turbidez, sobretudo de média e desvio padrão descritos na Tabela 16. Este comportamento do FAC se relacionou à capacidade adsortiva e à área de superfície específica apontadas pelo BET.

Embora os percentuais de redução tenham sido similares entre os sistemas de filtração, o FAB evidenciou a maior remoção média de turbidez, com 59% das amostras de AT tendo remoção total. Logo, tal desempenho sugeriu que o BC de cascas de amendoim demonstrou elevada capacidade de reter os particulados responsáveis pela turbidez da água, embora a capacidade de adsorção e área superficial tivesse apresentado menores valores, conforme o BET.

Além disso, o desempenho dos filtros modificados com carvão (FAC e FAB) esteve associado à natureza amorfa apontada pelo ensaio DRX, a qual contribuiu para maior presença de sítios ativos e maior desenvolvimento de grupos funcionais, favorecendo a capacidade adsortiva desenvolvida pela atuação dos mecanismos de filtração e adsorção.

As médias de turbidez reportadas na literatura para filtros lentos de uso doméstico tiveram variação considerável: 0,9 a 1,1 uT (Kennedy *et al*., 2013); 1,8 uT (Freitas; Terin; Sabogal-Paz, 2023); menos de 2 uT em 95% das amostras (Pereira *et al*., 2012). Em termos gerais, estes estudos indicam que usualmente os sistemas de filtração lenta atingem os padrões de turbidez regulatórios locais, visto que essa tecnologia de tratamento costuma apresentar significativa eficiência de remoção da turbidez.

No presente estudo, as médias observadas variaram entre 0,8 e 1,5 uT (Tabela 16), posicionando-se dentro das faixas mencionadas e demonstrando desempenho compatível a estudos com a mesma matriz de água subterrânea, como Lima (2020) (0,7 a 2,8 uT) e Santos (2025) (0,2 a 0,5 uT).

É recomendável a utilização de filtros lentos para o tratamento de água com registros de turbidez entre 5 e 20 uT na AB (Di Bernardo; Dantas, 2005), a qual neste estudo foi enquadrada (Tabela 16). A turbidez da AB pode ser um dos limitantes da capacidade do filtro proporcionar água potável segura, pois pode impactar desfavoravelmente condições de amadurecimento do

biofilme, preenchimento de espaços porosos e até mesmo eficiência de remoção microbiológica (D'Alessio *et al*., 2016; Romero *et al*., 2020).

Vale ressaltar que, mesmo em regiões de clima tropical, como o estado de Sergipe, são observadas variações sazonais na qualidade hídrica que podem impactar o desempenho o tratamento, incluindo alterações na turbidez relacionadas ao regime de chuvas, bem como mudanças na concentração e no processo recalcitrante do carbono orgânico, decorrentes da dinâmica sazonal da cobertura vegetal e das práticas locais na agricultura (Maiyo; Dasika; Jafvert, 2023). Logo, oscilações na turbidez da AB podem acontecer por estas justificativas.

Romero *et al*. (2020), a fim de verificar remoção da turbidez, operaram quatro filtros de areia: um alimentado com água subterrânea e os demais com água contaminada por efluente tratado com diferentes valores de turbidez. Após 90 dias operando – tempo similar à carreira de filtração deste estudo –, todos os sistemas produziram água filtrada com turbidez quase sempre abaixo de 1 uT.

Veras e Di Bernardo (2008), em estudo sobre tratamento de água em filtros lentos com areia e com CA granular, constataram elevado desempenho de redução da turbidez nos dois tipos de meios filtrantes, mas se percebeu melhor eficiência mediante o uso de carvão.

Com a utilização de BC nos sistemas de tratamento, Eniola e Sizirici (2023), com BC de tamareira, alcançaram remoção de turbidez de 100%; García-Ávila *et al*. (2023), com BC de bambu, atingiram remoção de 71,3%; Khan *et al*. (2025), com BC de sabugo de milho, observaram altas remoções, na ordem de 98-99%.

Silva *et al*. (2023), comparando a eficiência de remoção da turbidez entre BC de cascas de amendoim e carvão antracitoso, constataram melhor desempenho do carvão orgânico, que teve 85% de redução da turbidez, enquanto o carvão tradicional alcançou a marca de 65%.

Apesar do crescente interesse na incorporação de BC em filtros lentos a partir de produtos como bambu, milho e tamareira, observou-se carência de trabalhos acerca da aplicação de BC de casca de amendoim para remoção de turbidez em sistemas de filtração lenta para fins de potabilização, o que evidencia lacuna científica e originalidade deste estudo.

Nenhum grupo de dados tendeu para normalidade (p-valor < 0,05; Shapiro-Wilk). Sendo assim, por meio da verificação não paramétrica (p-valor < 0,05; Kruskal-Wallis; Tabela 17), considerando o tamanho amostral e os resultados do teste de comparações, observou-se que as diferenças entre a AB e os filtros foram substancialmente superiores (92 a 103) ao valor crítico, o que mostrou elevada capacidade dos sistemas filtrantes na remoção do parâmetro. Por outro lado, não se identificou diferenças significativas entre os filtros, evidenciando

desempenho estatisticamente equivalente entre os sistemas. Assim, a turbidez, após a cor aparente, destacou-se como parâmetro que com maior discrepância entre a AB e os efluentes filtrados.

Tabela 17: Análise estatística da turbidez.

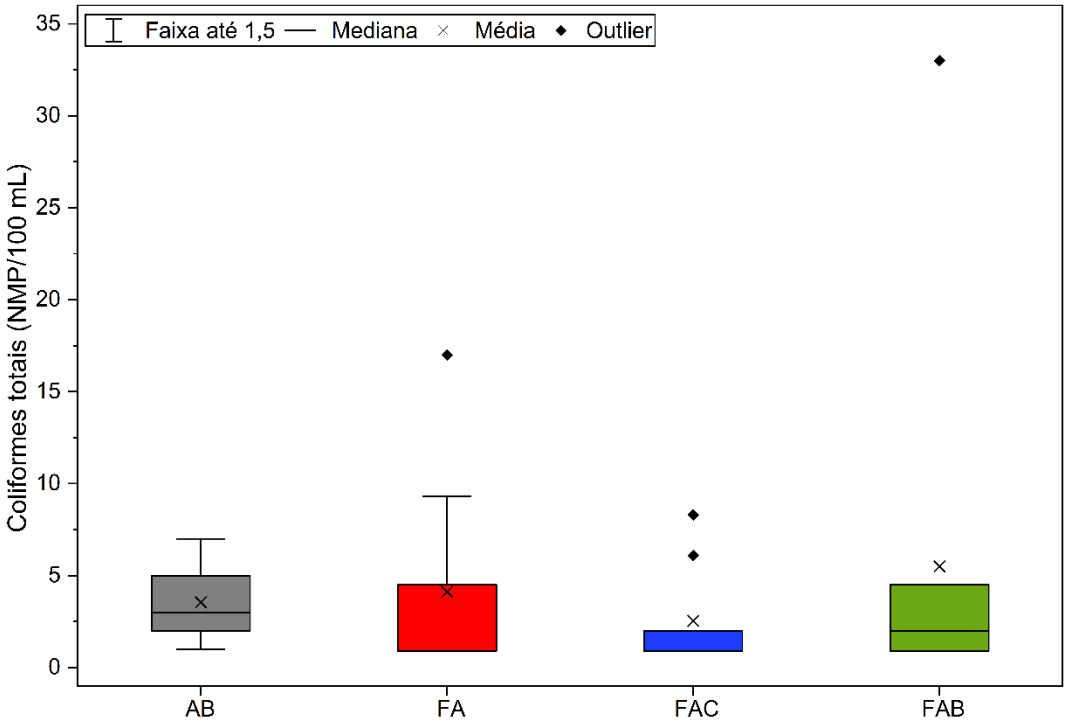
Fatores Comparados	Diferença Observada	Diferença Crítica	Diferença
AB - FA	103,10	39,31	Sim
AB - FAB	92,95	39,31	Sim
AB - FAC	100,90	39,31	Sim
FA - FAB	10,15	39,31	Não
FA - FAC	2,20	39,31	Não
FAB - FAC	7,95	39,31	Não

Fonte: Autor (2026).

5.4.6 Coliformes totais

Para os coliformes totais, todas as análises, tanto de AB como dos três (3) filtros, apresentaram valores superiores ao estabelecido por Brasil (2021), que estipula a ausência do parâmetro em 100 mL de amostra. A Figura 31 explana o comportamento estatístico das amostras nos 10 meses de coleta.

Figura 31: Estudo estatístico dos coliformes totais.



Fonte: Autor (2026).

Pela configuração apresentada, foi possível compreender a dispersão e a assimetria das amostras, visto que os *outliers* indicam os dados atípicos e discrepantes do conjunto amostral. A análise de estatística básica ilustrada pela Figura 31 não contemplou a amostra do mês de abril, visto que os valores elevados da AB e dos filtros FAC e FAB, além de indicarem grave contaminação, desfiguraram o comportamento do gráfico devido aos extremos *outliers*.

A maior remoção de coliformes totais ocorreu no FAC, visto que este filtro alcançou EMR de 84,5%, em que 50% das amostras estiveram abaixo do limite de quantificação do método usado (<1,8 NMP/100mL). Os sistemas FA e FAB desempenharam capacidade de remoção semelhante, pois obtiveram EMR de 80,9% e 79,7%, respectivamente.

No mês de abril, de forma específica, constatou-se redução ínfima dos coliformes totais no FAC e FAB, relacionada à alteração inesperada na AB, cujo valor de entrada foi de 1,4 x 10^4 NMP/100 mL. Além disso, a campanha 11 dos parâmetros semanais ocorreu no mesmo dia da coleta mensal dos coliformes; logo, o desempenho do FAB também se refletiu em outras análises, como cor aparente (55 uH) e turbidez (7 uT), assinalando coerência nos resultados obtidos para remoção patogênica.

Os meses em que ocorreram *start* de operação (março), encerramento e retomada de carreiras de filtração (julho e outubro) apresentaram valores acima do limite de detecção. Isso se justificou devido aos filtros lentos necessitarem de tempo para o amadurecimento da camada

biológica até alcançar o desempenho máximo, principalmente ao utilizar água subterrânea, cuja presença de nutrientes é inferior (Andreoli; Sabogal-Paz, 2020).

O FA foi o sistema de filtração que apresentou maior estabilidade no tratamento de coliformes totais, pois apresentou valores semelhantes para a maioria dos meses de coleta. Além disso, nos últimos cinco (5) meses, os resultados de remoção estiveram abaixo do limite de detecção.

A remoção de microrganismos patogênicos dos filtros lentos naturalmente não ocorreu por único processo isolado, mas pela combinação de mecanismos microbiológicos, físicos e químicos (Ni' matuzahroh *et al*., 2020).

A atuação eficaz da camada *schmutzdecke* promove a degradação biológica dos patógenos por meio de processos como a predação, resultando na inativação desses microrganismos (Anderson *et al*., 2009). Essa condição acontece em razão da diferença de cargas entre as partículas suspensas e a superfície do meio filtrante, visto que as partículas coloidais têm carga positiva, enquanto a areia da *schmutzdecke* possui predominantemente carga negativa (Ni' matuzahroh *et al*., 2020).

Mesmo antes da constituição da *schmutzdecke*, o filtro lento remove coliformes por mecanismos físicos, como retenção mecânica e sedimentação. A primeira retém as partículas devido ao seu tamanho ser maior que o do meio. Enquanto a segunda representa a deposição das partículas na superfície após combinação entre elas (Donison, 2004; Huisman; Wood, 1974).

Quanto ao mecanismo químico para remoção de coliformes totais, partículas dissolvidas são transformadas em substâncias simples através de atividades químicas que, ao tornarem as partículas decompostas inofensivas, permitem sua remoção por técnicas como peneiramento, sedimentação e adsorção (Huisman; Wood, 1974). E de acordo com Bellamy, Hendricks e Logsdon (1985) filtro lentos são eficientes na remoção de coliformes totais.

A eficiência do filtro lento na remoção de coliformes totais tem sido destacada por muitos estudos. Mahmood *et al*. (2011) e Silva *et al*. (2022) encontraram elevadas taxas de remoção de coliformes totais, com valores em torno de 97%, por meio da aplicação da filtração lenta de água potável de baixo custo e com materiais simples e convencionais como areia e cascalho. Também utilizando apenas areia, mas substituindo cascalho por britas, Santos, Lima e Michelan (2023) encontraram remoção de 84,75% para coliformes totais em águas subterrâneas, sendo percentual eficiente próximo do FA deste estudo.

Khelladi *et al*. (2021), através de estudo acerca da remoção de coliformes totais em águas residuais, observaram reduções dos microrganismos de 82% a 90% considerando filtração em areia e de 92% a 96% por meio de carvão ativado granular comercial.

Fitriani *et al*. (2020) verificaram o desempenho de filtros lentos de areia à base de geotêxteis na eliminação de coliformes totais de água potável, cujos valores percentuais de remoção total na unidade filtrante variaram entre 79,76% e 99,46%. Com a utilização de camadas de areia e de BC de tamareira, Eniola e Sizirici (2023) alcançaram remoção de coliformes totais superior a 90%.

Não houve evidência de trabalhos científicos publicados que avaliaram especificamente a remoção de coliformes totais em filtros lentos constituídos de BC de cascas de amendoim. Portanto, este estudo preenche lacuna na literatura e corrobora os dados inéditos sobre a aplicabilidade e eficiência dessa biomassa como BC no tratamento de água por filtração lenta.

Ainda que alguns dados mensais não tenham atingido os limites regulatórios, como apontaram Maiyo, Dasika e Jafvert (2023), a filtração lenta, seja em sua metodologia tradicional, apenas com areia, seja com uso de CA ou BC, demonstrou positivamente a capacidade de remover bactérias coliformes. Além disso, a natureza amorfa dos carvões pode ter contribuído para remoção dos contaminantes, conforme evidenciou a análise DRX.

Quanto à estatística (Tabela 18), todos os grupos tiveram a normalidade verificada pelo teste de Shapiro-Wilk e não apontaram tendência para distribuição normal (p-valor < 0,05). Sendo assim, por meio do teste não paramétrico de Kruskal-Wallis (p-valor obtido no teste < 0,05), as combinações com a AB indicaram considerável expressão para a estatística observada, mas apenas a análise pareada AB-FAC apresentou diferença estatisticamente significativa em razão da diferença crítica atribuída pelo método. Em contrapartida, não foi notada significativa diferença estatística entre os filtros, o que demonstrou, para os coliformes totais, que os três (3) filtros desempenharam eficiência similar.

Tabela 18: Análise estatística dos coliformes totais.

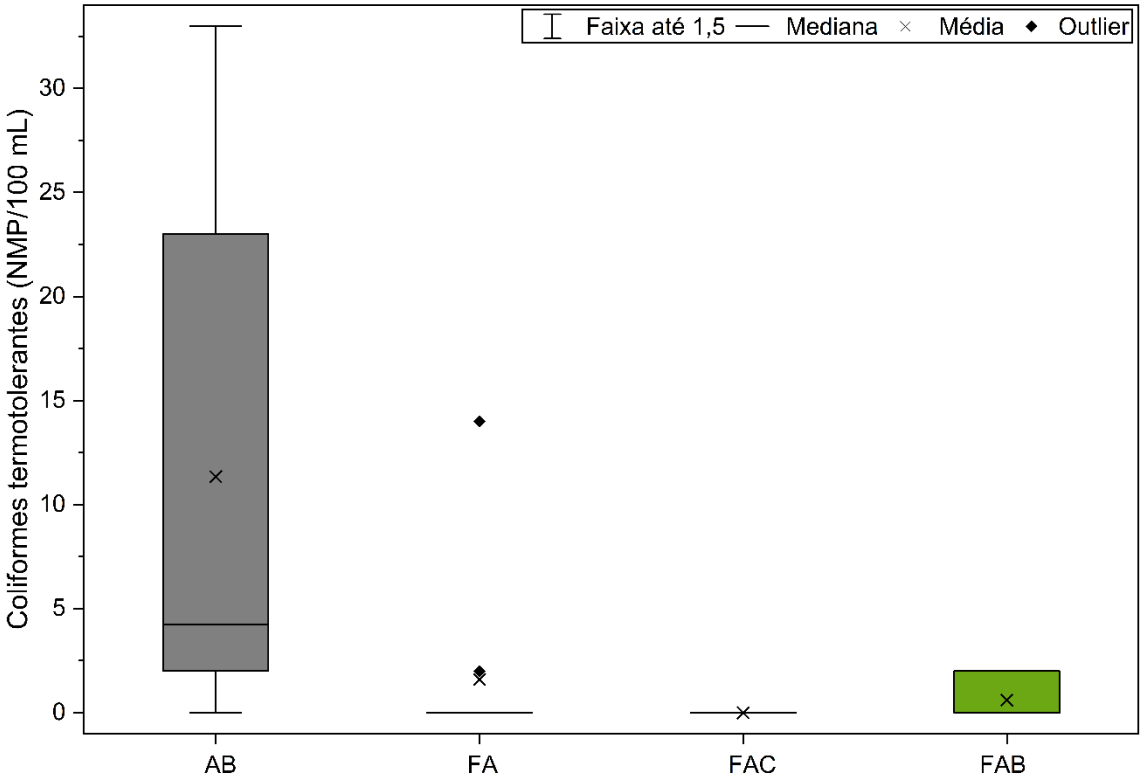
Fatores Comparados	Diferença Observada	Diferença Crítica	Diferença
AB - FA	13,55	13,79	Não
AB - FAB	11,85	13,79	Não
AB - FAC	14,00	13,79	Sim
FA - FAB	1,70	13,79	Não
FA - FAC	0,45	13,79	Não
FAB - FAC	2,15	13,79	Não

Fonte: Autor (2026).

5.4.7 Coliformes termotolerantes

Em relação aos coliformes termotolerantes, todas as análises também apresentaram valores acima do permitido pela portaria. Contudo, diferentemente dos coliformes totais, os termotolerantes, em 67,5% das coletas, mostraram valores menores que o limite de quantificação do método de análise. A Figura 32 descreve o comportamento estatístico das amostras nos 10 meses coletados.

Figura 32: Estudo estatístico para coliformes termotolerantes.



Fonte: Autor (2026).

A eficiência de remoção dos coliformes termotolerantes foi evidenciada, tendo destaque o FAC, pois em 100% das amostras enquadrou seu comportamento abaixo do limite de detecção do aparelho. Os filtros FA e FAB, com 92,6% e 86,7% de redução, respectivamente, também demonstraram larga eficácia de remoção dessa classe de patógenos, porém o meio filtrante apenas composto por areia obteve alteração considerável na amostragem de junho, como demonstrou o *outlier* da Figura 32.

Esta reação diferenciada ocorrida em junho também foi percebida para os coliformes totais, mas não foi notada em outros parâmetros. Logo, apesar deste mês ter se aproximado do encerramento da primeira carreira de filtração, não se evidenciou justificativa clara para os

elevados números de coliformes, o que pode ter ocorrido de forma isolada por alterações pontuais e admissíveis da AB.

Os coliformes termotolerantes compartilham dos mesmos mecanismos básicos de remoção apresentados pelos coliformes totais. Em ambos as classes, as maiores eficiências de descontaminação ocorrem por meio do processo biológico a partir da camada superficial *schmutzdecke* (Kaetzl *et al*., 2020; Maiyo; Dasika; Jafvert, 2023).

Percentualmente, o desempenho de retenção de coliformes termotolerantes nos filtros lentos foi mais satisfatório em comparação aos coliformes totais, visto que, para estes, os dados de entrada da AB mostraram valores mais elevados. Em contrapartida, a literatura tem exposto que as capacidades médias de remoção são similares para ambos os grupos de coliformes, com percentuais geralmente acima de 90% (Visscher, 1990; Murtha; Heller, 2003; Maiyo, Dasika e Jafvert, 2023).

Santos, Lima e Michelan (2023) encontraram EMR de 92,3% para coliformes termotolerantes em águas subterrâneas por meio de filtro bastante similar ao FA deste estudo, o qual demonstrou, portanto, performance correspondente.

Andreoli e Sabogal-Paz (2020), também com estudo de filtros lentos domésticos de areia com águas subterrâneas, associaram a evolução removedora de *E. Coli* ao tempo de maturação da *schmutzdecke*. Não foi notado semelhante associação neste estudo, visto que a presença desses microrganismos após o sistema de filtração se manteve constante entre os filtros e temporalmente, bem como os valores da AB não tiveram elevada ordem de grandeza.

Agregando o CA como meio filtrante, Budiarto *et al*. (2020) verificaram a eficiência de 99% para filtros lentos na remoção de coliformes fecais em águas subterrâneas. Khelladi *et al*. (2021) também constataram elevados níveis de descontaminação (92 a 96%), porém com águas residuais. Ambos convergem com o alcance do FAC deste estudo.

Carvalho *et al*. (2018) examinaram a remoção de coliformes termotolerantes no tratamento complementar de águas residuárias por meio de filtração com BC à base de bagaço de laranja, registrando que também nenhuma análise atendeu ao parâmetro, embora tenha havido redução que se aproximou do valor apresentado pela companhia de abastecimento local.

Guan *et al*. (2020) avaliaram a remoção de *E. coli* da água de lago por meio de filtragem com apenas areia (88%) e com adição de BC de palha de trigo (84%) e de madeira de salgueiro (79%), concluindo, portanto, que as propriedades das biomassas influenciam na capacidade de adsorção, bem como que a retenção desenvolvida pelo BC pode ser inferior ao meio filtrante arenoso devido à interferência de fatores como pH e condutividade.

Ainda que menores, as eficiências de sistemas com BC, mesmo com área superficial menor, como apontou a análise BET, foram viáveis e significativas, pois não se distanciaram consideravelmente das metodologias comparadas, bem como foram importantes para atuação de demais parâmetros da filtração lenta.

A descontaminação de coliformes (totais e termotolerantes) utilizando BC composto pelo resíduo das cascas de amendoim não foi verificada pela literatura. Sendo assim, este trabalho se mostrou comprometido a contribuir para a lacuna de pesquisas voltada à remoção destes contaminantes em águas destinadas ao consumo humano.

Em contrapartida, os resultados para coliformes totais e termotolerantes não puderam ser confrontados com as recomendações da portaria de potabilidade, visto que não ocorreu a etapa de desinfecção, a qual foi considerada relevante para as águas tratadas pelos filtros deste estudo devido à limitação de detecção do equipamento de análise.

O comportamento estatístico da redução de coliformes termotolerantes se assemelhou ao de coliformes totais. Sendo assim, todos os grupos tiveram a normalidade testada pelo método de Shapiro-Wilk e não elucidaram tendência para distribuição normal (p-valor < 0,05). Desse modo, com o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis (p-valor obtido no teste < 0,05; Tabela 19), as combinações com a AB apontaram expressiva divergência para a estatística observada, porém somente a análise pareada AB-FAC teve diferença estatisticamente significativa em virtude do valor crítico designado pelo teste. Por outro lado, não foi encontrada considerável diferença estatística entre os filtros, o que respondeu, para os coliformes termotolerantes, que as unidades de filtração atingiram eficiência semelhante.

Tabela 19: Análise estatística dos coliformes termotolerantes.

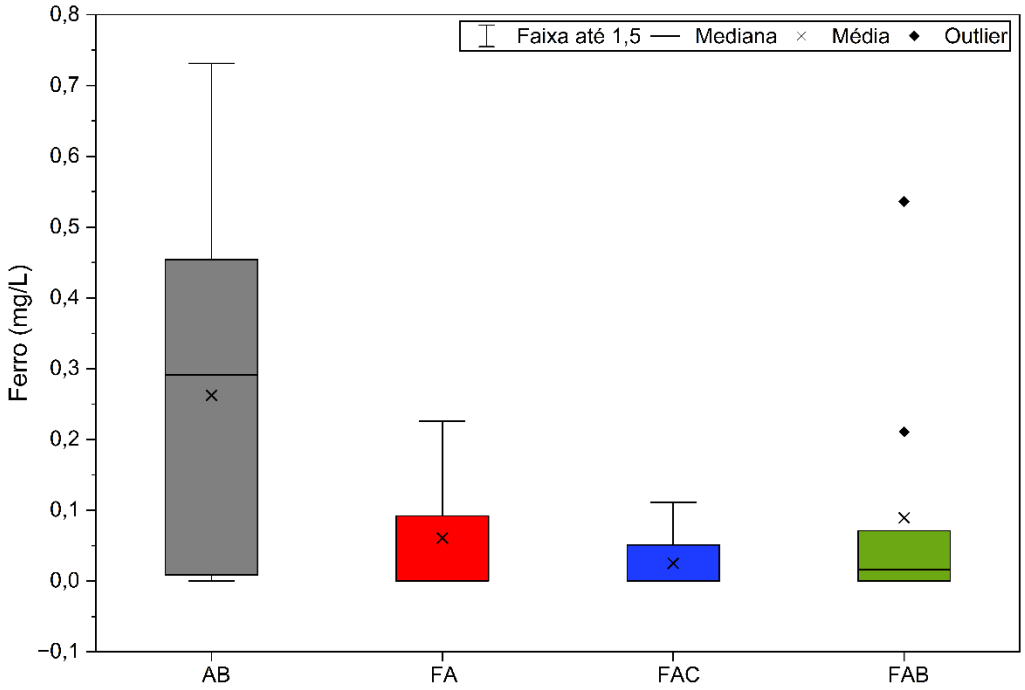
Fatores Comparados	Diferença Observada	Diferença Crítica	Diferença
AB – FA	13,25	13,79	Não
AB – FAB	12,20	13,79	Não
AB – FAC	17,15	13,79	Sim
FA – FAB	1,05	13,79	Não
FA – FAC	3,90	13,79	Não
FAB – FAC	4,95	13,79	Não

Fonte: Autor (2026).

5.4.8 Ferro total

Para o parâmetro ferro total na AB, considerado como dado de entrada, algumas coletas mensais obtiveram valor maior que o permitido por Brasil (2021), isto é, 0,3 mg.L^{-1}. A Figura 33 explicita o panorama da remoção deste elemento no sistema estudado.

Figura 33: Estudo estatístico para ferro total.



Fonte: Autor (2026).

A presença de ferro total na AB foi identificada, tendo em vista que 50% das amostras ultrapassaram o valor normativo limitante, o que comprova a necessidade da precaução com o consumo de águas subterrâneas sem a devida e recomendada verificação dos metais.

Todos os filtros mostraram eficiência para a remoção de ferro total da água. Em relação à EMR, FA, FAC e FAB removeram ferro total nas proporções respectivas de 84,6%, 89,2% e 82,4%. Em face do limite da legislação, FA e FAC alcançaram 100% de enquadramento, visto que todos os valores destes filtros ficaram dentro do permitido. Por outro lado, apenas a amostra de abril do FAB se comportou contrariamente, pois houve acréscimo de ferro na água. Este comportamento, identificado pelo *outlier* da Figura 33, pode ser explicado por suspeitas de oscilações na qualidade da AB ou dos próprios leitos filtrantes, pois a cor aparente, a turbidez e os coliformes totais também foram afetados nesta mesma campanha.

A remoção de ferro total cresceu à medida que aumentava o tempo de operação do sistema de filtração. Este comportamento, também apontado nas análises de Sousa (2023), sugere intensamente que o mecanismo inicial de remoção foi predominantemente físico--químico, em que acontece a oxidação do ferro ferroso solúvel (Fe^{2+}) a ferro férrico insolúvel (Fe^{3+}) em meio ao oxigênio, que, por hidrólise e aglomeração, gera flocos que são filtrados (Sharma *et al*., 2005).

Em relação ainda ao oxigênio, Samsuri, Sadegh-Zadeh e Seh-Bardan (2014), por meio de BC de óleo de palma e casca de arroz para adsorção de diferentes metais potencialmente tóxicos, indicaram que a maior capacidade adsortiva não foi estritramente relacionada à maior área surperficial, sugerindo que esta era menos relevante do que os grupos funcionais oxigenados. Logo, ainda que o CA tenha demonstrado elevada área de superfície em comparação ao BC, como visto pela caracterização BET, ambos os carvões, ricos em oxigênio conforme apontou o FTIR, removeram significativamente o metal ferro.

Além disso, a diminuição da concentração de Fe nas águas filtradas ao longo dos meses mostrou que a remoção físico-química pode ser complementada e aprimorada pela atividade de bactérias oxidantes de ferro, como *Gallionella* e *Leptothrix*, cujo desenvolvimento comumente ocorre na camada *schmutzdecke*, comprovando o elevado grau de relação entre eficiência e atividade biológica (Mardisi *et al*., 2018; Yang *et al*., 2019; Sousa, 2023). Sendo assim, significativa parcela do ferro presente na AB fica retida ainda na camada biológica.

Portanto, quando a AB se apresenta enriquecida em ferro em estado solúvel, a camada microbiana, além de ser formada pelos microrganismos, também pode conter a presença de ferro devido à sua precipitação. Esta conjuntura, portanto, provocou influência na duração das carreiras de filtração (Di Bernardo, 1993; Di Bernardo; Sabogal-Paz, 2008; Michelan, 2010).

Ainda que seja nutriente salutar para a saúde humana, o ferro, em concentrações elevadas na água potável, pode manifestar riscos. A ingestão demasiada de ferro em água potável tem sido relacionada a complicações gastrointestinais, a exemplo de náuseas, vômitos e diarreia, além de potencializar impactos adversos a longo prazo no sistema hepático e nos processos metabólicos. Logo, evidencia-se a necessidade de implementar métodos de tratamento de água, como filtração e troca iônica, a fim de diminuir a contaminação por ferro e assegurar o abastecimento de água potável (Afzal *et al*., 2024).

Costa (1980) verificou a eficiência de filtro lento de areia convencional, semelhante ao FA deste estudo, concluindo que os teores de ferro total diminuíram consideravelmente a partir de remoções entre 48% e 98%.

Estudos mais recentes, como o de Andri, Budiman e Taib (2023), cuja água de estudo foi também subterrânea, e de Oloriegbe *et al*. (2024), com água disponível para consumo em áreas rurais, relataram a competência da filtração lenta para redução e enquadramento de ferro em valores menores que 0,3 mg**.**L^{-1}.

Veras e Di Bernardo (2008), em estudo acerca da remoção de ferro em filtros lentos com areia e com CA granular, constataram elevado desempenho de redução do metal nos dois tipos de meios filtrantes, com valores em torno de 92%, mas se percebeu melhor eficiência mediante o uso de carvão.

Silva *et al*. (2023), comparando BC de cascas de amendoim com carvão antracitoso em testes de agitação em *erlenmeyers*, verificaram maior eficiência do carvão obtido do resíduo agrícola (60%) na remoção de ferro no tratamento de água potável em comparação ao desempenho do carvão tradicional (55%).

Este estudo encontrou compatibilidade com trabalhos como o de Sousa (2023), que, adotando resíduo da mineração de caulim em filtros lentos, alcançou remoção média de 74% para o ferro total, bem como o de Eniola e Sizirici (2023), em que as remoções de ferro obtidas foram superiores a 60% em filtro composto por areia e BC de tamareira.

Portanto, a substituição de materiais alternativos pelo carvão adquirido comercialmente tem manifestado eficiência, custo-benefício e respeito ao meio ambiente. Sendo assim, a metodologia de aplicação de BC de cascas de amendoim para minimizar e enquadrar a presença de ferro na água de consumo humano tem sido eficazmente verificada.

Ainda, todos os grupos de dados foram avaliados quanto à normalidade pelo teste de Shapiro-Wilk, que apontou apenas o conjunto da AB com tendência para distribuição normal (p-valor > 0,05). Logo, por meio do teste não paramétrico de Kruskal-Wallis **(**p-valor obtido no teste < 0,05), as combinações com a AB indicaram maior expressividade em relação à estatística observada, o que poderia tender à diferenciação entre os tratamentos, apesar do método testado não ter apontado diferença estatisticamente significativa (Tabela 20). Com comportamento diferente, não se notou entre os filtros significativa diferença estatística, o que simbolizou proximidade qualitativa entre os sistemas e eficiência no tratamento do parâmetro ferro total quando confrontadas AB e AT.

Tabela 20: Análise estatística do ferro total.

Fatores Comparados	**Diferença Observada**	**Diferença Crítica**	**Diferença**
AB - FA	10,20	13,79	Não
AB - FAB	9,15	13,79	Não

AB - FAC	13,05	13,79	Não
FA - FAB	1,05	13,79	Não
FA - FAC	2,85	13,79	Não
FAB - FAC	3,90	13,79	Não

Fonte: Autor (2026).

5.5 Panorama de desempenho do filtro com biocarvão

O filtro com biocarvão (FAB) obteve satisfatórios resultados para tratamento de água subterrânea por meio da filtração lenta. O Quadro 10 apresenta resumo da eficiência físico--química e microbiana de todo sistema filtrante para cada parâmetro analisado, o que possibilitou comparar o FAB com as metodologias convencionais FA e FAC.

Quadro 10: Resumo do desempenho do sistema de filtração lenta.

Parâmetro	**Eficiência do filtro (%)**		
	FA	FAC	FAB
Cor aparente	46,4	50,6	45,7
Cor verdadeira	20,4	33,5	21,2
Condutividade elétrica	13,0	15,7	15,3
pH*	6,0-8,7	6,0-8,4	6,0-8,2
Temperatura*	21,9-29,8	21,4-29,5	21,4-29,4
Turbidez	65,8	67,8	69,5
Coliformes totais	80,9	84,5	79,7
Coliformes termotolerantes	92,6	100	86,7
Ferro total	84,6	89,2	82,4

*pH (adimensional) e Temperatura (ºC): não se considerou remoção, mas controle do parâmetro (intervalo).

Fonte: Autor (2026).

Com base nos dados de remoção para a turbidez, estatisticamente, os três filtros apresentaram desempenho semelhante, tendo o FAB a maior eficiência percentual. Para os parâmetros cor aparente, coliformes (totais e termotolerantes) e ferro total, o FAB demonstrou menor eficiência percentual. Em relação aos parâmetros de controle, o pH se manteve mais estável quanto à neutralidade no FAB, conforme se observa no comportamento da filtração lenta, assim como o FA e FAC. Já a temperatura, conforme o estudo estatístico, obteve pequena variação entre os sistemas.

Contudo as diferenças de desempenho entre os filtros não foram expressivas. Por exemplo, para cor aparente, o FA e o FAC foram superiores ao FAB em 1,51% e 9,68%,

respectivamente; coliformes totais, em 1,48% e 5,68%; termotolerantes, em 6,37% e 13,3%; ferro total, em 2,60% e 7,62%.

Para cor verdadeira e condutividade, o FAB demonstrou desempenho mediano entre os filtros, visto que apenas o FAC teve melhor atuação, sendo superior em 36,7% e 2,55%.

Em termos de caracterização, o filtro com BC (FAB) apresentou significativa semelhança ao CA em algumas análises. No teste EDS, ambos os materiais apresentaram alto teor de carbono, presença de oxigênios e outros elementos em menor recorrência. Quanto ao FTIR, os grupos funcionais encontrados no BC também foram no CA para similares comprimentos de onda. Já na caracterização Raman, as razões de intensidade ID/IG ficaram próximas. Por fim, a análise DLS evidenciou proximidade no tamanho de partículas dos dois materiais. As caracterizações DRX, PZ e BET foram as mais divergentes entre CA e BC.

Diante do desempenho verificado para o BC quando comparado ao convencional CA adquirido comercialmente, bem como visando aperfeiçoar o sistema tradicional composto com areia, mostrou-se possível a aplicação do filtro com BC em áreas rurais, uma vez que não houve ativação do material em vista de propiciar a essas comunidades praticidade e condições favoráveis para o tratamento de água.

6. CONCLUSÃO

Os resultados obtidos a partir do tratamento de água por meio da aplicação de biocarvão de cascas de amendoim, leguminosa amplamente consumida no Brasil e no estado de Sergipe, mostraram-se satisfatórios e indicativos de potencial para adoção de medidas alternativas e sustentáveis. Tal abordagem almejou, sobretudo, beneficiar a população rural por meio de água de melhor qualidade, mitigar a problemática social relacionada ao acesso à água potável, além de avaliar a viabilidade de substituição do carvão ativado comercial, considerando fatores como custo, facilidade e aproveitamento de resíduos.

O rendimento de produção do biocarvão desenvolvido foi de aproximadamente 32%, considerando satisfatório quando comparado a outras biomassas de outros estudos e por ser produto de aproveitamento.

Em relação aos ensaios de caracterização, embora o biocarvão tenha apresentado predominância de carbono na composição, semelhantemente ao carvão ativado, este apresentou estrutura cristalina mais definida e morfologia mais homogênea em relação ao biocarvão, conforme indicado pelas análises de DRX e MEV/EDS. Os grupos funcionais identificados e caracterizados pelo FTIR indicaram presença de elementos químicos importantes para atuar na capacidade adsortiva. O teste Raman indicou menor grau de defeitos no biocarvão em comparação ao carvão ativado. Quanto à estabilidade dos materiais, em meios ácidos e básicos ambos os materiais apresentaram comportamento semelhante, contudo, em meio neutro, o biocarvão demonstrou maior carga superficial, conforme o PZ, favorecendo sua estabilização elétrica. Além disso, os dois carvões obtiveram valores similares para o tamanho das partículas (DLS). Observou-se que o biocarvão obteve área superficial e volume de poros menor que o carvão ativado comercial, justamente por não ter sido ativado, conforme os resultados da análise BET.

Quanto à capacidade adsortiva, avaliada com azul de metileno epelos resultados da análise BET, o carvão ativado demonstrou substancial desempenho de adsorção em relação ao biocarvão, embora este não tenha sido modificado com ativação química ou física, o que justificou seu desempenho inferior.

Sobre o monitoramento dos filtros, os testes estatísticos apontaram ausência de diferença significativa entre os filtros para os parâmetros cor aparente, condutividade, pH, temperatura, turbidez, coliformes totais e termotolerantes e ferro total. Entretanto observou-se diferença estatística significativa entre a água bruta e a água tratada, sugerindo que

estatisticamente os filtros desempenharam eficiência no tratamento de água e de modo semelhante. Logo, apenas a cor verdadeira não se enquadrou no panorama supracitado.

De modo geral, os filtros removeram cor aparente em médias percentuais similares, não tendo o mesmo resultado a cor verdadeira. Para condutividade elétrica, nenhum filtro atendeu plenamente ao enquadramento à referência comparada. Por outro lado, o pH permaneceu no intervalo recomendado pela legislação em 99% das amostras, e a temperatura foi significativamente estável. Quanto à turbidez, os filtros demonstraram desempenho de remoção similar, mas sendo o filtro com biocarvão o de melhor comportamento.

Diante das análises microbiológicas, embora com reduções, constatou-se a necessidade da fase de desinfecção das águas filtradas, visto que o equipamento utilizado possuiu limite de detecção da presença de coliformes nas amostras.

Portanto, diante dos resultados investigados e discutidos com base na literatura e na análise estatística desenvolvida, conclui-se que a aplicação de biocarvão de cascas de amendoim demonstrou potencial como meio filtrante no tratamento de água para consumo humano, contribuindo para o preenchimento de lacunas na literatura sobre a utilização desse resíduo como material adsorvente em sistemas de filtração lenta domiciliar. O biocarvão de cascas de amendoim se revelou promissor sob as perspectivas ambiental e social, mostrando-se viável para comunidades rurais que utilizam águas subterrâneas, semelhantes às analisadas neste estudo.

7. RECOMENDAÇÕES

Ao longo do desenvolvimento deste estudo, foram identificadas recomendações relacionadas à aplicação prática da metodologia, bem como sua viabilidade para pesquisas futuras que podem expandir a compreensão da temática, sendo estes:

• Otimização da preparação do biocarvão: futuras pesquisas para aprimorar as condições de produção do biocarvão, a partir da verificação de mais testes variando temperatura, tempo de detenção e taxa de aquecimento, a fim de aperfeiçoar e ampliar o rendimento;

• Ampliação das matrizes estudadas: verificar em outros estudos o desempenho de filtros lentos com biocarvão para tratamento de água superficial ou residual;

• Avaliação de outros parâmetros: analisar outros indicadores, a exemplo de metais potencialmente tóxicos, como chumbo, cádmio, cromo, os quais são recorrentemente reportados na literatura com biocarvão;

• Combinação no tratamento: avaliar a tecnologia de filtração lenta combinada a outras, como coagulação, desinfecção, membranas;

• Aplicação prática em comunidades rurais: como forma de corresponder ao saneamento ambiental para todos, este estudo se mostrou aplicável, acessível e eficiente para a realidade de comunidades rurais, visto que não foi necessário ativação química e que a estrutura do sistema demonstrou simplicidade e facilidade, mostrando que a engenharia civil com enfoque no saneamento pode cumprir o seu objetivo de forma dinâmica, sustentável e adaptável;

• Verificação em larga escala e a longo prazo: com a aplicação em comunidades rurais, verificar as condições operacionais, econômicas e ambientais para casos em escalas maiores e mais longas;

• Pesquisas futuras: a aplicação do biocarvão é ampla, por isso se sugere o desenvolvimento de estudos com este material para produção de biocombustível, como etanol e metanol, bem como de produtos químicos industriais vastamente utilizados, como acetona; além disso, pode-se verificar o uso do biocarvão para correção ou melhoramento de solos, tratamento de esgotos, produção de energia. Em todos estes casos, além do fator econômico, a pegada de carbono seria significativamente avaliada;

• Especificamente na engenharia: o biocarvão na engenharia civil tem se destacado como material sustentável e de elevado desempenho em conformidade com a economia circular, com aplicações visando aumentar a durabilidade e aprimorar as propriedades físicas de materiais de construção, como argamassa e concreto; além disso, devido à condutividade

elétrica presente no biocarvão, sugere-se o desenvolvimento de estudos com concretos autossensíveis (detectores de danos estruturais) e para blindagem eletromagnética; também podem ser avaliados estudos da implementação do biocarvão em aterros sanitários ou asfaltos modificados.

Portanto, observa-se amplo cenário de investigações como fruto desta pesquisa. Sendo assim, é recomendável a exploração dos temas e recomendações supracitadas diante da importância do desenvolvimento da ciência e da ampliação da literatura alinhados às necessidades da sustentabilidade global.

REFERÊNCIAS

ABDIYEV, K. *et al*. Review of Slow Sand Filtration for Raw Water Treatment with Potential Application in Less-Developed Countries. **Water**, v. 15, n. 11, 2023. DOI: https://doi.org/10.3390/w15112007.

ABDOLALI, A. *et al*. Typical lignocellulosic wastes and by-products for biosorption process in water and wastewater treatment: a critical review. **Bioresource Technology**, v. 160, p. 57–66, 2014. DOI https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.12.037.

ABDULLAH, M. O.; TAN, I. A. W.; LIM, L. S. Automobile adsorption air-conditioning system using oil palm biomass-based activated carbon: A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 15, n. 4, p. 2061–2072, 2011. DOI: https://doi.org/10.1016/j.rser.2011.01.012.

ADEOSUN, S. *et al*. Mechanical characteristics of groundnut shell particle reinforced polylactide nano fibre. **Matéria**, v. 21, n. 2, p. 482–491, 2016. DOI: https://doi.org/10.1590/S1517-707620160002.0045.

ADESEMUYI, M. F. *et al*. Preparation and characterisation of biochars from elephant grass and their utilisation for aqueous nitrate removal: Effect of pyrolysis temperature. **Journal of Environmental Chemical Engineering,** v. 8, n. 6, p. 104507, 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104507.

AFSHAR, M.; MOFATTEH, S. Biochar for a sustainable future: Environmentally friendly production and diverse applications. **Results in Engineering**, v. 23, n. 102433, 2024. DOI: https://doi.org/10.1016/j.rineng.2024.102433.

AFZAL, I. *et al*. Comparative analysis of heavy metals toxicity in drinking water of selected industrial zones in Gujranwala, Pakistan. **Scientific Reports**, v. 14, n. 1, 30639, 2024. DOI: https://doi.org/10.1038/s41598-024-82138-8.

AHMAD, M. *et al*. Effects of pyrolysis temperature on soybean stover- and peanut shell-derived biochar properties and TCE adsorption in water. **Bioresource Technology**, v. 118, p. 536–544, 2012. DOI: https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.05.042.

AHMAD, M. *et al*. Trichloroethylene adsorption by pine needle biochars produced at various pyrolysis temperatures. **Bioresource Technology**, v. 143, p. 615–622, 2013. DOI: https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.06.033.

AHMED, S. F. *et al*. Threats, challenges and sustainable conservation strategies for freshwater biodiversity. **Environmental Research**, v. 214, n. Pt 1, p. 113808, 2022. DOI: https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.113808.

AHMED, K.; ABDELAMIR, S. H. Development of biological processes for the removal of iron from water intended for the production of drinking water - case of ferruginous waters in Algeria. **International Journal of Hydrology Science and Technology**, v. 13, n. 4, p. 457 - 465, 2022. DOI: https://doi.org/10.1504/IJHST.2022.123165.

AHMED, M. J.; HAMEED, B. H.; KHAN, M. A. Recent advances on activated carbon-based materials for nitrate adsorption: A review. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, v. 169, n. 105856, 2023. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jaap.2022.105856.

AKHTAR, J.; AMIN, N. S. A review on operating parameters for optimum liquid oil yield in biomass pyrolysis. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 16, n. 7, p. 5101–5109, 2012. DOI: https://doi.org/10.1016/j.rser.2012.05.033.

AL-ASADI, S. T. *et al*. Adsorption of methylene blue dye from aqueous solution using low-cost adsorbent: kinetic, isotherm adsorption, and thermodynamic studies. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 195, n. 6, 676, 2023. DOI: https://doi.org/10.1007/s10661-023-11334-2.

ALBUQUERQUE, M. V. da C. *et al*. Filtração direta descendente: conceito, características e aplicações no tratamento de água. **I Congresso Internacional de Meio Ambiente e Sociedade**, 2019.

ALKHARABSHEH, H. M. *et al*. Biochar and its broad impacts in soil quality and fertility, nutrient leaching and crop productivity: A review. **Agronomy**, v. 11, n. 5, p. 993, 2021. DOI: https://doi.org/10.3390/agronomy11050993.

ALMEIDA, M. C.; SILVA, M. M.; PAULA, M. de. Avaliação do desempenho de uma estação de tratamento de água em relação à turbidez, cor e pH da água. **Revista Eletrônica De Gestão E Tecnologias Ambientais (GESTA)**, [S. l.], v. 5, n. 1, p. 25–40, 2017. DOI: https://doi.org/10.9771/gesta.v5i1.17396.

ALVES, G. O. *et al*. Síntese de carvão ativado a partir de cascas de amendoim para adsorção do corante azul de metileno. 2023. 9f. Monografia (Curso Técnico em Química) - Escola Técnica Estadual ETEC Irmã Agostina (Jardim Satélite - São Paulo), São Paulo, 2023.

AMANKWAH, E. *et al*. Application of slow sand filter for greywater treatment at GETFund hostel, UENR, **Sunyani. Scientific African**, v. 30, e03088, 2025. DOI: https://doi.org/10.1016/j.sciaf.2025.e03088.

AMIRTHARAJAH, A. Some Theoretical and Conceptual Views of Filtration. **Journal - American Water Works Association (AWWA)**, v. 80, n. 12, p. 36-46, 1988. DOI: https://doi-org.ez20.periodicos.capes.gov.br/10.1002/j.1551-8833.1988.tb03147.x.

AN, Q. *et al*. Ammonium removal from groundwater using peanut shell based modified biochar: Mechanism analysis and column experiments. **Journal of Water Process Engineering**, v. 43, 102219, 2021. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.102219.

ANA. Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. **Atlas águas: segurança hídrica do abastecimento urbano**. Brasília, 332 p., 2021.

ANA. Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. **Manual de Usos Consuntivos da Água no Brasil**. 2. ed. Brasília, 109 p., 2024a.

ANA. Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2023: informe anual**. Brasília, 118 p., 2024b.

ANDERSON, W. B. *et al*. Influence of design and operating conditions on the removal of MS2 bacteriophage by pilot-scale multistage slow sand filtration. **Journal of Water Supply Research and Technology-Aqua**, v. 58, n. 7, p. 450-462, 2009. DOI: https://doi.org/10.2166/aqua.2009.140.

ANDO, N. *et al*. Comparison of natural organic matter adsorption capacities of super-powdered activated carbon and powdered activated Carbon. **Water Research**, v. 44, n. 14, p. 4127–4136, 2010. DOI: https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.05.029.

ANDREOLI, F. C.; SABOGAL-PAZ, L. P. Household slow sand filter to treat groundwater with microbiological risks in rural communities. **Water Research**, v. 186, 116352, 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116352.

ANDRI, M.; BUDIMAN; TAIB, F. The Effectiveness of Slow Sand Filtration on Reduction of Iron (Fe) and Calcium (CaCO3) Levels in Water. **International Journal of Health, Economics, and Social Sciences (IJHESS)**, v. 5, n. 3, p. 210–215, 2023. DOI: https://doi.org/10.56338/ijhess.v5i3.3788.

ARAÚJO, D. L.; ANDRADE, R. F. Qualidade Físico-Química e Microbiológica da Água Utilizada em Bebedouros de Instituições de Ensino no Brasil: Revisão Sistemática da Literatura. **Brazilian Journal of Health Review**, v. 3, n. 4, p. 7301–7324, 2020. DOI: https://doi.org/10.34119/bjhrv3n4-009.

ARUNKUMAR, T. *et al*. Peanut shell-derived photothermal absorber for solar desalination. **Desalination**, v. 565, n. 116901, 2023. DOI: https://doi.org/10.1016/j.desal.2023.116901.

ATLASBIG, 2023. **Principais produtores de amendoim**. Disponível em: https://www.atlasbig.com/pt-br/paises-por-producao-de-amendoim. Acesso em: 12 de dez de 2024.

ATTALLA, M.; SADEK, S. Experimental investigation of granular activated carbon/R-134a pair for adsorption cooling system applications. **Journal of Power and Energy Engineering**, v. 02, n. 02, p. 11–20, 2014. DOI: http://dx.doi.org/10.4236/jpee.2014.22002.

AZARGOHAR, R. *et al*. Effects of temperature on the physicochemical characteristics of fast pyrolysis bio-chars derived from Canadian waste biomass. **Fuel**, v. 125, p. 90-100, 2014. DOI: https://doi-org.ez20.periodicos.capes.gov.br/10.1016/j.fuel.2014.01.083.

BARRETO, M. F. O. **Caracterização micro-nanoestrutural e química de argamassas de cimento Portland.** 2014. 248f. Tese (Doutorado em Engenharia Metalúrgica, Materiais e de Minas) – Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), Belo Horizonte, MG, 2014.

BAUER, M. J. *et al*. GAC Enhanced Slow Sand Filtration (GAC Sandwich). In: GRAHAM, N.; COLLINS, R. (Orgs.). **Advances in Slow Sand and Alternative Biological Filtration**. [Sl]: John Wiley & Sons, 1996. p. 223–232.

BEHERA, B.; DAS, M.; RANA, G. S. Studies on ground water pollution due to iron content and water quality in and around, Jagdalpur, Bastar district, Chattisgarh, India. **Journal of Chemical and Pharmaceutical Research**, v. 4, n. 8, p. 3803-3807, 2012. Disponível em:

https://www.jocpr.com/articles/studies-on-ground-water-pollution-due-to-iron-content-and-water-quality-in-and-around-jagdalpur-bastar-district-chattisg.pdf.

BELLAMY, W. D.; HENDRICKS, D. W.; LOGSDON, G. S. Slow Sand Filtration: Influences of Selected Process Variables. **Journal - American Water Works Association (AWWA)**, v. 77, n. 12, p. 62–66, 1985. DOI: https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.1985.tb05659.x.

BERGSTRÖM, J. Experimental Characterization Techniques. In: Mechanics of Solid Polymers. **Theory and Computational Modeling,** [S.l.], p. 19–114, 2015. DOI: https://doi.org/10.1016/B978-0-323-31150-2.00002-9.

BETANCOURT, W. Q.; ROSE, J. B. Drinking water treatment processes for removal of *Cryptosporidium* and *Giardia*. **Veterinary parasitology**, v. 126, n. 1–2, p. 219–234, 2004. DOI: https://doi.org/10.1016/j.vetpar.2004.09.002.

BHARATH, G. Enhanced electrochemical performances of peanut shell derived activated carbon and its Fe_3O_4 nanocomposites for capacitive deionization of Cr(VI) ions. **Science of The Total Environment**, v. 691, p. 713-726, 2019. DOI: https://doi-org.ez20.periodicos.capes.gov.br/10.1016/j.scitotenv.2019.07.069.

BIRKHEUER, C. F. *et al*. Qualidade físico-química e microbiológica da água de consumo humano e animal do Brasil: análise sistemática. **Caderno pedagógico Lajeado**, v. 14, n. 1, p. 134-145, 2017. DOI: https://doi.org/10.22410/issn.1983-0882.v14i1a2017.1423.

BLANCO, S. P. D. M. **Monitoramento de águas subterrâneas do aquífero serra geral e avaliação do processo de adsorção para remoção de contaminantes.** Tese (Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química). Universidade Estadual de Maringá. Maringá – PR, 2017.

BOEHM, H. P. Surface oxides on carbon and their analysis: a critical assessment. **Carbon**, v. 40, n.2, p. 145-149, 2002. DOI: https://doi.org/10.1016/S0008-6223(01)00165-8.

BONATO, J. L.; *et al*. Caracterização da casca de amendoim para fins energéticos. **8º Congresso Brasileiro de Carbono**, 2019.

BORÉL, L. D. M. S. **Estudo de aplicação da pirólise rápida em leito de jorro para valorização de resíduos agroindustriais**. 193f. Tese (Doutorado em Engenharia Química) - Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2018.

BRASIL. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. **Manual de controle da qualidade da água para técnicos que trabalham em ETAS /Ministério da Saúde**, **Fundação Nacional de Saúde**. Brasília: FUNASA, 2014.

BRASIL. **Lei nº 14.026, 15 de julho de 2020**. Atualiza o marco legal do saneamento básico e dá outras providências. Diário Oficial da União. Brasília, 2020.

BRASIL. **Lei Nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997**. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos. Brasília, DF. 1997.

BRASIL. **Programa Nacional de Saneamento Rural**. Ministério da Saúde, Fundação Nacional de Saúde. Brasília: Funasa, 260 p. 2019a.

BRASIL. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. **Manual de Saneamento**. – 5.ed. Brasília. 2019b.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria de Consolidação nº 5, de 28 de setembro de 2017**. Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde. Gabinete do Ministério. 926 p., 2017.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria do Gabinete do Ministro (GM) do Ministério da Saúde (MS) n° 888, de 04 de maio de 2021**. Altera o Anexo XX da Portaria de Consolidação GM/MS nº 5, de 28 de setembro de 2017, para dispor sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Gabinete do Ministério. 29 p., 2021.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Portaria nº 396, de 07 de abril de 2008**. Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, v.66, p. 64-68, 2008.

BRASIL. Resolução CONAMA n° 357, de 17 de março de 2005. **Classificação de águas, doces, salobras e salinas do Território Nacional**.

BRIDGEWATER, A. V. Pirólise rápida de biomassa. **Thermal Science**, v. 8, n. 2, p. 21–50, 2004. DOI: https://doi.org/10.2298/TSCI0402021B.

BRIDGWATER, T. Biomass for energy. **Journal of the Science of Food and Agriculture**, v. 86, n. 12, p. 1755-1768, 2006. DOI: https://doi.org/10.1002/jsfa.2605.

BRIDGWATER, A. V. Review of fast pyrolysis of biomass and product upgrading. **Biomass and Bioenergy**, v. 38, p. 68-94, 2012. DOI: https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2011.01.048.

BROWNSORT, P. A. Biomass pyrolysis processes: review of scope, control and variability. **United Kingdom Biochar Research Centre** (UKBRC), London, v. 1, p. 1-39, 2009. Disponível em: https://www.biochar.ac.uk/abstract.php?id=16.

BUDIARTO, A. W. *et al*. The design of slow sand filter with a media of silica sand and granular activated carbon to eliminate iron, manganese, and fecal coliform contents for the Faculty of Nursing in Universitas Indonesia's CWPS. **E3S Web of Conferences**, v. 211, 02017, 2020. DOI: https://doi.org/10.1051/e3sconf/202021102017.

BURBANO, A. A. *et al*. Production, characteristics and use of magnetic biochar nanocomposites as sorbents. **Biomass and Bioenergy**, v. 172, 106772, 2023. DOI: https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2023.106772.

CAETANO, T. *et al*. Abastecimento rural de água: uso e demanda em comunidades do Semiárido e a disponibilidade hídrica das aluviões. **Revista de Gestão de Água da América Latina (REGA)**, v. 17, n. 1, 2020. DOI: https://doi.org/10.21168/rega.v17e8.

CAI, J. *et al*. The effect of graphitized carbon on the adsorption and photocatalytic degradation of methylene blue over TiO2/C composites. **RSC Advances**, v. 10, n. 67, p. 40830–40842, 2020. DOI: https://doi.org/10.1039/D0RA01105C.

CARVALHO, L. M.; BRANCHI, B. A. Desafios e propostas para a universalização dos Direitos Humanos à Água e ao Saneamento. **Rev. Bras. de Iniciação Científica (RBIC)**, v. 11, e024010, p. 1-20, 2024. Disponível em: https://periodicoscientificos.itp.ifsp.edu.br/index.php/rbic/article/view/1265.

CARVALHO, R. S. **Produção e caracterização de biocarvão de bagaço de laranja para utilização no pós-tratamento de água residuária**. 2018. 149 f. Tese (Doutorado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) – Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão, SE, 2018.

CAWST. Centre for Affordable Water and Technology. **Biosand filter construction manual**. Calgary, Alberta, Canada, 2012.

CETESB. **Companhia Ambiental do Estado de São Paulo**. Apêndice D - Significado Ambiental e Sanitário das Variáveis de Qualidade, 46 p., 2013.

CHA, Z. *et al*. Removal of oil and oil sheen from produced water by pressure-assisted ozonation and sand filtration. **Chemosphere**, v. 78, n. 5, p. 583–590, 2010. DOI: https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.10.051.

CHA, J. S. *et al*. Production and utilization of biochar: A review. **Journal of Industrial and Engineering Chemistry**, v. 40, p. 1-15, 2016. DOI: https://doi-org.ez20.periodicos.capes.gov.br/10.1016/j.jiec.2016.06.002.

CHEN, Y. *et al*. Application studies of activated carbon derived from rice husks produced by chemical-thermal process--a review. **Advances in Colloid and Interface Science**, v. 163, n. 1, p. 39–52, 2011. DOI: https://doi.org/10.1016/j.cis.2011.01.006.

CHEN, T. *et al*. Influence of pyrolysis temperature on characteristics and heavy metal adsorptive performance of biochar derived from municipal sewage sludge. **Bioresource Technology**, v. 164, p. 47–54, 2014. DOI: https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.04.048.

CHEN, J. *et al*. A complete review on the oxygen-containing functional groups of biochar: Formation mechanisms, detection methods, engineering, and applications. **The Science of the Total Environment**, v. 946, n. 174081, p. 174081, 2024a. DOI: https://doi-org.ez20.periodicos.capes.gov.br/10.1016/j.scitotenv.2024.174081.

CHEN, D. H. *et al*. Micro- and Mesoporous Structural Effects of Beta Zeolites for Volatile Organic Compound Sorption. **Langmuir**, v. 40, n. 19, p. 10346–10354, 2024b. DOI: https://doi.org/10.1021/acs.langmuir.4c01074.

CHEN, J. *et al*. Adsorption of Fe-modified peanut shell biochar for Pb(II) in mixed Pb(II), Cu(II), Ni(II) solutions. **Scientific Reports**, v. 15, n. 1, p. 13558, 2025. DOI: https://doi.org/10.1038/s41598-025-97042-y.

CHRIST, R. D.; WERNLI, R. L., Sr. **The ocean environment.** In: The ROV Manual. 2ª ed. Elsevier, 2014. p. 21–52. DOI: https://doi.org/10.1016/B978-0-08-098288-5.00002-6.

CHUN, Y. *et al*. Compositions and sorptive properties of crop residue-derived chars. **Environmental Science & Technology**, v. 38, n. 17, p. 4649–4655, 2004. DOI: https://doi.org/10.1021/es035034w.

CLARKE, S. P. **Development of Hierarchical Magnetic Nanocomposite Materials for Biomedical Applications**. 195f. Tese (Doutorado em Filosofia) - Dublin City University, 2013.

CODEVASF. Companhia de Desenvolvimento do Vale Do São Francisco. **Projeto "Filtro Lento de Areia em Dupla Camada no Distrito de Pilar", Município de Jaguarari, Bahia, instalado pela 6ª SR da Codevasf"**. Brasília, 2021.

COLTER, A.; MAHLER, R. L. **Iron in Drinking Water, A Pacific Northwest Extension Publication.** University of Idaho, Oregon State University and Washington State University in cooperation with University of Alaska, Fairbanks. 2006. Disponível: http://www.cals.uidaho.edu/edComm/pdf/pnw/pnw589.pdf.

CONAB. Companhia Nacional de Saneamento. **Série Histórica Produção Total de Amendoim**. 2025. Disponível em: https://www.gov.br/conab/pt-br/atuacao/informacoes-agropecuarias/safras/series-historicas/graos/amendoim/amendoimtotalseriehist.xls/view. Acesso em: 22 de janeiro de 2026.

COSTA, R. H. R. **Estudos comparativos da eficiência de filtros lentos de areia convencionais e de fluxo ascendente**. 1980. 271f. Dissertação (Mestre em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, São Paulo, 1980.

CRITTENDEN, J. C. *et al*. **MWH's water treatment: Principles and design**. 3. ed. Chichester, England: John Wiley & Sons, 2012. DOI: https://doi.org/10.1002/9781118131473.

CRUZ, G. J. R. **Parâmetros físico-químicos e microbiológicos da água dos bebedouros de escolas públicas estaduais de tempo integral de Teresina- PI**. 2018. Trabalho de Conclusão de Curso - Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Piauí, Teresina, 2018.

D'ALESSIO, M. *et al*. Pharmaceutically active compounds: Their removal during slow sand filtration and their impact on slow sand filtration bacterial removal. **The Science of the Total Environment**, v. 524–525, p. 124–135, 2015. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.04.014.

D'ALESSIO, M. *et al*. A low-cost water-treatment system for potable water supplies in developing countries and after a natural disaster: ability to remove total coliforms and *E. coli*. **Clean Technologies and Environmental Policy**, v. 18, n. 3, p. 925–934, 2016. DOI: https://doi.org/10.1007/s10098-015-1074-y.

DAI, L. *et al*. Tuning oxygenated functional groups on biochar for water pollution control: A critical review. **Journal of Hazardous Materials**, v. 420, 126547, 2021. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126547.

DAI, Y. *et al*. Multifunctional biomass carbon fiber aerogel based on resource utilization of agricultural waste-peanut shells for fast and efficient oil–water/emulsion separation. **Materials Science & Engineering. B**, v. 283, n. 115819, 2022. DOI: https://doi.org/10.1016/j.mseb.2022.115819.

DAMASCENO, N. L. de A. **Relatório técnico de perfuração de poços tubulares**. São Cristóvão: Sondar - Hidrogeologia Consultoria e Perfuração Ltda, 2010.

DAS, S. *et al*. Solid waste management: Scope and the challenge of sustainability. **Journal of Cleaner Production**, v. 228, p. 658–678, 2019. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.04.323.

DAVIS, J. P.; DEAN, L. L. Peanut Composition, Flavor and Nutrition. In: **Peanuts**. [S.l.] Elsevier, p. 289–345, 2016. DOI: https://doi.org/10.1016/B978-1-63067-038-2.00011-3.

DAVIS, S. W.; POWERS, S. Alternative sorbents for removing MTBE from ground water contaminated with gasoline. **Journal of Environmental Engineering**, ASCE, v. 126, n. 4, p. 354–360, 2000. DOI: https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(2000)126:4(354).

DELIYANNI, E. A. *et al*. Activated carbons for the removal of heavy metal ions: A systematic review of recent literature focused on lead and arsenic ions. **Open Chemistry**, v. 13, n. 1, 2015. DOI: https://doi.org/10.1515/chem-2015-0087.

DELLA ROCCA, P. A. *et al*. Pyrolysis of hardwoods residues: on kinetics and chars characterization. **Biomass and Bioenergy**, v. 6, n. 1, p. 79-88, 1999. DOI: https://doi.org/10.1016/S0961-9534(98)00067-1.

DELLINGER, B. *et al*. The role of combustion-generated radicals in the toxicity of PM2.5. Proceedings of the Combustion Institute. **International Symposium on Combustion**, v. 28, n. 2, p. 2675–2681, 2000. DOI: https://doi.org/10.1016/S0082-0784(00)80687-6.

DERYLO-MARCZEWSKA, A. *et al*. The effect of oxidative modification of activated carbon on adsorption of aromatic compounds from aqueous solutions. **Molecules** (Basel, Switzerland), v. 30, n. 18, p. 3810, 2025. DOI: https://doi.org/10.3390/molecules30183810.

DI BERNARDO, L. Métodos e técnicas de tratamento de água. Rio de Janeiro, **Abes**, v. 2, 1993.

DI BERNARDO, L. **Tratamento de água para abastecimento por filtração direta**. Rio de Janeiro: ABES, Projeto PROSAB, RiMa, 498 p., 2003.

DI BERNARDO, L. **Tratamento de águas de abastecimento por filtração em múltiplas etapas**. Rio de Janeiro: ABES, 1999.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D. B. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. São Carlos: RiMa, 2005.

DI BERNARDO, L.; RIVERA, A. E. **Influence of sand uniformity coefficient on slow sand filtration performance**. In: Advances in Slow Sand and Alternative Biological Filtration. Inglaterra: John Wiley & Sons Ltd, 1996.

DI BERNARDO, L.; SABOGAL PAZ, L. P. Seleção de Tecnologias de Tratamento de Água. São Carlos: **Editora LDIBE LTDA**, v1, 878 p. e v2, 682p, 2008.

DIAO, R. *et al*. Synergistic effect of physicochemical properties and reaction temperature on gasification reactivity of walnut shell chars. **Energy Conversion and Management**, v. 204, n. 112313, 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.enconman.2019.112313.

DIZER, H. *et al*. Contribution of the colmation layer to the elimination of coliphages by slow sand filtration. **Water Science and Technology**, v. 50, n. 2, p. 211–214, 2004. DOI: https://doi.org/10.2166/wst.2004.0127.

DJILANI, C. *et al*. Adsorption of dyes on activated carbon prepared from apricot stones and commercial activated carbon. **Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers**, v. 53, p. 112–121, 2015. DOI: https://doi-org.ez20.periodicos.capes.gov.br/10.1016/j.jtice.2015.02.025.

DONG, J. *et al*. Adsorption of copper ion from solution by polyethylenimine modified wheat straw. **Bioresource Technology Reports**, v. 6, p. 96–102, 2019. DOI: https://doi.org/10.1016/j.biteb.2019.02.011.

DONG, S. *et al*. La^{3+}/$La(OH)_3$ loaded magnetic cationic hydrogel composites for phosphate removal: Effect of lanthanum species and mechanistic study. **Water Research**, v. 126, p. 433–441, 2017. DOI: https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.09.050.

DONISON, K. S. **Household scale slow sand filtration in the Dominican Republic**. 2004. 83f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) - Instituto de Tecnologia de Massachusetts, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, 2004.

DU, J. *et al*. The biosorption capacity of biochar for 4-bromodiphengl ether: study of its kinetics, mechanism, and use as a carrier for immobilized bacteria. **Environmental Science and Pollution Research International**, v. 23, n. 4, p. 3770–3780, 2016. DOI: https://doi-org.ez20.periodicos.capes.gov.br/10.1007/s11356-015-5619-8.

DUAN, Q. *et al*. Ba-modified peanut shell biochar (PSB): preparation and adsorption of Pb(II) from water. **Water Science and Technology**, v. 88, n. 7, p. 1795-1820, 2023. DOI: https://doi.org/10.2166/wst.2023.305.

DUARTE, L. D. A. C. *et al*. Aplicações de Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV) e Sistema de Energia Dispersiva (EDS) no Estudo de Gemas: exemplos brasileiros. **Pesquisas em Geociências**, v. 30, n. 2, p. 3-15, 2003. DOI: https://doi.org/10.22456/1807-9806.19585.

DUC, P. A. *et al*. Groundnut shell - a beneficial bio-waste. **Biocatalysis and Agricultural Biotechnology**, v. 20, 101206, 2019. DOI: https://doi.org/10.1016/j.bcab.2019.101206.

DURAND FILHO, C. R. **Caracterização da qualidade da água de Pau dos Ferros quanto a parâmetros físico-químicos**. 50f. Centro Multidisciplinar de Pau dos Ferros. Trabalho de Conclusão de Curso - Universidade Federal Rural do Semi-Árido. 2019.

DUSSERT, B. W.; TRAMPOSCH, W. G. Impact of Support Media and Properties on the Biological Treatment of drinking Water. In: GRAHAM, N.; COLLINS, R. (Orgs.). **Advances in Slow Sand and Alternative Biological Filtration**. 1. [S.l.]: John Wiley & Sons, 1996. p. 168–176.

EDZWALD, J. K. Water quality & treatment: a handbook on drinking water. 6 ed. Denver: **American Water Works Association**, 2011.

EL HAJJOUJI, H. *et al*. Chemical and spectroscopic analysis of olive mill waste water during a biological treatment. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 11, p. 4958–4965, 2008. DOI: https://doi-org.ez20.periodicos.capes.gov.br/10.1016/j.biortech.2007.09.025.

ELISIÁRIO, P. V. S. Adsorção de azul de metileno por carvão ativado em processo contínuo e em batelada. 2018. 39f. Monografia (Bacharel em Química Tecnológica) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2018.

ELKHALIFA, S. *et al*. Food waste to biochars through pyrolysis: A review. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 144, p. 310-320, 2019. DOI: https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.01.024.

ELLIOTT, M. A.; DIGIANO, F. A.; SOBSEY, M. D. Virus attenuation by microbial mechanisms during the idle time of a household slow sand filter. **Water Research**, v. 45, n. 14, p. 4092–4102, 2011. DOI: https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.05.008.

ELLIS, K. V.; WOOD, W. E. Slow sand filtration. **Critical Reviews in Environmental Control**, v. 15, n. 4, p. 315–354, 1985.

ENAIME, G. *et al*. Biochar for wastewater treatment—conversion technologies and applications. **Applied Sciences** (Basel, Switzerland), v. 10, n. 10, p. 3492, 2020. DOI: https://doi.org/10.3390/app10103492.

ENIOLA, J. O.; SIZIRICI, B. Investigation of biochar-modified biosand filter performance for groundwater treatment for drinking water purposes: A laboratory and pilot scale study. **Journal of Water Process Engineering**, v. 53, 103914, 2023. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2023.103914.

ERDEM, M. *et al*. Preparation and characterization of a novel activated carbon from vine shoots by ZnCl2 activation and investigation of its rifampicine removal capability. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 227, n. 7, 2016. DOI: https://doi-org.ez20.periodicos.capes.gov.br/10.1007/s11270-016-2929-5.

FARAJI, M.; SAIDI, M. Process simulation and optimization of groundnut shell biomass air gasification for hydrogen-enriched syngas production. **International journal of hydrogen energy**, v. 47, n. 28, p. 13579–13591, 2022. DOI: https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2022.02.105.

FARIA, D. L. A.; SANTOS, L. G. C.; GONÇALVES, N. S. Uma Demonstração Sobre o Espalhamento Inelástico de Luz: Repetindo o Experimento de Raman. **Química Nova**, v. 20, n. 3, 1997. DOI: https://doi.org/10.1590/S0100-40421997000300014.

FEI-LING, P. *et al*. Peanut shells derived solid acid catalyst for biodiesel production. **ARPN Journal of Engineering and Applied Sciences**, v. 10, n. 17, 2015. Disponível em: https://www.arpnjournals.com/jeas/research_papers/rp_2015/jeas_0915_2625.pdf.

FEITOSA, F. A. C. (Coord.) *et al*. **Hidrogeologia: conceitos e aplicações**. 3 ed., rev. e ampl., 812 p., Rio de Janeiro: CPRM; Recife: LABHID, 2008.

FENG, Y. *et al*. Experimental investigations on microstructure and adsorption property of heat--treated coal chars. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, v. 104, p. 559–566, 2013. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jaap.2013.05.013.

FENG, X.; LI, X.; SU, B. Photocatalytic degradation performance of antibiotics by peanut shell biochar anchored NiCr-LDH nanocomposites fabricated by one-pot hydrothermal protocol. **Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects**, v. 666, 131337, 2023. DOI: https://doi.org/10.1016/j.colsurfa.2023.131337.

FERMANELLI, C. S. *et al*. Pyrolysis and copyrolysis of three lignocellulosic biomass residues from the agro-food industry: A comparative study. **Waste Management**, v. 102, p. 362–370, 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.10.057.

FERRAZ, G. S. **Diagnóstico do Abastecimento de Água na Zona Urbana do Município de Morro Redondo – RS**. 45f. Trabalho de Conclusão de Curso - Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 2016.

FERREIRA FILHO, S.S. **Estudo comparativo do comportamento hidráulico de meios filtrantes de areia-antracito e areia-carvão ativado granular no tratamento de água**. 1993. 407 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 1993.

FERRER-ERES, M. A. *et al*. Archaeopolymetallurgical study of materials from an Iberian culture site in Spain by scanning electron microscopy with X-ray microanalysis, chemometrics and image analysis. **Microchemical Journal**, v. 95, n. 2, p. 298–305, 2010. DOI: https://doi.org/10.1016/j.microc.2010.01.003.

FILIPE, V.; HAWE, A.; JISKOOT, W. Critical Evaluation of Nanoparticle Tracking Analysis (NTA) by NanoSight for the Measurement of Nanoparticles and Protein Aggregates. **Pharmaceutical Research**, v. 27, n. 5, p. 796–810, 2010. DOI: https://doi.org/10.1007/s11095-010-0073-2.

FISH, K.; OSBORN, A. M.; BOXALL, J. B. Biofilm structures (EPS and bacterial communities) in drinking water distribution systems are conditioned by hydraulics and influence discolouration. **The Science of the Total Environment**, v. 593–594, p. 571–580, 2017. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.176.

FITRIANI, N. *et al*. Performance of geotextile-based slow sand filter media in removing total coli for drinking water treatment using system dynamics modelling. **Heliyon**, v. 6, n. 9, e04967, 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e04967.

FLETCHER, A.; SOMORIN, T.; ALADEOKIN, O. Production of High Surface Area Activated Carbon from Peanut Shell by Chemical Activation with Zinc Chloride: Optimisation

and Characterization. **BioEnergy Research**, v. 17, p. 467–478, 2023. DOI: https://doi.org/10.1007/s12155-023-10683-7.

FLETCHER, A. J.; YÜZAK, Y.; THOMAS, K. M. Adsorption and desorption kinetics for hydrophilic and hydrophobic vapors on activated carbon. **Carbon**, v. 44, n. 5, p. 989–1004, 2006. DOI: https://doi-org.ez20.periodicos.capes.gov.br/10.1016/j.carbon.2005.10.020.

FONSECA, J. E. *et al*. Poluição da Água e solo por agrotóxicos. **Revista Científica E-Locução**, v. 1, n. 15, p. 90-99, 2019. https://doi.org/10.57209/e-locucao.v1i15.183.

FORTES, A. C. C.; BARROCAS, P. R. G.; KLIGERMAN, D. C. A vigilância da qualidade da água e o papel da informação na garantia do acesso. **Saúde em Debate**, v. 43, n. spe3, p. 20–34, 2019. DOI: https://doi.org/10.1590/0103-11042019S302.

FRANQUETO, R. O uso de farinha de cascas de banana e de cascas de pinhão para a remoção da cor e turbidez de água de abastecimento por meio de adsorção. **Revista de Engenharia e Tecnologia**, v. 12, n. 1, p. 173-177, 2020. Disponível em: https://revistas.uepg.br/index.php/ret/article/view/14403.

FREGOLENTE, L. G. *et al*. Effects of chemical aging on carbonaceous materials: Stability of water-dispersible colloids and their influence on the aggregation of natural-soil colloid. **The Science of the Total Environment**, v. 903, n. 166835, 2023. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166835.

FREITAS, B. L. S. **Filtros lentos em escala domiciliar como alternativa de tratamento de águas com risco microbiológico em comunidades isoladas**. 2017. 206f. Dissertação (Mestrado em Ciências: Engenharia Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2017.

FREITAS, R. A. **Adsorção dos fármacos paracetamol e propranolol utilizando casca de amendoim como adsorvente**. 2022. 57 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Química) — Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2022. Disponível em: https://repositorio.ufpe.br/handle/123456789/47856.

FREITAS, B. L. S.; TERIN, U. C.; SABOGAL-PAZ, L. P. Household slow sand filters in intermittent and continuous flow for a long-term surface water treatment: Efficiencies assessment and operational challenges. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 11, n. 3, 110090, 2023. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jece.2023.110090.

GANESAN, A. *et al*. Pyrolytic conversion of construction, renovation, and demolition (CRD) wood wastes in Québec to biochar: Production, characterization, and identifying relevant stability indices for carbon sequestration. **The Science of the Total Environment**, v. 965, n. 178650, p. 178650, 2025. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2025.178650.

GAO, L. *et al*. Relative distribution of Cd^{2+} adsorption mechanisms on biochars derived from rice straw and sewage sludge. **Bioresource Technology**, v. 272, p. 114-122, 2019. DOI: https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.09.138.

GARCÍA-ÁVILA, F. *et al*. Integration of high-rate filtration using waste-derived biochar as a potential sustainable technology for drinking water supply. **Biochar**, v. 5, n. 62, 2023. DOI: https://doi.org/10.1007/s42773-023-00256-4.

GILROY, E. L. *et al*. Viscosity of aqueous DNA solutions determined using dynamic light scattering. **Analyst**, v. 136, n. 20, p. 4159-4163, 2011. DOI: https://doi-org.ez20.periodicos.capes.gov.br/10.1039/C1AN15475C.

GOLDSTEIN, J. I. *et al*. **Scanning Electron Microscopy and X-Ray Microanalysis**. 4ª ed. Boston, MA: Springer US, 2017.

GOMES, M. A. F.; PEREIRA, L. C. Cenário mundial dos recursos hídricos subterrâneos. **Revista Científica Multidisciplinar Núcleo do Conhecimento**, v. 15, p. 79-97, 2020. Disponível em: https://www.nucleodoconhecimento.com.br/meio-ambiente/cenario-mundial.

GOMES, U. A. F.; PENA, J. L.; QUEIROZ, J. T. M. (Orgs.) **Dicionário de saneamento básico [livro eletrônico]: pilares para uma gestão participativa nos municípios**. Belo Horizonte, MG: Projeto SanBas, 2022.

GONÇALVES, R. A. **Análise da potabilidade da água consumida em residências na cidade de Barra do Garças/MT**. 83f. Trabalho de Conclusão de Curso – Universidade Federal de Mato Grosso, Barra do Garças, 2020.

GONZÁLEZ-GARCÍA, P. Activated carbon from lignocellulosics precursors: A review of the synthesis methods, characterization techniques and applications**. Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 82, p. 1393–1414, 2018. DOI: https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.04.117.

GOTTINGER, A. M. *et al*. The effectiveness of slow sand filters to treat Canadian rural prairie water. **Canadian Journal of Civil Engineering**, v. 38, n. 4, p. 455–463, 2011. DOI: https://doi-org.ez20.periodicos.capes.gov.br/10.1139/l11-018.

GUAN, P. *et al*. Removal of *Escherichia coli* from lake water in a biochar-amended biosand filtering system. **Ecological Engineering**, v. 150, 105819, 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.105819.

GUARDA, V. L. de M.; SILVA, F. C. **Conhecendo a água**. Brasília, DF: Ensinar Digital: Fundação Renova, 2024. (Coleção monitoramento hídrico participativo; v. 2) ISBN 978-65-983004-0-1.

GUCHI, E. Review on slow sand filtration in removing microbial contamination and particles from drinking water. **American Journal of Food and Nutrition**, v. 3, n. 2, p. 47–55, 2015. Disponível em: https://www.sciepub.com/ajfn/abstract/4201.

GUILARDUCI, V. V. S. *et al*. Adsorção de fenol sobre carvão ativado em meio alcalino. **Quimica nova**, v. 29, n. 6, p. 1226–1232, 2006. DOI: https://doi.org/10.1590/S0100-40422006000600015.

GUILHEN, S. N. **Síntese e caracterização de biocarvão obtido a partir do resíduo de coco de macaúba para remoção de urânio de soluções aquosas**. 2018. 324p. Tese (Doutorado em

Tecnologia Nuclear). Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, IPEN-CNEN/SP, São Paulo, 2018.

GUMUSTAS, M. *et al*. Effect of polymer-based nanoparticles on the assay of antimicrobial drug delivery systems. In: **Multifunctional Systems for Combined Delivery, Biosensing and Diagnostics**. [S.l.]: Elsevier, 2017. p. 67–108. DOI: https://doi.org/10.1016/B978-0-323-52725-5.00005-8.

GUO, X.; LIU, H.; ZHANG, J. The role of biochar in organic waste composting and soil improvement: A review. **Waste Management**, v. 102, p. 884-899, 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.12.003.

GUPTA, D. P.; SUNITA; SAHARAN, J. P. Physiochemical Analysis of Groundwater of Selected Area of Kaithal City (Haryana), India. **Researcher**, v. 1, n. 2, p. 1-5, 2009. Disponível em: https://www.sciencepub.net/researcher/0102/01_0563_dD_P_GUPTA.pdf.

GWENZI, W. *et al*. Biochar production and applications in sub-Saharan Africa: opportunities, constraints, risks and uncertainties. **Journal of Environmental Management**, v. 150, p. 250–261, 2015. DOI: http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.11.027.

GWENZI, W. *et al*. Biochar-based water treatment systems as a potential low-cost and sustainable technology for clean water provision. **Journal of Environmental Management**, v. 197, p. 732–749, 2017. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.03.087.

HABERT, A. C.; BORGES, C. P.; NOBREGA, R. **Processos de separação com membranas**. Rio de Janeiro: E-papers, 180p, 2006.

HAGEMANN, N. *et al*. Activated carbon, biochar and charcoal: Linkages and synergies across pyrogenic carbon's ABCs. **Water**, v. 10, n. 2, p. 182, 2018. DOI: https://doi.org/10.3390/w10020182.

HAN, X. *et al*. Removal of methylene blue from aqueous solution using porous biochar obtained by KOH activation of peanut shell biochar. **BioResources**, v. 10, n. 2, p. 2836-2849, 2015. Disponível em: https://bioresources.cnr.ncsu.edu/resources/removal-of-methylene-blue-from-aqueous-solution-using-porous-biochar-obtained-by-koh-activation-of-peanut-shell-biochar/.

HANCOCK, B. C. *et al*. Comparison of the mechanical properties of the crystalline and amorphous forms of a drug substance. **International Journal of Pharmaceutics**, v. 241, n. 1, p. 73–85, 2002. DOI: https://doi.org/10.1016/S0378-5173(02)00133-3.

HASHEM, H. M.; EL-MAGHRABEY, M.; EL-SHAHENY, R. Inclusive study of peanut shells derived activated carbon as an adsorbent for removal of lead and methylene blue from water. **Scientific Reports**, v. 14, n. 1, 13515, 2024. DOI: https://doi.org/10.1038/s41598-024-63585-9.

HASSAN, P. A.; RANA, S.; VERMA, G. Making sense of Brownian motion: colloid characterization by dynamic light scattering. Langmuir: **The ACS Journal of Surfaces and Colloids**, v. 31, n. 1, p. 3–12, 2014. DOI: https://doi.org/10.1021/la501789z.

HE, C. *et al*. Future global urban water scarcity and potential solutions. **Nature Communications**, v. 12, n. 1, 4667, 2021. DOI: https://doi.org/10.1038/s41467-021-25026-3.

HE, X. *et al*. FTIR and Raman spectroscopy characterization of functional groups in various rank coals. **Fuel**, v. 206, p. 555–563, 2017. DOI: https://doi.org/10.1016/j.fuel.2017.05.101.

HE, M. *et al*. Waste-derived biochar for water pollution control and sustainable development. **Nature Reviews**. Earth & Environment, v. 3, n. 7, p. 444–460, 2022. Disponível em: https://www.nature.com/articles/s43017-022-00306-8.

HE, R. *et al*. Insight into the Role of the Pore Structure and Surface Functional Groups in Biochar on the Adsorption of Sulfamethoxazole from Synthetic Urine. **Applied Sciences**, v. 14, n. 5, 1715, 2024. DOI: https://doi.org/10.3390/app14051715.

HELLER, L.; PÁDUA, V. L. de. (Orgs.). **Abastecimento de água para consumo humano**. 3ª edição rev. e atual. (2 volumes) – Belo Horizonte: Editora UFMG, 2016.

HENDRICKS, D. W. **Fundamentals of water treatment unit processes: physical, chemical and biological**. New York: Taylor & Francis, 2011.

HERING, J. G.; MAAG, S.; SCHNOOR, J. L. A call for synthesis of water research to achieve the sustainable development goals by 2030. **Environmental Science & Technology**, v. 50, n. 12, p. 6122–6123, 2016. DOI: https://doi.org/10.1021/acs.est.6b02598.

HERRERO, M.; IBAÑEZ, E. Green extraction processes, biorefineries and sustainability: Recovery of high added-value products from natural sources. **The Journal of Supercritical Fluids**, v. 134, p. 252-259, 2018. DOI: https://doi.org/10.1016/j.supflu.2017.12.002.

HO, L. *et al*. Application of powdered activated carbon for the adsorption of cylindrospermopsin and microcystin toxins from drinking water supplies. **Water Research**, v. 45, n. 9, p. 2954-2964, 2011. DOI: https://doi-org.ez20.periodicos.capes.gov.br/10.1016/j.watres.2011.03.014.

HO, L. *et al*. A practical protocol for the experimental design of comparative studies on water treatment. **Water**, v. 11, n. 1, p. 162, 2019. DOI: https://doi.org/10.3390/w11010162.

HONARY, S.; ZAHIR, F. Effect of zeta potential on the properties of nano-drug delivery systems - A review (part 2). **Tropical Journal of Pharmaceutical Research**, v. 12, n. 2, 2013. DOI: https://doi.org/10.4314/tjpr.v12i2.20.

HSU, J. *et al*. Removal of As(V) and As(III) by reclaimed iron-oxide coated sands. **Journal of Hazardous Materials**, v. 153, n. 1–2, p. 817–826, 2008. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.09.031.

HUANG, B. *et al*. Enhanced adsorption capacity of tetracycline on porous graphitic biochar with an ultra-large surface area. **RSC Advances**, v. 13, n. 15, p. 10397–10407, 2023. DOI: https://doi.org/10.1039/D3RA00745F.

HUBADILLAH, S. K. *et al*. Fabrication of low cost, green silica based ceramic hollow fibre membrane prepared from waste rice husk for water filtration application. **Ceramics**

International, v. 44, n. 9, p. 10498–10509, 2018. DOI: https://doi.org/10.1016/j.ceramint.2018.03.067.

HUISMAN, L.; WOOD, W. E. **Slow sand filtration**. World Health Organization. 122 p. Geneva, Switzerland, 1974.

HUNTER, R. J. Zeta potential in colloid science: Principles and applications. San Diego, CA, USA: **Academic Press**, 1981. DOI: https://doi.org/10.1016/C2013-0-07389-6.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico**. IBGE. 2021. Disponível em: https://www.ibge.gov.br/estatisticas/multidominio/meio-ambiente/9073-pesquisa-nacional-de-saneamento-basico.html?edicao=28244&t=resultados. Acesso em: 12 de dezembro de 2024.

IOANNIDOU, O.; ZABANIOTOU, A. Agricultural residues as precursors for activated carbon production—A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 11, n. 9, p. 1966–2005, 2007. DOI: https://doi.org/10.1016/j.rser.2006.03.013.

IPBES. Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. **The Global Assessment Report on Biodiversity and Ecosystem Services**. IPBES secretariat, Bonn, Germany. 56 p. 2019. Disponível em: https://doi.org/10.5281/zenodo.3553579.

IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. Summary for policymakers. In: LEE, H.; ROMERO, J. (Eds.). **Climate change 2023: synthesis report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Geneva, 2023. p. 1-34. Disponível em: www.ipcc.ch/report/ar6/syr/downloads/report/IPCC_AR6_SYR_SPM.pdf.

IVES, K. J. Review paper - Rapid filtration. **Water Research**, v. 4, n. 3, p. 201-223, 1970. DOI: https://doi.org/10.1016/0043-1354(70)90068-0.

JANU, R. *et al*. Biochar surface functional groups as affected by biomass feedstock, biochar composition and pyrolysis temperature. **Carbon Resources Conversion**, v. 4, p. 36–46, 2021. DOI: https://doi.org/10.1016/j.crcon.2021.01.003.

JESUS, M. B.; MICHELAN, D. C. G. S. Potencial de aplicação da casca de amendoim no tratamento de água: revisão sistemática. **Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais**, v. 13, n. 3, p. 61–84, 2025. DOI: https://doi.org/10.9771/gesta.v0i3.67284.

JESUS, M. B.; ROSA, T. S.; MICHELAN, D. C. G. S. Avaliação metodológica da preparação do biocarvão de cascas de amendoim para tratamento de água. **XVII Encontro de Recursos Hídricos em Sergipe**, 2025.

JIANG, D. *et al*. Removal and recovery of phosphate from water by Mg-laden biochar: Batch and column studies. **Colloids and Surfaces A**, v. 558, p. 429-437, 2018. DOI: https://doi.org/10.1016/j.colsurfa.2018.09.016.

KADRE, U. *et al*. Production of paper from Groundnuts shell. **International Journal of Advance Research in Science and Engineering**, v. 7, n. 2, 2018. Disponível em: https://www.ijarse.com/images/fullpdf/1518684129_MCCIA3009IJARSE.pdf.

KAETZL, K. *et al*. Slow sand filtration of raw wastewater using biochar as an alternative filtration media. **Scientific Reports**, v. 10, n. 1, 1229, 2020. DOI: https://doi.org/10.1038/s41598-020-57981-0.

KALAIARASI, R., E. *et al*. Exploring the Potential of Biochar Activated With Phosphoric Acid towards Hexavalent Chromium Removal. **International Research Journal of Pure and Applied Chemistry**, v. 21, n. 20, p. 1-11, 2020. DOI: https://doi.org/10.9734/irjpac/2020/v21i2030278.

KALINKE. C. **Avaliação da potencialidade eletroanalítica de biochar, obtido em diferentes temperaturas, em eletrodos modificados para determinação de espécies de interesse**. 2015. 142 f. Dissertação (Mestrado em Química Analítica). Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 2015.

KANE, S. *et al*. Physical and chemical mechanisms that influence the electrical conductivity of lignin-derived biochar. **Carbon Trends**, v. 5, n. 100088, p. 100088, 2021. DOI: https://doi.org/10.1016/j.cartre.2021.100088.

KARUNAKARAN, K.; USMAN, M.; SILLANPÄÄ, M. A review on superadsorbents with adsorption capacity ≥ 1000 mg g^{-1} and perspectives on their upscaling for water/wastewater treatment. **Sustainability**, v. 14, n. 24, 16927, 2022. DOI: https://doi.org/10.3390/su142416927.

KASHIWASE, H.; FUJS, T. Strains on freshwater resources. In: Pirlea, A. F.; Serajuddin, U.; Thudt, A.; Wadhwa, D.; Welch, M. (Eds.). **Atlas of Sustainable Development Goals 2023.** Washington DC, World Bank, 2023. Disponível em: http://dx.doi.org/10.60616/93HE-J512.

KASZUBA, M. *et al*. High-concentration zeta potential measurements using light-scattering techniques. Philosophical Transactions. **Series A, Mathematical, Physical, and Engineering Sciences**, v. 368, n. 1927, p. 4439–4451, 2010. DOI: https://doi.org/10.1098/rsta.2010.0175.

KAUR, K.; KAUR, R.; KAUR, H. A systematic review of lignocellulosic biomass for remediation of environmental pollutants. **Applied Surface Science Advances**, v. 19, n. 100547, p. 100547, 2024. DOI: https://doi-org.ez20.periodicos.capes.gov.br/10.1016/j.apsadv.2023.100547.

KAYRANLI, B. *et al*. Peanut shell biochar for Rhodamine B removal: Efficiency, desorption, and reusability. **Chemosphere**, v. 364, n. 143056, p. 143056, 2024. DOI: https://doi-org.ez20.periodicos.capes.gov.br/10.1016/j.chemosphere.2024.143056.

KAZAWADI, D.; NTALIKWA, J.; KOMBE, G. A review of intermediate pyrolysis as a technology of biomass conversion for coproduction of biooil and adsorption biochar. **Journal of Renewable Energy**, v. 2021, p. 1–10, 2021. DOI: https://doi.org/10.1155/2021/5533780.

KEILUWEIT, M. *et al*. Dynamic molecular structure of plant biomass-derived black carbon (biochar). **Environmental Science & Technology**, v. 44, n. 4, p. 1247–1253, 2010. DOI: https://doi.org/10.1021/es9031419.

KENNEDY, T. J. *et al*. Determining the operational limits of the biosand filter. **Water Supply**, v. 13, n. 1, p. 56–65, 2013. DOI: https://doi.org/10.2166/ws.2012.075.

KEOWN, D. M. *et al*. Evolution of biomass char structure during oxidation in O2 as revealed with FT-Raman spectroscopy. **Fuel Processing Technology**, v. 89, n. 12, p. 1429–1435, 2008. DOI: https://doi-org.ez20.periodicos.capes.gov.br/10.1016/j.fuproc.2008.07.002.

KHAN, T. *et al*. Modified slow sand filter amended magnetic corncob biochar and zero-valent iron for arsenic removal from drinking water. **Environmental Earth Sciences**, v. 84, n. 235, 2025. DOI: https://doi-org.ez20.periodicos.capes.gov.br/10.1007/s12665-025-12259-4.

KHANDELWAL, K.; NANDA, S.; DALAI, A. K. Machine learning to predict the production of bio-oil, biogas, and biochar by pyrolysis of biomass: a review. **Environmental Chemistry Letters**, v. 22, n. 6, p. 2669–2698, 2024. DOI: https://doi-org.ez20.periodicos.capes.gov.br/10.1007/s10311-024-01767-7.

KHELLADI, R. M. B. *et al*. Sand and activated carbon filtration in removing microorganisms from wastewater. **Desalination and Water Treatment**, v. 236, p. 213–225, 2021. DOI: https://doi.org/10.5004/dwt.2021.27677.

KIM, K. H. *et al*. Influence of pyrolysis temperature on physicochemical properties of biochar obtained from the fast pyrolysis of pitch pine (*Pinus rigida*). **Bioresource Technology**, v. 118, p. 158-162, 2012. DOI: https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.04.094.

KIM, D.; JUNG, G. Effects of Pyrolysis and Ball-Milling on the Physicochemical and Rhodamine B Removal Characteristics of Rice-Bran-Derived Biochar. **Applied Sciences**, v. 13, n. 7, 4288, 2023. DOI: https://doi.org/10.3390/app13074288.

KORHONEN, J.; HONKASALO, A.; SEPPÄLÄ, J. Circular Economy: The Concept and its Limitations. **Ecological Economics**, v. 143, p. 37–46, 2018. DOI: https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.06.041.

KRISHNAMOORTHY, N. *et al*. Biochar seeding properties affect struvite crystallization for soil application. **Soil & Environmental Health**, v. 1, n. 2, p. 100015, 2023. DOI: https://doi.org/10.1016/j.seh.2023.100015.

KUMAR, N.; SINHA, D. K. Drinking water quality management through correlation studies among various physico-chemical parameters: a case study. **International Journal of Environmental Sciences**, v. 1, n. 2, p. 253-259, 2010. Disponível em: https://wikieducator.org/images/0/0b/EIJES1024.pdf.

KUMAR, V. *et al*. Studies on high iron content in water resources of Moradabad district (UP), India. **Water Science**, v. 31, n. 1, p. 44–51, 2017. DOI: https://doi.org/10.1016/j.wsj.2017.02.003.

KUMKUM, P.; KUMAR, S. A review on biochar as an adsorbent for Pb(II) removal from water. **Biomass**, v. 4, n. 2, p. 243–272, 2024. DOI: https://doi.org/10.3390/biomass4020012.

KUZMA, S.; SACCOCCIA, L.; CHERTOCK, M. **25 Countries, Housing One-Quarter of the Population, Face Extremely High Water Stress**. World Resources Institute website, 2023. Disponível em: www.wri.org/insights/highest-water-stressed-countries.

LAGHARI, A. N. *et al*. Performance analysis of water filtration units for reduction of pH, turbidity, solids and electricity conductivity. **Engineering Technology & Applied Science Research**, v. 8, n. 4, p. 3209–3212, 2018. DOI: https://doi.org/10.48084/etasr.2100.

LAMON, A. *et al*. Household slow sand filter efficiency with *schmutzdecke* evaluation by microsensors. **Environmental Technology**, v. 43, n. 26, p. 4042–4053, 2021. DOI: https://doi.org/10.1080/09593330.2021.1939795.

LEE, Y. *et al*. Characteristics of biochar produced from slow pyrolysis of Geodae-Uksae 1. **Bioresource Technology**, v. 130, p. 345–350, 2013. DOI: https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.12.012.

LEE, Y. G. *et al*. Enhanced adsorption capacities of fungicides using peanut shell biochar via successive chemical modification with KMnO4 and KOH. **Separations**, v. 8, n. 4, p. 52, 2021. DOI: https://doi.org/10.3390/separations8040052.

LENG, L. *et al*. An overview on engineering the surface area and porosity of biochar. **The Science of the Total Environment**, v. 763, n. 144204, 2021. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144204.

LI, X. *et al*. Characterization and Analysis of Char Produced by Biomass Fast Pyrolysis. **Asia-Pacific Power and Energy Engineering Conference**, p. 1-4, Chengdu, China, 2010. DOI: 10.1109/APPEEC.2010.5448524. Disponível em: https://ieeexplore.ieee.org/document/5448524.

LI, L. H. *et al*. Super adsorption capability from amorphousization of metal oxide nanoparticles for dye removal. **Scientific Reports**, v. 5, n. 1, p. 9028, 2015. DOI: https://doi-org.ez20.periodicos.capes.gov.br/10.1038/srep09028.

LI, R. *et al*. Adsorptive removal of antibiotics from water using peanut shells from agricultural waste. **RSC Advances**, v. 8, n. 24, p. 13546–13555, 2018. DOI: https://doi.org/10.1039/C7RA11796E.

LI, Y. *et al*. Phosphorus sorption capacity of biochars from different waste woods and bamboo. **International Journal of Phytoremediation**, v. 21, n. 2, p. 145–151, 2019. DOI: https://doi-org.ez20.periodicos.capes.gov.br/10.1080/15226514.2018.1488806.

LI, Y. *et al*. A critical review of the production and advanced utilization of biochar via selective pyrolysis of lignocellulosic biomass. **Bioresource Technology**, v. 312, n. 123614, 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2020.123614.

LI, S. *et al*. Adsorption mechanism of methylene blue on oxygen-containing functional groups modified graphitic carbon spheres: Experiment and DFT study. **Applied Surface Science**, v. 540, 148386, 2021. DOI: https://doi.org/10.1016/j.apsusc.2020.148386.

LI, X. *et al*. Characterization of biochars from woody agricultural wastes and sorption behavior comparison of cadmium and atrazine. **Biochar**, v. 4, n. 27, 2022a. DOI: https://doi.org/10.1007/s42773-022-00132-7.

LI, J. *et al*. Sand and sand-GAC filtration technologies in removing PPCPs: A review. **Science of The Total Environment**, v. 848, 157680, 2022b. DOI: https://doi-org.ez20.periodicos.capes.gov.br/10.1016/j.scitotenv.2022.157680.

LI, W.; MU, B.; YANG, Y. Feasibility of industrial-scale treatment of dye wastewater via bio--adsorption technology. **Bioresource Technology**, v. 277, p. 157–170, 2019. DOI: https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.01.002.

LI, L.; QUINLIVAN, P. A.; KNAPPE, D. R. U. Effects of activated carbon surface chemistry and pore structure on the adsorption of organic contaminants from aqueous solution. **Carbon**, v. 40, n. 12, p. 2085-2100, 2002. DOI: https://doi.org/10.1016/S0008-6223(02)00069-6.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. Campinas: Editora Átomo, 640 p., 2010.

LIBÂNIO, P. A. C.; CHERNICHARO, C. A. de L.; NASCIMENTO, N. de O. A dimensão da qualidade de água: avaliação da relação entre indicadores sociais, de disponibilidade hídrica, de saneamento e de saúde pública. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 10, n. 3, p. 219-228, 2005. DOI: https://doi.org/10.1590/S1413-41522005000300006.

LIMA, R. F. **Influência do leito de contato na eficiência de remoção de ferro de águas subterrâneas**. 2006. 199 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Centro Tecnológico, Universidade Federal do Pará, Belém, 2006.

LIMA, A. de J. **Análise comparativa da eficiência de filtros lentos com meios filtrantes convencional e não convencionais**. 2020. 134 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão, SE, 2020.

LIMA, S. B. **Preparação de carvões ativados a partir do mesocarpo do coco verde, utilizando diferente agentes ativadores**. 121f. Tese (Doutorado em Química) - Instituto de Química, Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2013.

LIU, W.; JIANG, H.; YU, H. Emerging applications of biochar-based materials for energy storage and conversion. **Energy & Environmental Science**, v. 12, n. 6, p. 1751-1779, 2019. DOI: https://doi-org.ez20.periodicos.capes.gov.br/10.1039/C9EE00206E.

LOBO, A. O. *et al*. Caracterização de materiais carbonosos por espectroscopia Raman. **Revista Brasileira de Aplicações de Vácuo**, v. 24, n. 2, 98-103, 2005. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/228656555_Caracterizacao_de_Materiais_Carbonos os_por_Espectroscopia_Raman.

LOGSDON, G. S. *et al*. Slow sand filtration for small water systems. **Journal of Environmental Engineering and Science**, v. 1, n. 5, p. 339–348, 2002. DOI: https://doi-org.ez20.periodicos.capes.gov.br/10.1139/s02-025.

LONDE, L. R. **Eficiência da filtração lenta no tratamento de efluentes de leitos cultivados**. 2002. 91f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola). Universidade Estadual de Campinas. Campinas, 2002.

LÓPEZ-PÉREZ, L.; ZARUBINA, V.; MELIÁN-CABRERA, I. The Brunauer–Emmett–Teller model on alumino-silicate mesoporous materials. How far is it from the true surface area? **Microporous and Mesoporous Materials**, v. 319, n. 111065, p. 111065, 2021. DOI: https://doi.org/10.1016/j.micromeso.2021.111065.

LU, H. *et al*. Characterization of sewage sludge-derived biochars from different feedstocks and pyrolysis temperatures. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**,102, p. 137-143, 2013. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jaap.2013.03.004.

LUBARSKY, H. *et al*. Biological layer in household slow sand filters: Characterization and evaluation of the impact on systems efficiency. **Water,** v. 14, n. 7, 1078, 2022. DOI: https://doi.org/10.3390/w14071078.

LUOYANG, Y. *et al*. Blue coke-based activated carbon adsorbents: Insights into the efficiency and mechanism of methyl blue removal. **Arabian Journal of Chemistry**, v. 17, 105898, 2024. DOI: https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2024.105898.

MA, R. *et al*. Highly efficient reduction of Cr(VI) from industries sewage using novel biomass-driven carbon dots modified TiO2 under sunlight. **Chemical Engineering Journal**, v. 500, 157480, 2024. DOI: https://doi.org/10.1016/j.cej.2024.157480.

MACHADO, C. R. A. *et al*. Avaliação da adsorção de Fenol e Bisfenol A em carvões ativados de diferentes matrizes carbonáceas. **Ambiente e Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 10, n. 4, 2015. DOI: https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1698.

MACIEL, P. M. F.; SABOGAL-PAZ, L. P. Household slow sand filters with and without water level control: continuous and intermittent flow efficiencies. **Environmental Technology**, v. 41, n. 8, p. 944–958, 2020. DOI: https://doi.org/10.1080/09593330.2018.1515988.

MAHMOOD, Q. *et al*. Development of low cost household drinking water treatment system for the earthquake affected communities in Northern Pakistan. **Desalination**, v. 273, n. 2–3, p. 316–320, 2011. DOI: https://doi.org/10.1016/j.desal.2011.01.052.

MAHMOUD, E. R. I. *et al*. Utilizing date palm leaf biochar for simultaneous adsorption of Pb(II) and iodine from aqueous solutions. **Processes (Basel, Switzerland)**, v. 12, n. 7, p. 1370, 2024. DOI: https://doi.org/10.3390/pr12071370.

MAIA, D. S. **Aproveitamento do carvão ativado obtido da casca de castanha de caju no processo de tratamento de águas cinzas**. 90f. Dissertação (Mestrado Profissional em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Tocantins, 2021.

MAIA, I. L. B. O acesso à água potável como direito humano fundamental no direito brasileiro. **Revista do CEPEJ**, v. 20, p. 301-338, 2017. Disponível em: https://periodicos.ufba.br/index.php/CEPEJ/article/view/27165.

MAIYO, J. K.; DASIKA, S.; JAFVERT, C. T. Slow sand filters for the 21st century: A review. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 20, n. 2, p. 1019, 2023. DOI: https://doi.org/10.3390/ijerph20021019.

MALINI, K.; SELVAKUMAR, D.; KUMAR, N. S. Activated carbon from biomass: Preparation, factors improving basicity and surface properties for enhanced CO2 capture capacity – A review. **Journal of CO2 Utilization**, v. 67, 102318, 2023. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jcou.2022.102318.

MANKAD, A.; TAPSUWAN, S. Review of socio-economic drivers of community acceptance and adoption of decentralised water systems. **Journal of Environmental Management**, v. 92, n. 3, p. 380–391, 2011. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.10.037.

MARINHO, B. *et al*. Electrical conductivity of compacts of graphene, multi-wall carbon nanotubes, carbon black, and graphite powder. **Powder Technology**, v. 221, p. 351–358, 2012. DOI: https://doi.org/10.1016/j.powtec.2012.01.024.

MARIYAM, A. *et al*. Efficient batch and Fixed-Bed sequestration of a basic dye using a novel variant of ordered mesoporous carbon as adsorbent. **Arabian Journal of Chemistry**, v. 14, n. 6, 2021. DOI: https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2021.103186.

MARRARA, D. A. F. **Filtração lenta em areia, manta não tecida e carvão ativado como pós-tratamento de efluentes domésticos e reuso**. 2005. 117f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP, 2005.

MARSDEN, J.; HOUSE, I. The Chemistry of Gold Extraction. **Society for Mining, Metallurgy and Exploration** (SME). 2ª ed. Colorado, USA. 2006.

MARSH, H.; RODRIGUEZ-REINOSO, F. **Activated Carbon**. Elsevier Science & Technology Books, 536 p. 2006.

MARSIDI, N.; HASAN, H. A.; ABDULLAH, S. R. S. A review of biological aerated filters for iron and manganese ions removal in water treatment. **Journal of Water Process Engineering**, v. 23, p. 1–12, 2018. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2018.01.010.

MATSUI, Y. *et al*. Branched pore kinetic model analysis of geosmin adsorption on super-powdered activated carbon. **Water Research**, v. 43, n. 12, p. 3095–3103, 2009. DOI: https://doi-org.ez20.periodicos.capes.gov.br/10.1016/j.watres.2009.04.014.

MAURYA, A.; SINGH, M. K.; KUMAR, S. Biofiltration technique for removal of waterborne pathogens. In: **Waterborne Pathogens**. [S.l.] Elsevier, 2020. p. 123–141. DOI: https://doi.org/10.1016/B978-0-12-818783-8.00007-4.

MELO, V. F. *et al*. Soluções alternativas de abastecimento de água em zonas rurais: comparativo e análise entre cinco municípios da Paraíba. **Revista Caderno Pedagógico**, v. 21, n. 8, e6531, 2024. DOI: https://doi.org/10.54033/cadpedv21n8-082.

MENÉNDEZ, J. A. *et al*. Microwave pyrolysis of sewage sludge: analysis of the gas fraction. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, v. 71, n. 2, p. 657–667, 2004. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jaap.2003.09.003.

MICHELAN, D. C. G. S. **Filtração em margem de rio precedendo a filtração lenta, para remoção de carbofurano, em tratamento de água para consumo humano**. 2010. 342f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2010.

MICHELAN, D. C. G. S. *et al*. Desempenho do sistema filtração em margem seguida de filtração lenta retrolavável em Ituporanga Santa Catarina. **Revista DAE**, v. 59, n. 187, p. 28–36, 2011. DOI: http://dx.doi.org/10.4322/dae.2014.078.

MOBARAK, M. B. *et al*. Unveiling the reactor effect: a comprehensive characterization of biochar derived from rubber seed shell via pyrolysis and in-house reactor. **RSC Advances**, v. 14, n. 41, p. 29848–29859, 2024. DOI: https://doi.org/10.1039/D4RA05562D.

MOHADESI, M. *et al*. Simultaneous removal of Pb(II) and Cr(VI) from a steel company wastewater using various green adsorbents: Material characterization and numerical optimization. **Water Practice and Technology**, v. 19, n. 11, p. 4473–4485, 2024. DOI: https://doi.org/10.2166/wpt.2024.266.

MOHANTY, S. K. *et al*. Efficacy of biochar to remove Escherichia coli from stormwater under steady and intermittent flow. **Water Research**, v. 61, p. 288–296, 2014. DOI: http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2014.05.026.

MONTES-MORÁN, M. A. *et al*. On the nature of basic sites on carbon surfaces: an overview. **Carbon**, v. 42, n. 7, p. 1219-1225, 2004. DOI: https://doi-org.ez20.periodicos.capes.gov.br/10.1016/j.carbon.2004.01.023.

MORENO-CASTILLA, C. Adsorption of organic molecules from aqueous solutions on carbon materials. **Carbon**, v. 42, n. 1, p. 83–94, 2004. DOI: https://doi.org/10.1016/j.carbon.2003.09.022.

MUKHERJEE, A.; ZIMMERMAN, A. R.; HARRIS, W. Surface chemistry variations among a series of laboratory-produced biochars. **Geoderma**, v. 163, n. 3–4, p. 247–255, 2011. DOI: https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.04.021.

MURTHA, N. A.; HELLER, L. Avaliação da influência de parâmetros de projeto e das características da água bruta no comportamento de filtros lentos de areia. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, n. 4, p. 267–277, 2003.

NAIR, A. T.; AHAMMED, M. M.; DAVRA, K. Influence of operating parameters on the performance of a household slow sand filter. **Water Science & Technology: Water Supply**, v. 14, n. 4, p. 643–649, 2014. DOI: https://doi.org/10.2166/ws.2014.021.

NAJM, I. N. *et al*. Effect of particle size and background natural organics on the adsorption efficiency of PAC. **Journal - American Water Works Association**, v. 82, n. 1, p. 65–72, 1990. DOI: https://doi-org.ez20.periodicos.capes.gov.br/10.1002/j.1551-8833.1990.tb06907.x.

NASCIMENTO, R. F. *et al*. **Adsorção: aspectos teóricos e aplicações ambientais**. E-book. Fortaleza: Imprensa Universitária, 2014. 256 p. Disponível em: http://www.repositorio.ufc.br/handle/riufc/10267.

NASSER, A. M.; OMAN, S. D. Quantitative assessment of the inactivation of pathogenic and indicator viruses in natural water sources. **Water Research**, v. 33, n. 7, p. 1748–1752, 1999. DOI: https://doi.org/10.1016/s0043-1354(98)00380-7.

NÉMETH, Z. *et al*. Quality by Design-Driven Zeta Potential Optimisation Study of Liposomes with Charge Imparting Membrane Additives. **Pharmaceutics**, v. 14, n. 9, 1798, 2022. DOI: https://doi.org/10.3390/pharmaceutics14091798.

NG, L. Y. F. *et al*. High-energy ball milling for high productivity of nanobiochar from oil palm biomass. **Nanomaterials (Basel, Switzerland)**, v. 12, n. 18, p. 3251, 2022. DOI: https://doi.org/10.3390/nano12183251.

NGAI, T. K. K. *et al*. Design for sustainable development - Household drinking water filter for arsenic and pathogen treatment in Nepal. **Journal of Environmental Science and Health**, Part A, v. 42, n. 12, p. 1879–1888, 2007. DOI: https://doi.org/10.1080/10934520701567148.

NGO, P. L. *et al*. Pathway, classification and removal efficiency of microplastics in wastewater treatment plants. **Environmental Pollution**, v. 255, n. Pt 2, p. 113326, 2019. DOI: https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113326.

NGOUE, D. *et al*. Ceramics for concentrated solar power (CSP): From thermophysical properties to solar absorbers. In: **Advanced Ceramics for Energy Conversion and Storage**. [s.l.] Elsevier, 2020. p. 89–127. DOI: https://doi.org/10.1016/B978-0-08-102726-4.00003-X.

NI' MATUZAHROH, *et al*. Behavior of *schmutzdecke* with varied filtration rates of slow sand filter to remove total coliforms. **Heliyon**, v. 6, n. 4, e03736, 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e03736.

NICHOLAS, C. L.; MOWAT, J. P. S.; NICHOLAS, C. P. Tutorial review on catalyst characterization and materials preparation for x-ray powder diffraction analysis. **Applied Catalysis. A, General**, v. 692, n. 120093, 2025. DOI: https://doi.org/10.1016/j.apcata.2024.120093.

NOLASCO, G. M. *et al*. Análise da alcalinidade, cloretos, dureza, temperatura e condutividade em amostras de água do município de Almenara/MG. **Recital - Revista de Educação, Ciência e Tecnologia de Almenara/MG**, [S. l.], v. 2, n. 2, p. 52–64. 2020. DOI: https://doi.org/10.46636/recital.v2i2.60.

NUILEK, K.; SIMON, A.; BAUMLI, P. Influence of KOH on the carbon nanostructure of peanut shell. **Resolution and Discovery**, v. 3, n. 2, p. 29–32, 2018. DOI: https://doi.org/10.1556/2051.2018.00060.

ODINGA, E. S. *et al*. Occurrence, formation, environmental fate and risks of environmentally persistent free radicals in biochars. **Environment International**, v. 134, n. 105172, 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105172.

OLIVEIRA, A. B. F. **Potencial de reutilização de lamas de ETA para remoção de sulfatos Caso de estudo: ETA de Santa Águeda.** 2020. 126f. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Ambiente, perfil Sanitária). Faculdade de Ciências e Tecnologia – Universidade Nova de Lisboa, 2020.

OLIVEIRA, A. R.; BARBOSA, T. A.; MENDONÇA, L. C. Adsorption of pollutants in wastewater using biochar: a systematic review**. Research, Society and Development**, v. 12, n. 4, p. e23712441228, 2023. DOI: https://doi.org/10.33448/rsd-v12i4.41228.

OLIVEIRA, T. G. *et al*. Adsorção de CO_2 em peneiras moleculares micro e mesoporosas. **Química Nova**, v. 37, n. 4, p. 610-617, 2014. DOI: http://dx.doi.org/10.5935/0100-4042.20140101.

OLIVEIRA, A. E. F. *et al*. Synthesis, studies and structural characterization of thermal and hydrazine reduction of graphene oxide by Raman spectroscopy and infrared spectroscopy. **Revista Virtual de Química,** v. 11, n. 3, p. 866–877, 2019. Disponível em: http://static.sites.sbq.org.br/rvq.sbq.org.br/pdf/v11n3a19.pdf.

OLIVEIRA NETO, A.; SOUZA, F. H.; SENS, M. L. **Desenvolvimento e avaliação de um sistema simplificado para potabilização de água combinando as tecnologias da filtração lenta retrolavável e adsorção**. Anais. 19° Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2020.

OLORIEGBE, Y. A. *et al*. Impact of granular activated carbon and magnetic field in slow sand filter on water purification for rural dwellers. **Carpathian Journal of Food Science and Technology**, v. 16, n. 3, p. 20–29, 2024. DOI: https://doi.org/10.34302/crpjfst/2024.16.3.2.

ONU. Organização das Nações Unidas. 2024. **Objetivos de Desenvolvimento Sustentável**. As Nações Unidas no Brasil [Internet]. Disponível em: https://brasil.un.org/pt-br/sdgs. Acesso em: 09 dez. 2024.

OPAS BRASIL. **2,1 bilhões de pessoas não têm água potável em casa e mais do dobro não dispõem de saneamento seguro**. Disponível em: https://www.paho.org/bra/index.php?option=com_content&view=article&id=5458:oms-2-1-bilhoes-de-pessoas-nao-tem-agua-potavel-em-casa-e-mais-do-dobro-nao-dispoem-de-saneamento-seguro&Itemid=839. 2019.

OSTOLSKA, I.; WIŚNIEWSKA, M. Application of the zeta potential measurements to explanation of colloidal Cr2O3 stability mechanism in the presence of the ionic polyamino acids. **Colloid and Polymer Science**, v. 292, n. 10, p. 2453–2464, 2014. DOI: https://doi.org/10.1007/s00396-014-3276-y.

OTTANI, F. *et al*. The conductivity dilemma: How biochar grain's chemical composition and morphology hinder the direct measurement of its electrical conductivity. **Measurement: Journal of the International Measurement Confederation**, v. 222, n. 113662, p. 113662, 2023. DOI: https://doi-org.ez20.periodicos.capes.gov.br/10.1016/j.measurement.2023.113662.

PAIVA, R. F. P.; SOUZA, M. F. P. Associação entre condições socioeconômicas, sanitárias e de atenção básica e a morbidade hospitalar por doenças de veiculação hídrica no Brasil.

Caderno de Saúde Pública, v. 34, n. 1, 2018. DOI: https://doi.org/10.1590/0102-311X00017316.

PANDEY, A. Handbook of plant-based biofuels. Londres, England: CRC Press, 2008.

PANJAITAN, A. F. *et al*. The effect of particle size, activation type and contact time of cocoa pod husk (*Theobroma cacao L.*) activated carbon on artificial waste chromium adsorption capability. **Environmental Research, Engineering and Management**, v. 81, n. 1, p. 35–43, 2025. DOI: https://doi.org/10.5755/j01.erem.81.1.37115.

PARIYAR, P. *et al*. Evaluation of change in biochar properties derived from different feedstock and pyrolysis temperature for environmental and agricultural application. **The Science of the Total Environment**, v. 713, n. 136433, p. 136433, 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136433.

PARTINOUDI, V. *et al*. Assessing Temperature Influences on Slow Sand Filtration Treatment Performance. Project Summary, New England Water Treatment Technology Assistance Center, Univ. of New Hampshire. 2006. Disponível em: http://www.unh.edu/wttac/Project_Summaries/assessing_temperature_slow_sand.pdf.

PASIECZNA-PATKOWSKA, S.; CICHY, M.; FLIEGER, J. Application of Fourier Transform Infrared (FTIR) spectroscopy in characterization of green synthesized nanoparticles. **Molecules**, v. 30, n. 3, 2025. DOI: https://doi.org/10.3390/molecules30030684.

PASQUALI, C. E. L.; HERRERA, H. Pyrolysis of lignin and IR analysis of residues. **Thermochimica acta**, v. 293, n. 1–2, p. 39–46, 1997. DOI: https://doi-org.ez20.periodicos.capes.gov.br/10.1016/S0040-6031(97)00059-2.

PATHANIA, D.; SHARMA, S.; SINGH, P. Removal of methylene blue by adsorption onto activated carbon developed from Ficus carica bast. **Arabian Journal of Chemistry**, v. 10, p. S1445–S1451, 2017. DOI: https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2013.04.021.

PATIL, P.N.; SAWANT, D.V.; DESHMUKH, R. N. Physico-Chemical Parameters for Testing of Water—A Review. **International Journal of Environmental Sciences**, v. 3, n. 3, p. 1194-1207, 2012. Disponível em: https://www.indianjournals.com/ijor.aspx?target=ijor:ijes&volume=3&issue=3&article=028.

PAUNOVIC, O. *et al*. Ionisable emerging pharmaceutical adsorption onto microwave functionalised biochar derived from novel lignocellulosic waste biomass. **Journal of Colloid and Interface Science**, v. 547, p. 350–360, 2019. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jcis.2019.04.011.

PEREIRA, S. P. *et al*. Removal of cyanobacteria by slow sand filtration for drinking water. **Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development**, v. 2, n. 3, p. 133–145, 2012. DOI: https://doi.org/10.2166/washdev.2012.047.

PERNYESZI, T.; FARKAS, RL; KOVÁCS, J. Methylene blue adsorption study on microcline particles in the function of particle size range and temperature. **Minerals (Basel, Switzerland)**, v. 9, n. 9, p. 555, 2019. DOI: https://doi.org/10.3390/min9090555.

PERONI, M. B. *et al*. Use of carbon from the agricultural industry for the synthesis of catalysts destined to oxyanions removal from water. **Environmental Science and Pollution Research International**, v. 30, n. 47, p. 104640–104651, 2023. DOI: https://doi.org/10.1007/s11356-023-29644-w.

PESSÔA, N. T. **Avaliação do uso de adsorventes preparados a partir da casca de amendoim para adsorção de cádmio e níquel**. 90f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química). Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2017.

PFANNES, K. R. *et al*. Selective elimination of bacterial faecal indicators in the Schmutzdecke of slow sand filtration columns. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 99, n. 23, p. 10323–10332, 2015. DOI: https://doi.org/10.1007/s00253-015-6882-9.

PIANCÓ, P. I. R. **Avaliação de um filtro lento com meio filtrante alternativo no tratamento de água de rio**. 2023. 56f. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental) - Centro de Ciências e Tecnologia Agroalimentar, Universidade Federal de Campina Grande, Pombal, Paraíba, Brasil, 2023.

PICARD, M. *et al*. Biocarbon from peanut hulls and their green composites with biobased poly(trimethylene terephthalate) (PTT). **Scientific Reports**, v. 10, n. 1, p. 3310, 2020. DOI: https://doi.org/10.1038/s41598-020-59582-3.

PIMENTEL, R. G. *et al*. Utilização de adsorventes para remoção de compostos farmacêuticos no tratamento de água: uma revisão. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, [S. l.], v. 11, p. 292–305, 2022. DOI: https://doi.org/10.19177/rgsa.v11e02022292-305.

PIQUET, A. B. M.; MARTELLI, M. C. Bioadsorventes produzidos a partir de resíduos orgânicos para remoção de corantes: uma revisão. **Research, Society and Development**, v. 11, n. 3, p. e27311326506, 2022. DOI: https://doi.org/10.33448/rsd-v11i3.26506.

PIZZOLATTI, B. S. **Estudos de limpeza de filtro lento por raspagem e retrolavagem**. 2010. 119f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2010.

PIZZOLATTI, B. S. *et al*. Comparison of backwashing with conventional cleaning methods in slow sand filters for small-scale communities. **Desalination and Water Treatment**, v. 54, n. 1, p. 1–7, 2015. DOI: https://doi-org.ez20.periodicos.capes.gov.br/10.1080/19443994.2013.879080.

PIZZOLATTI, B. S. **Influência da técnica de limpeza de filtros lentos e diâmetro dos grãos sobre a qualidade da água produzida, com destaque para remoção de carbamatos e oocistos de *Cryptosporidium* (simulados por microesferas.** 2014. 225f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2014.

POOI, C. K.; NG, H. Y. Review of low-cost point-of-use water treatment systems for developing communities. **npj Clean Water**, v. 1, n. 1, 2018. DOI: https://doi.org/10.1038/s41545-018-0011-0.

POURI, M. H. **Design and implementation of tests to verify feasibility of different remediation technologies at a complex petrochemical site**. 2024. 72f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental e Territorial) - Universidade Politécnica de Turim, 2024.

QAMBRANI, N. A. *et al*. Biochar properties and eco-friendly applications for climate change mitigation, waste management, and wastewater treatment: A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 79, p. 255-273, 2017. DOI: https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.05.057.

QIAN, K. *et al*. Effects of biomass feedstocks and gasification conditions on the physiochemical properties of char. **Energies**, v. 6, n. 8, p. 3972–3986, 2013. DOI: https://doi.org/10.3390/en6083972.

QIU, Y. *et al*. Contribution of different iron species in the iron-biochar composites to sorption and degradation of two dyes with varying properties. **Chemical Engineering Journal**, v. 389, 124471, 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.124471.

QUESADA, H. B. *et al*. Surface water pollution by pharmaceuticals and an alternative of removal by low-cost adsorbents: A review. **Chemosphere**, v. 222, p. 766–780, 2019. DOI: https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.02.009.

RANJAN, P.; PREM, M. Schmutzdecke- A filtration layer of slow sand filter. **International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences**, v. 7, n. 7, p. 637–645, 2018. DOI: https://doi.org/10.20546/ijcmas.2018.707.077.

RANVIR, S.; GANDHI, K.; SHARMA, N. Fourier Transform Infrared Spectroscopy – Concept and its Application in Quality Assessment of Dairy Foods. In: GANDHI, K.; SETH, R.; SHARMA, R. **Nanotechnological and Biochemical Techniques for Assessing the Quality and Safety of Milk and Milk Products**. ICAR-National Dairy Research Institute (p. 47-53). 2018.

REN, H. Y. *et al*. Effects of biochar properties on the bioremediation of the petroleum-contaminated soil from a shale-gas field. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 27, p. 36427–36438, 2020. DOI: https://doi-org.ez20.periodicos.capes.gov.br/10.1007/s11356-020-09715-y.

RIBEIRO NETO, A. *et al*. Hydrological processes and climate change in hydrographic regions of Brazil. **Journal of Water Resource and Protection**, v. 08, n. 12, p. 1103–1127, 2016. DOI: 10.4236/jwarp.2016.812087.

RIVAS, B. L. *et al*. Water-soluble Functional Polymer in Conjunction with Membranes to Remove Pollutant Ionsfrom Aqueous Solution. **Progress in Polymers Science**, v. 36, n. 2, p. 294-332, 2011. DOI: https://doi.org/10.1016/j.progpolymsci.2010.11.001.

RIVERA, A. E. **Influência da uniformidade da areia na filtração lenta de águas de abastecimento**. 1995. 326f. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, São Paulo, 1995.

ROCHA JÚNIOR, F. R. **Sistema de tratamento de água subterrânea em áreas rurais para abastecimento humano com filtração lenta não convencional**. 2024. 120f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão, 2024.

RODRIGUES, E. A. M. *et al*. Rural Sanitation: Scenarios and Public Policies for the Brazilian Semi-Arid Region. **Sustainability**, v. 14, n. 12, 7157, 2022. DOI: https://doi.org/10.3390/su14127157.

ROMERO, D. A. *et al*. Biosand filter as a point-of-use water treatment technology: Influence of turbidity on microorganism removal efficiency. **Water**, v. 12, n. 8, 2302, 2020. DOI: https://doi.org/10.3390/w12082302.

ROSS, B. Z. L; POSSETTI, G. R. C. **Tecnologias potenciais para o saneamento: remoção de metais de água de abastecimento público.** Companhia de Saneamento do Paraná (Sanepar), ed. 1, v. 2, Curitiba-PR, 2018.

RUTHVEN, D. M. Principles of adsorption and adsorption processes. New York: John Wiley & Sons, 464 p., 1984.

SABOGAL-PAZ, L. P. **Modelo conceitual de seleção de tecnologias de tratamento de água para abastecimento de comunidades de pequeno porte**. 2007. 398f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade de São Paulo, São Carlos, 2007.

SADAA, B. H.; AMARTEYB, Y. D.; BAKOC, S. An Investigation into the use of Groundnut shell as a fine Aggregate replacement. **Niger. J. Technol**., v. 32, n. 1, p. 54–60, 2013. DOI: https://www.nijotech.com/index.php/nijotech/article/view/611.

SAHOO, S. S. *et al*. Production and characterization of biochar produced from slow pyrolysis of pigeon pea stalk and bamboo. **Cleaner Engineering and Technology**, v. 3, n. 100101, 2021. DOI: https://doi.org/10.1016/j.clet.2021.100101.

SAJID, M. *et al*. Removal of heavy metals and organic pollutants from water using dendritic polymers based adsorbents: a critical review. **Separation and Purification Technology**, v. 191, p. 400-423, 2018. DOI: https://doi.org/10.1016/j.seppur.2017.09.011.

SALA, O. **Fundamentos da Espectroscopia Raman e no Infravermelho**. 2ª ed. Editora Unesp, 2008.

SAMIMI, S. *et al*. Lipid-based nanoparticles for drug delivery systems. In: **Characterization and Biology of Nanomaterials for Drug Delivery**. [S.l.]: Elsevier, 2019. p. 47–76. DOI: https://doi.org/10.1016/B978-0-12-814031-4.00003-9.

SAMSURI, A.W.; SADEGH-ZADEH, F.; SEH-BARDAN, B. J. Characterization of biochars produced from oil palm and rice husks and their adsorption capacities for heavy metals. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 11, p. 967–976, 2014. DOI: https://doi.org/10.1007/s13762-013-0291-3.

SANTOS, A. L. A. **Aplicação de técnicas alternativas no tratamento de água subterrânea para comunidades rurais**. 2025. 119 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão, 2025.

SANTOS, M. V. *et al*. Qualidade da água de abastecimento público em escolas da rede públicas no município de Humaitá, Amazonas, Brasil. **Revista Brasileira de Meio Ambiente**, v.7, n.1, p. 02-12, 2019a. DOI: https://doi.org/10.5281/zenodo.3401657.

SANTOS, M. C. *et al*. Determinação de propriedades físico-químicas de águas do chafariz do município de Cuité-PB. **Educação, Ciência e Saúde**, v. 6, n. 1, p. 19. 2019b. DOI: https://doi.org/10.20438/ecs.v6i1.217.

SANTOS, A. R. *et al*. Aplicação da espectroscopia Raman na caracterização de minerais pertencentes a uma geocoleção. **Química Nova**, v. 42, n. 5, 2019c. DOI: https://doi.org/10.21577/0100-4042.20170358.

SANTOS, A. R. A.; CRUZ, L.; GONTIJO, H. M. Semente de Moringa Oleífera como solução alternativa para o tratamento de água em comunidades rurais. **Research, Society and Development**, v. 8, n. 6, e3386945, 2019. DOI: http://dx.doi.org/10.33448/rsd-v8i6.945.

SANTOS, T. S.; LIMA, A. J.; MICHELAN, D. C. G. S. Perspectivas sobre o uso de materiais alternativos no tratamento de água: revisão sistemática desenvolvida em filtros lentos. **Revista Brasileira de Meio Ambiente**, [S. l.], v. 9, n. 2, 2021. DOI: https://revistabrasileirademeioambiente.com/index.php/RVBMA/article/view/873.

SANTOS, S. T.; LIMA, A. J.; MICHELAN, D. C. G. S. Desempenho de filtros lentos com meio filtrante de misturas de areia e materiais sustentáveis. **Revista AIDIS de ingeniería y ciencias ambientales: Investigación, desarrollo y práctica**, v. 16, n. 1, p. 139-153, 2023. DOI: https://doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2023.16.1.82098.

SANTOS, A. L. A.; ROSA, T. S.; MICHELAN, D. C. de G. S. Eficiência do tratamento de água por meio dos coagulantes inorgânico sulfato de alumínio e orgânico *Abelmoschus esculentus* ou quiabo separadamente e associados. **Gaia Scientia**, [S. l.], v. 16, n. 3, p. 84–108, 2022. DOI: https://doi.org/10.22478/ufpb.1981-1268.2022v16n3.63769.

SANTOS LIMA, D. R. *et al*. Caracterização de membranas filtrantes compostas por biopolímero. **The Journal of Engineering and Exact Sciences**, v. 4, n. 3, p. 0370–0377, 2018. DOI: https://doi.org/10.18540/jcecvl4iss3pp0370-0377.

SATHE, P. S.; ADIVAREKAR, R. V.; PANDIT, A. B. **Valorization of peanut shell biochar for soil amendment. Journal of Plant Nutrition**, v. 45, n. 4, p. 503–521, 2022. DOI: https://doi-org.ez20.periodicos.capes.gov.br/10.1080/01904167.2021.1963771.

SATHIPARAN, N.; ANBURUVEL, A.; SELVAM, V. V. Utilization of agro-waste groundnut shell and its derivatives in sustainable construction and building materials – A review. Journal of building engineering, v. 66, n. 105866, p. 105866, 2023. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jobe.2023.105866.

SATTAR, M. S. *et al*. Comparative efficiency of peanut shell and peanut shell biochar for removal of arsenic from water. **Environmental Science and Pollution Research International**, v. 26, n. 18, p. 18624–18635, 2019. DOI: https://doi.org/10.1007/s11356-019-05185-z.

SAWARGAONKAR, G. *et al*. Valorization of peanut shells through biochar production using slow and fast pyrolysis and its detailed physicochemical characterization. **Frontiers in Sustainability**, v. 5, 2024. DOI: https://doi.org/10.3389/frsus.2024.1417207.

SCHMIDT, K.; STADTWERKE, D. Behavior of special pollutants in slow sand filters used in artificial recharge of groundwater. In: **Proceedings of the 17th Congress of the International Association for Hydraulic-Research**, Baden, Germany, 1977.

SEKULIC, M. T. *et al*. Surface functionalised adsorbent for emerging pharmaceutical removal: Adsorption performance and mechanisms. **Process Safety and Environmental Protection: Transactions of the Institution of Chemical Engineers**, Part B, v. 125, p. 50–63, 2019. DOI: https://doi.org/10.1016/j.psep.2019.03.007.

SEPPÁNEN, H. T., Dr. Experiences of biological iron and manganese removal in Finland. **Water and Environment Journal: The Journal**, v. 6, n. 3, p. 333–340, 1992. DOI: https://doi-org.ez20.periodicos.capes.gov.br/10.1111/j.1747-6593.1992.tb00757.x.

SERRANO-LOTINA, A. *et al*. Zeta potential as a tool for functional materials development. **Catalysis Today**, v. 423, n. 113862, p. 113862, 2023. DOI: https://doi.org/10.1016/j.cattod.2022.08.004.

SHARMA, S. K.; PETRUSEVSKI, B.; SCHIPPERS, J. C. Biological iron removal from groundwater: a review. **Journal of Water Supply Research and Technology-Aqua**, v. 54, n. 4, p. 239-247, 2005. DOI: https://doi.org/10.2166/aqua.2005.0022.

SHEN, T. *et al*. The effects of three bean shell biochars under different pyrolysis temperatures on the adsorption of Cd and Pb in aqueous solutions. **Water**, v. 17, n. 7, p. 918, 2025. DOI: https://doi.org/10.3390/w17070918.

SHEN, T. *et al*. Feature engineering for improved machine-learning-aided studying heavy metal adsorption on biochar. **Journal of Hazardous Materials**, v. 466, 133442, 2024. DOI: https://doi-org.ez20.periodicos.capes.gov.br/10.1016/j.jhazmat.2024.133442.

SHOUDHO, K. N. *et al*. Biochar in global carbon cycle: Towards sustainable development goals. **Current Research in Green and Sustainable Chemistry**, v. 8, n. 100409, 2024. DOI: https://doi.org/10.1016/j.crgsc.2024.100409.

SIKORA, A. *et al*. A systematic comparison of different techniques to determine the zeta potential of silica nanoparticles in biological medium. **Analytical Methods: Advancing Methods and Applications**, v. 7, n. 23, p. 9835–9843, 2015. DOI: https://doi-org.ez20.periodicos.capes.gov.br/10.1039/C5AY02014J.

SILVA, N. R. F. **Produção de levoglucosana a partir de resíduo agroindustrial: casca de amendoim.** 160f. Tese (Doutorado em Produção Vegetal) - Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Centro de Ciências e Tecnologias Agropecuárias, 2021.

SILVA, F. R. **Produção, caracterização e avaliação em meio aquoso de biocarvão de resíduos lignocelulósicos**. 2023. 137f. Tese (Doutorado em Química Analítica) - Universidade Estadual Paulista, Araraquara, 2023.

SILVA, A. B. *et al*. Parâmetros físico-químicos da água utilizada para consumo em poços artesianos na cidade de Remigio-PB. **Águas Subterrâneas**, v. 31, n. 2, p. 109, 2017. DOI: http://dx.doi.org/10.14295/ras.v31i2.28807.

SILVA, C. M. B. *et al*. Avaliação da qualidade da água consumida em comunidades rurais do Brasil: revisão bibliográfica. **Estudos Interdisciplinares em Ciências da Saúde**, v. 6, 2022. DOI: https://doi.org/10.51249/easn06.2022.871.

SILVA, F. R. *et al*. Biocarvão de resíduos como alternativa sustentável ao carvão antracitoso. **32º Congresso da ABES**, 2023.

SILVA, W. L. L.; OLIVEIRA, S. P. Modificação das características de adsorção do bagaço de cana para remoção de azul de metileno de soluções aquosas. **Scientia Plena**, v. 8, n. 9, 2012. Disponível em: https://www.scientiaplena.org.br/sp/article/view/831.

SILVA, R. C. F.; PINTO, P. S.; TEIXEIRA, A. P. C. Control of porous size distribution on solvent-free mesoporous carbon and their use as a superadsorbent for 17α-ethinylestradiol removal. **Chemical Engineering Journal**, v. 407, 127219, 2021. DOI: https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.127219.

SILVA, B. L.; TROLEIS, A. L.; MOURA, D. F. S. O Sistema de Abastecimento de Água no município de Natal: uma análise do arranjo territorial dos objetos. **Pensar Geografia**, v. I, n. 2. 2017. DOI: https://doi.org/10.26704/pgeo.v1i2.767.

SILVEIRA, P. L. N. *et al*. Utilização do carvão ativado da casca da laranja no tratamento sustentável e de baixo custo da água de um poço tubular localizado no semiárido paraibano. **Águas Subterrâneas**, [S. l.], v. 35, n. 1, 2021. DOI: https://doi.org/10.14295/ras.v35i1.30037.

SIMPSON, D. R. Biofilm processes in biologically active carbon water purification. **Water Research**, v. 42, n. 12, p. 2839-2848, 2008. DOI: https://doi-org.ez20.periodicos.capes.gov.br/10.1016/j.watres.2008.02.025.

SINISA. Sistema Nacional de Informações em Saneamento Básico. **Relatório dos Serviços de Abastecimento de Água**. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental – SNSA. 2024. Disponível em: https://www.gov.br/cidades/pt-br/acesso-a-informacao/acoes-e-programas/saneamento/sinisa/resultados-sinisa/RELATORIO_SINISA_ABASTECIMENTO_DE_AGUA_2024.pdf.

SLEZAK, L. A.; SIMS, R. C. The application and effectiveness of slow sand filtration in the United States. **Journal - American Water Works Association**, v. 76, n. 12, p. 38–43, 1984. DOI: https://doi-org.ez20.periodicos.capes.gov.br/10.1002/j.1551-8833.1984.tb05454.x.

SMEWW. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 24 edition. 2023. Washington.

SMITH, M. C. *et al*. Zeta potential: a case study of cationic, anionic, and neutral liposomes. **Analytical and Bioanalytical Chemistry**, v. 409, n. 24, p. 5779–5787, 2017. DOI: https://doi.org/10.1007/s00216-017-0527-z.

SMITH, M. W. *et al*. Structural analysis of char by Raman spectroscopy: Improving band assignments through computational calculations from first principles. **Carbon**, v. 100, p. 678–692, 2016. DOI: https://doi-org.ez20.periodicos.capes.gov.br/10.1016/j.carbon.2016.01.031.

SOARES, E. M.; FERREIRA, R. L. Avaliação da qualidade da água e a importância do saneamento básico no Brasil. **Revista Meio Ambiente e Sustentabilidade**, v. 13, n. 6, 2017. DOI: https://doi.org/10.22292/mas.v13i6.762.

SOHNI, S. *et al*. Lignin nanoparticles-reduced graphene oxide based hydrogel: a novel strategy for environmental applications. **International Journal of Biological Macromolecules**, v. 225, p. 1426–1436, 2023. DOI: https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2022.11.200.

SONTHEIMER, H.; CRITTENDEN, J. C.; SUMMERS, R. S. **Activated Carbon for Water Treatment**. DVGW-Forschungsstelle, Engler-Bunte-Institut, Universitat Karlsruhe (TH), 722p.,1988.

SORITA, G. D. **Biorrefino do subproduto do processamento do amendoim (*Arachis hypogea L.*) para a recuperação de compostos de alto valor agregado**. 2021. 188 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Alimentos) — Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2021. Disponível em: https://repositorio.ufsc.br/handle/123456789/227199.

SOUSA L. S. *et al*. Síntese de carvão ativado a partir de resíduos de amendoim (*Arachis hypogaea*). **XXII Congresso Brasileiro de Química**, São Paulo, 2018.

SOUSA, D. V. *et al*. Dynamic of the structural alteration of biochar in ancient Anthrosol over a long timescale by Raman spectroscopy. PloS One, v. 15, n. 3, p. e0229447, 2020. DOI: https://doi.org/10.1371/journal.pone.0229447.

SOUSA, T. M. I. **Tratamento de água contaminada com cobre (Cu^{2+}) utilizando filtração lenta e adsorção**. 2023. 176f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, Paraíba, 2023.

SOUZA, F. B. **Sistema de filtração de água para fins potáveis no ponto de uso através de membranas de microfiltração e ultrafiltração operadas por gravidade**. 2021. 232 f. Dissertação (Mestrado) Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Porto Alegre, BR-RS, 2021.

SOUZA, F. H. *et al*. Diagnóstico e discussão sobre uso da Filtração Lenta para abastecimento público em Santa Catarina, Brasil. **Revista DAE**, v. 66, n. 209, p. 37–50, 2018. DOI: https://revistadae.com.br/artigos/artigo_edicao_209_n_1698.pdf.

SOUZA, S. R.; SOUSA, E. O. Potabilidade da água de cacimbas: estudo de caso em um distrito da cidade de Barro, Ceará. Brazilian Journal of Biosystems Engineering, v. 14, n. 4, p. 321–328, 2020. DOI: https://doi.org/10.18011/bioeng2020v14n4p321-328.

SOUZA, W. A. **Tratamento de Água**. NATAL: CEFET/RN, 2007.

SOUZA, T. N. V. *et al*. Adsorption of basic dyes onto activated carbon: Experimental and theoretical investigation of chemical reactivity of basic dyes using DFT-based descriptors. **Applied Surface Science**, v. 448, p. 662–670, 2018. DOI: https://doi.org/10.1016/j.apsusc.2018.04.087.

SOUZA, F. H. *et al*. Influence of slow sand filter cleaning process type on filter media biomass: backwashing versus scraping. **Water Research**, v. 189, 116581, 2021. DOI: https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116581.

SUÁREZ-HERNÁNDEZ, L.; ARDILA-A., A. N.; BARRERA-ZAPATA, R. Morphological and physicochemical characterization of biochar produced by gasification of selected forestry species. **Revista Facultad De Ingeniería**, v. 26, n. 46, p. 123-130, 2017. DOI: https://doi.org/10.19053/01211129.v26.n46.2017.7324.

SUMAILA, A. *et al*. Thermal degradation and particle size distribution studies of activated carbon obtained from coconut shells. **Journal of Materials and Environmental Science**, v. 13, n. 7, p. 739-746, 2022. Disponível em: https://www.jmaterenvironsci.com/Document/vol13/vol13_N7/JMES-2022-13060-Sumaila.pdf.

SUN, Y. *et al*. Hierarchical porous carbon derived from elm bark mucus for efficient energy storage and conversion. **Materials Chemistry and Physics**, v. 277, n. 125450, 2022. DOI: https://doi.org/10.1016/j.matchemphys.2021.125450.

SURYAWANSHI, T. *et al*. Extraction of cellulose and biofuel production from groundnut shells and its application to increase crop yield. **World Journal of Pharmacy and Pharmaceutical Sciences**, p. 1820–1831, 2017. DOI: https://wjpps.com/wjpps_controller/abstract_id/7256.

TAN, X. *et al*. Application of biochar for the removal of pollutants from aqueous solutions. **Chemosphere**, v. 125, p. 70–85, 2015. DOI: https://doi-org.ez20.periodicos.capes.gov.br/10.1016/j.chemosphere.2014.12.058.

TAN, X. *et al*. Role of biochar surface characteristics in the adsorption of aromatic compounds: Pore structure and functional groups. **Chinese Chemical Letters**, v. 32, n. 10, p. 2939-2946, 2021. DOI: https://doi-org.ez20.periodicos.capes.gov.br/10.1016/j.cclet.2021.04.059.

TARELHO, L. A. C. *et al*. Biochar from pyrolysis of biological sludge from wastewater treatment. **Energy Reports**, v. 6, p. 757–763, 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.egyr.2019.09.063.

TEODOSIU, C. *et al*. Emerging pollutants removal through advanced drinking water treatment: A review on processes and environmental performances assessment. **Journal of Cleaner Production**, v. 197, p. 1210–1221, 2018. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.06.247.

THOMPSON, K. A. *et al*. Environmental Comparison of Biochar and Activated Carbon for Tertiary Wastewater Treatment. **Environmental Science & Technology**, v. 50, n. 20, p. 11253--11262, 2016. DOI: https://doi.org/10.1021/acs.est.6b03239.

THOTA, S. P. *et al*. Innovative consortia of micro and macro fungal systems: Cellulolytic enzyme production from groundnut shell biomass and supportive structural analysis. **Journal of Sustainable Bioenergy Systems**, v. 08, n. 03, p. 47–66, 2018. DOI: https://doi.org/10.4236/jsbs.2018.83004.

TOMÉ, A. G. *et al*. Biorefinery of peanut shell agroindustrial lignocellulosic waste for synthesis of a natural coagulant applied in the treatment of dairy wastewater. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 11, 111535, 2023. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jece.2023.111535.

TOMUL, F. *et al*. Peanut shells-derived biochars prepared from different carbonization processes: Comparison of characterization and mechanism of naproxen adsorption in water. **The Science of the Total Environment**, v. 726, n. 137828, p. 137828, 2020. DOI: https://doi-org.ez20.periodicos.capes.gov.br/10.1016/j.scitotenv.2020.137828.

TORRES, D. M. *et al*. Dissolved air flotation (DAF) for biomass recovery from algal ponds. **Water Practice & Technology**, v. 12, n. 3, p. 534–540, 2017. DOI: https://doi.org/10.2166/wpt.2017.059.

TORRES-LARA, N. *et al*. Peanut shell-derived activated biochar as a convenient, low-cost, ecofriendly and efficient sorbent in rotating disk sorptive extraction of emerging contaminants from environmental water samples. **Green Analytical Chemistry**, v. 6, n. 100073, p. 100073, 2023. DOI: https://doi-org.ez20.periodicos.capes.gov.br/10.1016/j.greeac.2023.100073.

TRAN, H. N. *et al*. Mistakes and inconsistencies regarding adsorption of contaminants from aqueous solutions: A critical review. **Water Research**, v. 120, p. 88–116, 2017. DOI: https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.04.014.

TRAN, H. N. *et al*. Innovative spherical biochar for pharmaceutical removal from water: Insight into adsorption mechanism. **Journal of Hazardous Materials**, v. 394, n. 122255, p. 122255, 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122255.

TRIPATHI, M.; SAHU, J. N.; GANESAN, P. Effect of process parameters on production of biochar from biomass waste through pyrolysis: A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 55, p. 467–481, 2016. DOI: https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.10.122.

TYLER, A. *et al*. Remote Sensing of Inland Water Quality. In: MEHNER, T.; TOCKNER, K. **Encyclopedia of Inland Waters**. [S.l.] Elsevier, p. 570–584, 2022. DOI: https://doi.org/10.1016/B978-0-12-819166-8.00213-9.

UDDIN, M. A.; PHUONG, H. T. **Development of Technologies for the Utilization of Agricultural and Forestry Wastes: Preparation of Biochar from Rice Residues**. Department of Materials and Energy Science, 2012. Disponível em: https://www.gels.okayama-u.ac.jp/management/up_load_files/gakkan/2012_en/2012_en_3-1.pdf.

UNEP. United Nations Environment Programme. **Progress on water-related ecosystems: mid-term status of SDG indicator 6.6.1 and acceleration needs with a special focus on biodiversity**. 2024. Disponível em: www.unwater.org/publications/progress-water-related-ecosystems-2024-update.

UNESCO. United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization. **The United Nations world water development report 2019: leaving no one behind, executive summary**. 2019. Disponível em: https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000367303.

VALENCIA, J. A. **Teoría, diseño y control de los procesos de clarificación del agua**. Lima: Centro Panamericano de Ingenieria Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS), v. 13, 1972.

VAN LOOSDRECHT, M. C. M. *et al*. Experimental methods in wastewater treatment. **Water Intelligence Online**, v. 15, 2016. DOI: https://doi.org/10.2166/9781780404752.

VARGAS, L. C. **Filtración lenta como porceso de desinfección. Centro Panamericano de Ingenieria Sanitaria y Ciencias del Ambiente**. CEPIS/OPS, Simposio regional sobre calidad del agua: desinfección efectiva, p. 1–17, 2004.

VEA, E. B.; ROMEO, D.; THOMSEN, M. Biowaste valorisation in a future circular bioeconomy. **Procedia CIRP**, v. 69, p. 591-596, 2018. DOI: https://doi.org/10.1016/j.procir.2017.11.062.

VERAS, L. R. V. **Tratamento de água superficial por meio de diferentes alternativas da tecnologia de filtração em múltiplas etapas**. 1999. 269f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1999.

VERAS, L. R. V.; DI BERNARDO, L. Tratamento de Água de Abastecimento por meio da Tecnologia de Filtração em Múltiplas Etapas - FIME. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 13, n. 1, p. 109-116, 2008. Disponível em: https://www.scielo.br/j/esa/a/RtTSgwpcT55VMzQ8WYrwkWM/?format=pdf&lang=pt.

VERMA, S.; DAVEREY, A.; SHARMA, A. Slow sand filtration for water and wastewater treatment – a review. **Environmental Technology Reviews**, v. 6, n. 1, p. 47–58, 2017. DOI: https://doi.org/10.1080/21622515.2016.1278278.

VIEIRA, G. E. G. **Resíduos da produção industrial de borracha (ETRI) e bebida (ETE) - Uma avaliação pela tecnologia de LTC**. 2000. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal Fluminense, 2000.

VISSCHER, J. T. Slow Sand Filtration: Design, Operation, and Maintenance. **Journal AWWA (American Water Works Association)**, v. 82, n. 6, p. 67-71, 1990. DOI: https://doi-org.ez20.periodicos.capes.gov.br/10.1002/j.1551-8833.1990.tb06979.x.

VON SPERLING, E. Afinal, Quanta Água Temos no Planeta? **RBRH – Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 11, n. 4, p. 189-199, 2006. DOI: http://dx.doi.org/10.21168/rbrh.v11n4.p189-199.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3. ed. Belo Horizonte – MG: UFMG, 2017.

WALTON, K. S.; SNURR, R. Q. Applicability of the BET method for determining surface areas of microporous metal-organic frameworks. **Journal of the American Chemical Society**, v. 129, n. 27, p. 8552–8556, 2007. DOI: https://doi.org/10.1021/ja071174k.

WANG, C. *et al*. Insight into the molecular structural evolution of a series of medium-rank coals from China by XRD, Raman and FTIR. **Journal of Molecular Structure**, v. 1303, n. 137616, 2024a. DOI: https://doi.org/10.1016/j.molstruc.2024.137616.

WANG, J. *et al*. Preparation of porous plate from municipal solid waste incineration fly ash and its application in a biofilm batch reactor. **Environmental Progress & Sustainable Energy**, v. 43, n. 5, 2024b. DOI: https://doi.org/10.1002/ep.14459.

WANG, H. *et al*. Bioremediation of acid mine drainage using sulfate-reducing wetland bioreactor: Filling substrates influence, sulfide oxidation and microbial community. **Chemosphere**, v. 349, n. 140789, p. 140789, 2024c. DOI: https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.140789.

WANG, T.; FLINT, S.; PALMER, J. Magnesium and calcium ions: roles in bacterial cell attachment and biofilm structure maturation. **Biofouling**, v. 35, n. 9, p. 959–974, 2019. DOI: https://doi.org/10.1080/08927014.2019.1674811.

WANG, J.; GUO, X. Adsorption isotherm models: Classification, physical meaning, application and solving method. **Chemosphere**, v. 258, 127279, 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127279.

WANG, K.; TESTER, J. W. Sustainable management of unavoidable biomass wastes. **Green Energy and Resources**, v. 1, n. 1, p. 100005, 2023. DOI: https://doi.org/10.1016/j.gerr.2023.100005.

WANG, S.; NAM, H.; NAM, H. Preparation of activated carbon from peanut shell with KOH activation and its application for H2S adsorption in confined space. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 8, n. 2, p. 103683, 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.103683.

WANI, A. B. *et al*. Recent aspects and modification in advanced oxidation processes for pesticide management in wastewater. In: **Pesticides Remediation Technologies from Water and Wastewater**. [S.l.] Elsevier, p. 127–140, 2022. DOI: https://doi.org/10.1016/B978-0-323-90893-1.00006-4.

WARIS *et al*. FeS_2 and WO_3 nanoparticles decorated on biochar as a high throughput electrode for supercapacitors. **Physical Chemistry Chemical Physics**, v. 25, n. 46, p. 32010–32020, 2023. DOI: https://doi.org/10.1039/d3cp01926h.

WEBER-SHIRK, M. L; DICK, R. I. Biological mechanisms in slow sand filters. **Journal American Water Works Association (AWWA)**, v. 89, n. 2, p. 72-83, 1997. DOI: https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.1997.tb08180.x.

WEI, T. *et al*. Comparative carbonization study of pyrolyzed biomass: New insights into the structure and composition evolution of biochar. **Research Square**, 2024. DOI: https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-4731569/v1.

WERLANG, E. B. *et al*. Produção de carvão ativado a partir de resíduos vegetais. **Revista Jovens Pesquisadores**, v. 3, n. 1, 16 jul. 2013. DOI: https://doi.org/10.17058/rjp.v3i1.3600.

WETZEL, R. G. **Limnology: Lake and River Ecosystems.** Academic Press Elsevier, San Diego. 3ª ed. 2001.

WU, Y. *et al*. Adsorption of copper ions and methylene blue in a single and binary system on wheat straw. **Journal of Chemical and Engineering Data**, v. 54, n. 12, p. 3229–3234, 2009. DOI: https://doi.org/10.1021/je900220q.

XAVIER, M. V. S.; QUADROS, H. C.; SILVA, M. S. S. Parâmetros de potabilidade da água para o consumo humano: uma revisão integrativa. **Research, Society and Development**, v. 11, n.1, e42511125118, 2022. DOI: https://doi.org/10.33448/rsd-v11i1.25118.

XIA, F. *et al*. Enhanced nitrate adsorption by using cetyltrimethylammonium chloride pre-loaded activated carbon. **Environmental Technology**, v. 41, n. 27, p. 3562–3572, 2020. DOI https://doi.org/10.1080/09593330.2019.1615133.

XU, R. Progress in nanoparticles characterization: Sizing and zeta potential measurement. **Particuology**, v. 6, n. 2, p. 112–115, 2008. DOI: https://doi.org/10.1016/j.partic.2007.12.002.

XUE, C.; YU, Y.; HUANG, X. Comparison of organic matter properties and disinfection by--product formation between the typical groundwater and surface water. **Water**, v. 14, n. 9, 1418, 2022. DOI: https://doi.org/10.3390/w14091418.

YAASHIKAA, P. R. *et al*. A critical review on the biochar production techniques, characterization, stability and applications for circular bioeconomy. **Biotechnology Reports**, v. 28, n. e00570, 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.btre.2020.e00570.

YAGUB, M. T. *et al*. Dye and its removal from aqueous solution by adsorption: a review. **Advances in Colloid and Interface Science**, v. 209, p. 172-184, 2014. DOI: https://doi.org/10.1016/j.cis.2014.04.002.

YANG, X. *et al*. Preparation and modification of biochar materials and their application in soil remediation. **Applied Sciences**, v. 9, n. 7, 1365, 2019. DOI: https://doi.org/10.3390/app9071365.

YE, Z. *et al*. Removal of Cd(II) and Cr(VI) from Aqueous Solution by Peanut Shell Biochar-zero-valent Iron Composites: Performance, Effects and Mechanisms. **Water Air Soil Pollut**, v. 235, n. 8, 2024. DOI: https://doi-org.ez20.periodicos.capes.gov.br/10.1007/s11270-024-07294-z.

ZABANIOTOU, A. Redesigning a bioenergy sector in EU in the transition to circular waste-based Bioeconomy-A multidisciplinary review. **Journal of Cleaner Production**, v. 177, p. 197-206. 2018. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.12.172.

ZHANG, H. *et al*. Effect of feedstock and pyrolysis temperature on properties of biochar governing end use efficacy. **Biomass & Bioenergy**, v. 105, p. 136–146, 2017. DOI: http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2017.06.024.

ZHANG, J.; LIU, J.; LIU, R. Effects of pyrolysis temperature and heating time on biochar obtained from the pyrolysis of straw and lignosulfonate. **Bioresource Technology**, 176, p. 288-291, 2015. DOI: https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.11.011.

ZHANG, Y. *et al*. The adsorption–degradation effect of peanut shells loaded with sulphonamidedegrading bacteria. **Desalination and Water Treatment**, v. 196, p. 256–270, 2020. DOI: https://doi.org/10.5004/dwt.2020.26051.

ZHAO, B. *et al*. Effect of pyrolysis temperature, heating rate, and residence time on rapeseed stem derived biochar. **Journal of Cleaner Production**, v. 174, p. 977–987, 2018. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.11.013.

ZHAO, L. *et al*. Biochar as simultaneous shelter, adsorbent, pH buffer, and substrate of Pseudomonas citronellolis to promote biodegradation of high concentrations of phenol in wastewater. **Water Research**, v. 172, n. 115494, p. 115494, 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115494.

ZHENG, W. *et al*. Evaluation of a classification method for biodegradable solid wastes using anaerobic degradation parameters. **Waste Management**, v. 33, n. 12, p. 2632–2640, 2013. DOI: https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.08.015.

ZHOU, Z. *et al*. Sorptive domains of pine chars as probed by benzene and nitrobenzene. **Environmental Pollution**, v. 158, n. 1, p. 201–206, 2010. DOI: https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.07.020.

ZHOU, H. *et al*. Research on molecular structure characteristics of vitrinite and inertinite from bituminous coal with FTIR, micro-Raman, and XRD spectroscopy. **Energy & Fuels**, v. 35, n. 2, p. 1322–1335, 2021. DOI: https://doi.org/10.1021/acs.energyfuels.0c03586.

ZHOU, J. *et al*. Study on the adsorption characteristics of methylene blue by magnesium--modified fly ash. **Molecules**, v. 30, n. 5, 992, 2025. DOI: https://doi.org/10.3390/molecules30050992.