UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

OTANAILDO AMARAL DA SILVA SOBRINHO

IMOBILIZAÇÃO DO ZINCO POR BIOCARVÃO MODIFICADO EM UM ARGISSOLO AMARELO CULTIVADO COM HORTALIÇAS EM VITÓRIA DE SANTO ANTÃO - PE

RECIFE - PERNAMBUCO
2025

OTANAILDO AMARAL DA SILVA SOBRINHO

IMOBILIZAÇÃO DO ZINCO POR BIOCARVÃO MODIFICADO EM UM ARGISSOLO AMARELO CULTIVADO COM HORTALIÇAS EM VITÓRIA DE SANTO ANTÃO - PE

Dissertação apresentada à Universidade Federal Rural de Pernambuco, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

Orientador: André Maciel Netto

RECIFE - PERNAMBUCO
2025

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Sistema Integrado de Bibliotecas da UFRPE
Biblioteca Central, Recife-PE, Brasil

S586i Silva Sobrinho, Otanaildo Amaral.
Imobilização do zinco por biocarvão modificado em um argissolo amarelo cultivado com hortaliças em Vitória de Santo Antão - PE / Otanaildo Amaral da Silva Sobrinho. – Recife, 2025.
110 f.: il.

Orientador(a): André Maciel Netto.
Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Recife, BR-PE, 2025.
Inclui referências.

1. Imobilização 2. Solos 3. Biocarvão 4. Zinco 6. Hidróxido de potássio
I. Maciel Netto, André, orient. II. Título

CDD 628

OTANAILDO AMARAL DA SILVA SOBRINHO

IMOBILIZAÇÃO DO ZINCO POR BIOCARVÃO MODIFICADO EM UM ARGISSOLO AMARELO CULTIVADO COM HORTALIÇAS EM VITÓRIA DE SANTO ANTÃO - PE

Dissertação apresentada à Universidade Federal Rural de Pernambuco, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

APROVADA: 31 de julho de 2025.

_____

André Maciel Netto
Presidente da Banca e Orientador/Coorientador

BANCA EXAMINADORA:

_____

João Paulo Siqueira
Membro Externo – Secretaria de Educação do Estado de Pernambuco

_____

Marcus Metri Correa
Membro Interno - UFRPE

AGRADECIMENTOS

A Deus.

À minha avó, pelo amor incondicional e pela sabedoria transmitida ao longo dos anos. Seu exemplo de força e determinação foi, e sempre será, fonte de inspiração nesta caminhada.

À minha tia, meus pais e irmãos, por caminharem ao meu lado com amor, paciência e incentivo. Sem o apoio de vocês, este sonho não seria possível.

Às amigas de graduação, Ellida, Mayara e Rayssa, que encararam comigo essa aventura que foi o mestrado: muita ciência, risadas e superação em uma cidade totalmente nova e cheia de desafios!

Aos amigos que construí em Recife e que contribuíram para o meu conhecimento pessoal e acadêmico, em especial para Douglas, Gabriel, Geisa, Lucas e Rodrigo, foram momentos únicos, inspiradores e cheio de energia vividos com vocês.

Ao Laboratório de Física do Solo e Sistema Água-Planta, onde tive meu primeiro contato com a realização de análises, expresso minha sincera gratidão. Trata-se de um grupo de pesquisa pautado pelo profissionalismo, afeto e companheirismo, que muito contribuiu para minha formação. Agradeço, em especial, a Alfredo, Eudes, Lucas pelos ensinamentos e apoio durante minha passagem pelo laboratório.

Ao Laboratório de Química do Solo da UFRPE e ao Laboratório de Nanopartículas da UFPE, por gentilmente abrirem suas portas e oferecerem apoio essencial ao desenvolvimento desta pesquisa. A colaboração e suporte técnico recebidos foram fundamentais para a concretização deste trabalho.

Aos Laboratórios de Combustíveis (LAC), de Compostos Híbridos e Interfaces da UFPE, e ao LPQ do LITPEG, por todo o apoio na caracterização do material de estudo. Sou extremamente grato pela disponibilidade e pelo suporte que me foi oferecido. Meus sinceros agradecimentos a João Paulo e Filipi por todo o suporte dado na produção e ensaios deste estudo.

À Antônio Carlos (técnico em eletrônica) do Laboratório de Eletrônica do Departamento de Energia Nuclear (DEN-UFPE) por ter recuperado o coletor de frações, sem o qual seria impossível a realização dos ensaios de deslocamento miscíveis em colunas de solo. Serei eternamente grato pela dedicação e colaboração.

Ao Grupo de Pesquisa em Análises Ambientais do Centro Regional de Ciências Nucleares do Nordeste (CRCN-NE/PE), minha mais profunda gratidão. Não tenho palavras

para expressar o quanto sou grato por todo o suporte recebido ao longo dessa jornada. Foi o último laboratório pelo qual passei, e nele permaneci porque a conexão foi simplesmente inexplicável. Levarei para sempre comigo os ensinamentos, os conselhos, as risadas e até os choros vividos ali. Em especial ao coordenador do laboratório professor Elvis, e aos amigos que construí Amanda, Ayrton, Crescêncio, Karol, Matheus, Neura e Raphael, vocês serão sempre parte da minha VIDA nessa loucura que foi o mestrado. Serei eternamente grato.

Ao meu orientador, Professor André Maciel, pela introdução à temática desta pesquisa. Trabalhar com esse tipo de material representou um valioso desafio acadêmico. Agradeço, ainda, pela paciência e dedicação demonstradas durante todo o processo de orientação.

À secretaria e o coordenador do curso Walquíria e Metri por toda a dedicação e comprometimento com a pós graduação e por todo o suporte prestado.

À Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE), pela oportunidade de realizar a pós-graduação.

À Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia do Estado de Pernambuco (FACEPE), pela concessão da bolsa de estudos.

“O nível da poluição ambiental no planeta é igualado a burrice dos homens. “

(*Edy Gahr*)

RESUMO

SILVA SOBRINHO, Otanaildo Amaral da, M.Sc./D.Sc., Universidade Federal Rural de Pernambuco, julho de 2025. **Imobilização do zinco por biocarvão modificado em um argissolo amarelo cultivado com hortaliças em Vitória de Santo Antão – PE.** Orientador: André Maciel Netto.

O solo é um recurso essencial para a manutenção da vida no planeta terra. Porém, devido ao processo acelerado da urbanização, à geração excessiva de resíduos e ao manejo inadequado de substâncias químicas na agricultura, este recurso tem sofrido constante degradação. Altas concentrações de metais potencialmente tóxicos provocam riscos para a saúde humana devido a bioacumulação nas cadeias alimentares. Nesse contexto, a comunidade cientifica busca possibilidades de reduzir esses contaminantes no solo. O biocarvão é um produto carbonáceo, produzido a partir da decomposição termoquímica da biomassa e bastante utilizado na remediação de solos contaminados, como por exemplo, os metais potencialmente tóxicos (Zn, Cu, Pb e Cd) devido a suas propriedades físico-química e a capacidade de adsorção. Entretanto, para otimizar a capacidade adsortiva do biocarvão, empregam-se métodos de modificação, como a ativação química, que amplia a área superficial específica do material, potencializando sua eficiência na adsorção de contaminantes. Assim, o presente estudo teve como finalidade avaliar a eficiência da imobilização de zinco por biocarvão modificado com hidróxido de potássio (KOH) em uma área de cultivo de hortaliças. Partindo desse princípio, a pesquisa foi executada em dois capítulos: a primeira consistiu em uma revisão sistemática da literatura sobre o uso do biocarvão na imobilização de metais potencialmente tóxicos no Brasil, a fim de traçar os estudos sobre a temática. E o segundo consistiu em ensaios de coluna miscíveis para avaliar a imobilização de zinco por biocarvão modificado por KOH derivado da cana-de-açúcar pirolisado a 700ºC de um solo de cultivo de hortaliça localizado em Vitoria de Santo Antão. Os resultados obtidos apontaram um crescente número de estudos em todo mundo, mas no Brasil as pesquisas ainda são defasadas, ainda mais se tratando do Nordeste. Nos ensaios laboratoriais, os resultados demonstraram que o solo enriquecido com biocarvão modificado apresentou retenção total do zinco, enquanto o sistema controle (areia + biocarvão modificado) mostrou baixa capacidade de imobilização deste metal. Dessa forma, o biocarvão ativado com hidróxido de potássio revelou-se um material promissor para a imobilização de zinco em solos, embora sejam necessários estudos de campo complementares para análises mais abrangentes.

Palavras-chave: Imobilização; Solo; Biocarvão Modificado; Zinco; Hidróxido de Potássio.

ABSTRACT

SILVA SOBRINHO, Otanaildo Amaral da, M.Sc./D.Sc., Universidade Federal Rural de Pernambuco, july, 2025. **Immobilization of zinc by modified biochar in a yellow argisol cultivated with vegetables in Vitória de Santo Antão – PE**. Adviser: André Maciel Netto

Soil is an essential resource for sustaining life on Earth. However, due to rapid urbanization, excessive waste generation, and the improper management of chemical substances in agriculture, this resource has been undergoing continuous degradation. High concentrations of potentially toxic metals pose risks to human health due to bioaccumulation in food chains. In this context, the scientific community has sought strategies to reduce these contaminants in soil. Biochar is a carbon-rich product derived from the thermochemical decomposition of biomass and is widely used in the remediation of contaminated soils, such as those containing potentially toxic metals (Zn, Cu, Pb, and Cd), due to its physicochemical properties and adsorption capacity. Nevertheless, to optimize biochar's adsorptive capacity, modification methods such as chemical activation are applied, which enhance the material's specific surface area and, consequently, its efficiency in contaminant adsorption. Therefore, the aim of this study was to evaluate the efficiency of zinc immobilization using biochar modified with potassium hydroxide (KOH) in a vegetable cultivation area. Based on this objective, the research was conducted in two chapters: the first consisted of a systematic literature review on the use of biochar for the immobilization of potentially toxic metals in Brazil, in order to map studies on the topic; and the second involved miscible column tests to assess zinc immobilization by KOH-modified biochar derived from sugarcane bagasse pyrolyzed at 700°C, applied to soil from a vegetable cultivation area in Vitória de Santo Antão. The results obtained pointed to a growing number of studies worldwide, although research in Brazil remains limited, especially in the Northeast region. In laboratory tests, the results demonstrated that soil enriched with modified biochar showed complete zinc retention, while the control system (sand + modified biochar) exhibited a low capacity for metal immobilization. Thus, biochar activated with potassium hydroxide proved to be a promising material for zinc immobilization in soils, although further field studies are necessary for more comprehensive evaluations.

Keywords: Immobilization; Soil; Modified Biochar; Zinc; KOH.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

REVISÃO DE LITERATURA

Figura 1 – Distribuição das áreas contaminadas no Brasil. 17
Figura 2 – Fontes de Zn no solo 20
Figura 3 – Distribuição dos Impactos da poluição por zinco de acordo com o tipo de uso do solo. 21
Figura 4 – Produtos da pirólise dos principais componentes da biomassa. 23
Figura 5 – Processo de pirólise da biomassa. 25
Figura 6 – Área de superfície específica dos biocarvões em diferentes temperaturas. 29
Figura 7 – Micrografia de MEV (aumento de 2500 x): presença de subporos internos aos poros (setas vermelhas). 29
Figura 8 – Morfologias de CS, BC e PBCKOH. 31

CAPÍTULO 1 – USO DO BIOCARVÃO NA IMOBILIZAÇÃO DE METAIS POTENCIALMENTE TÓXICOS NO BRASIL: UMA REVISÃO SISTEMÁTICA

Figura 9 – Descrição sistemática das etapas metodológicas da revisão sistemática. 44
Figura 10 – Distribuição temporal da quantidade de publicações de pesquisa e artigos de revisão relacionados as palavras-chave publicados no mundo entre os anos de 2010 a 2024. 47
Figura 11– Rede bibliométrica de cooperação de coautoria de países no período de 2010 a 2024. 48
Figura 12 – Distribuição temporal da quantidade de publicações de pesquisa e revisão publicados no Brasil no período de 2014 a 2024. 50
Figura 13 – Rede bibliométrica de coocorrência de palavras-chave encontradas em todos as publicações do mundo. 51

CAPÍTULO 2 – IMOBILIZAÇÃO DE ZINCO EM UM ARGISSOLO AMARELO DE CULTIVO DE HORTALIÇAS POR BIOCARVÃO MODIFICADO COM HIDROXIDO DE POTÁSSIO

Figura 14 – Área de estudo (destacado em vermelho) localizada em Vitória de Santo Antão, Pernambuco. 65
Figura 15 – Descrição esquemática da produção do biocarvão modificado (BCM). 67
Figura 16 – Esquema experimental para testes de deslocamento miscível com o traçador KBr e o metal Zn. 69

Figura 17 – Micrografias obtidas por Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV) do biocarvão de bagaço de cana-de-açúcar modificado com KOH (BCM). 78
Figura 18 – Isoterma Experimental de Adsorção-Dessorção do biocarvão de bagaço de cana modificado com KOH (BCM). 79
Figura 19 – Isoterma Ajustada pelo Modelo BET. 80
Figura 20 – Gráfico da Transformada BET (Linearização). 80
Figura 21 – Curva de análise termogravimétrica (TG) e termogravimétrica derivada (DTG) do biocarvão de bagaço de cana-de-açúcar modificado com KOH (BCM). 82
Figura 22 – Espectro de infravermelho por transformada de Fourier (FTIR) do biocarvão de bagaço de cana-de-açúcar modificado com KOH (BCM) 83
Figura 23– Difratograma de raios X (DRX) do biocarvão de bagaço de cana modificado com KOH (BCM). 84
Figura 24 – Curvas de eluição ajustadas do traçador KBr para a Areia+BCM (triângulos azuis) e Solo+BCM (círculos vermelhos). 87
Figura 25 – Curvas experimentais e ajustadas de eluição do zinco nas colunas de Areia+BCM (triângulos azuis) e do Solo+BCM (círculos vermelhos). 89
Figura 26 – Influência da Adição de Zinco na Variação do pH ao Longo do Tempo em Coluna Solo + Biocarvão Modificado (SBCM). 90

LISTA DE TABELAS

REVISÃO DE LITERATURA

Tabela 1 – Lista de substâncias perigosas do Registro de Substâncias Tóxicas e Doenças (ATSDR). 19
Tabela 2 – Composição química elementar de diferentes tipos de biomassas, (%) em base seca. 22
Tabela 3 – Características dos diferentes tipos de pirólise. 26

CAPÍTULO 1 – USO DO BIOCARVÃO NA IMOBILIZAÇÃO DE METAIS POTENCIALMENTE TÓXICOS NO BRASIL: UMA REVISÃO SISTEMÁTICA

Tabela 4 – Perguntas limitadoras relacionadas ao tema. 46
Tabela 5 – Classificação dos 15 países de maior relevância em termos de publicação de documentos entre os anos de 2010 a 2024. 49
Tabela 6 – Classificação dos estudos selecionados na etapa de triagem. 52
Tabela 7– Características de produção dos biocarvões nos estudos selecionados. 53
Tabela 8 – Características da aplicação do biocarvão na eficiência de imobilização dos estudos selecionados. 55

CAPÍTULO 2 – IMOBILIZAÇÃO DE ZINCO EM UM ARGISSOLO AMARELO DE CULTIVO DE HORTALIÇA POR BIOCARVÃO MODIFICADO COM HIDROXIDO DE POTÁSSIO

Tabela 9 – Caracterização física do Argissolo Amarelo. 72
Tabela 10 – Caracterização química do Argissolo Amarelo. 73
Tabela 11 – Valores certificados e obtidos do material de referência IAEA-Soil-7 e da amostra de solo, com respectivas incertezas expandidas (mg kg^{-1}) ao nível de confiança de 95%. 74
Tabela 12 – Teores médios de elementos químicos (%) no material de referência NIST SRM 99a, bagaço de cana-de-açúcar in natura e modificado com KOH. 75
Tabela 13 – Principais Picos de Difração e Identificação de Fases presentes no BCM. 84
Tabela 14 – Parâmetros experimentais para os ensaios de deslocamento miscível para o traçador KBr e Zinco. 86
Tabela 15 – Parâmetros hidrodispersivos estimados para o traçador KBr. 87
Tabela 16 – Parâmetros de transporte estimados e calculados a partir dos ensaios de zinco com o modelo CDE a dois sítios de sorção. 88

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

ATSDR – Agency for Toxic Substances and Disease Registry (Registro de Substâncias Tóxicas e Doenças)

BCM – Biocarvão Modificado

ABCM – Areia mais Biocarvão Modificado

SBCM – Solo mais Biocarvão Modificado

CD – Convecção-dispersão

CD2S – Convecção-dispersão a dois sítios de sorção

Cr – Cromo

Cu – Cobre

EDXRF – Fluorescência de Raios X por Dispersão de Energia

Fe – Ferro

GAC – Gerenciamento de Áreas Contaminadas

Hg – Mercúrio

KOH – Hidróxido de Potássio

MEV – Micrografias obtidas por Microscopia Eletrônica de Varredura

Mn – Manganês

Ni – Níquel

Pb – Chumbo

TPI – Terra Preta de Índio

VI – Valor de Intervenção

VP – Valor de Prevenção

VRQ – Valor de Referência de Qualidade

Zn – Zinco

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL 13
2. OBJETIVOS 15
2.1. Objetivo geral 15
2.2. Objetivos específicos 15
3. REVISÃO DE LITERATURA 16
3.1. Contaminação do solo 16
3.2. Contaminação do solo por metais potencialmente tóxicos 17
3.2.1. Zinco 20
3.3. Biocarvão 21
3.3.1. Biomassa 22
3.3.2. Processo termoquímico: Pirólise 25
3.4. Propriedades do biocarvão e sua dinâmica na adsorção de metais no solo 27
3.5. Biocarvão modificado 30
3.6. Modelagem matemático dos principais fenômenos estudados 32
3.7. Referências 32
4. CAPÍTULO 1 - USO DO BIOCARVÃO NA IMOBILIZAÇÃO DE METAIS POTENCIALMENTE TÓXICOS NO BRASIL: UMA REVISÃO SISTEMÁTICA 41
4.1. Resumo: 41
4.2. Introdução 42
4.3. Material e Métodos 43
4.3.1. Formulação da questão da pesquisa 44
4.3.2. Coleta e identificação dos estudos 45
4.3.3. Triagem dos estudos 45
4.3.4. Análise de dados 46
4.4. Resultados e Discussão 47
4.4.1. Características gerais dos estudos 47
4.4.2. Caracterização dos biocarvões dos estudos selecionados 52
4.4.3. Eficiência do uso do biocarvão na imobilização de metais em solos Brasileiros. 54
4.5. Conclusões 58
4.6. Referências 58
5. CAPÍTULO 2 – IMOBILIZAÇÃO DE ZINCO EM UM ARGISSOLO AMARELO DE CULTIVO DE HORTALIÇAS POR BIOCARVÃO MODIFICADO COM HIDROXIDO DE POTÁSSIO 62
5.1. Resumo: 62

5.2. Introdução 63
5.3. Material e Métodos 64
5.3.1. Identificação da área de estudo 64
5.3.2. Coleta, preparo e caracterizações físicas e químicas do solo 65
5.3.3. Fluorescência de Raios X por Dispersão de Energia (EDRXF) das amostras de solo e bagaço da cana-de-açúcar 66
5.3.4. Coleta, preparo e caracterização físicas e químicas do biocarvão 66
5.3.5. Ensaio de deslocamento miscível em colunas de solo 68
5.3.6. Modelo de convecção-dispersão (CDE) 70
5.3.7. Modelo CDE de dois sítios de sorção 70
5.4. Resultados e discussão 72
5.4.1. Parâmetros físicos e químicos do solo 72
5.4.2. Fluorescência de Raios X por Dispersão de Energia (EDRXF) das amostras de solo e do bagaço da cana-de-açúcar 74
5.4.3. Caracterização físico-química do biocarvão modificado 75
5.4.4. Interação e mobilidade do zinco no solo 86
5.4.5. Sustentabilidade do Biocarvão: Aspectos Econômicos e Escalabilidade. 91
5.5. Conclusões 92
5.6. Referências 93
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS 97
REFERÊNCIAS 99

1. INTRODUÇÃO GERAL

O solo é um recurso natural essencial para a manutenção dos ciclos biogeoquímicos da biosfera, caracterizando-se por sua complexidade e múltiplas funções ecológicas (Pereira et al., 2015). No entanto, com o avanço das sociedades humanas, novas demandas foram impostas ao solo, especialmente devido à intensificação da agricultura e ao crescimento urbano (Souza et al., 2018). Essas transformações resultaram em um aumento significativo na geração de resíduos e no uso indevido de substâncias químicas, comprometendo progressivamente a qualidade dos solos.

Diversos fatores contribuem para a degradação do solo, como erosão, desertificação, inundações, presença de patógenos e, em especial, a contaminação por substâncias químicas (Silva Junior, 2017). Dentre esses, a contaminação por metais potencialmente tóxicos representa uma das maiores preocupações ambientais, dada sua elevada toxicidade, persistência e potencial de bioacumulação. Altas concentrações de metais nos solos ameaçam a saúde humana e dos ecossistemas, principalmente pela entrada desses elementos na cadeia alimentar (Rehman et al., 2018; Yang et al., 2019). Essas substâncias, não biodegradáveis, podem causar danos de longo prazo à saúde pública e ao equilíbrio ecológico (Chen et al., 2019).

A poluição por metais potencialmente tóxicos tem se intensificado com as atividades antrópicas, agravadas pela ausência de regulamentações eficazes e pelo desconhecimento dos impactos ambientais desses contaminantes, muitas vezes irreversíveis (Santos, 2019). Uma das fontes relevantes de introdução de metais ao solo é o uso de fertilizantes e agrotóxicos, cuja composição pode conter elementos potencialmente tóxicos (Peris et al., 2008). Segundo dados do IBAMA, (2022) os herbicidas lideraram as vendas de defensivos agrícolas em 2022, seguidos pelos fungicidas e inseticidas.

Dentre os diferentes metais, a contaminação por Zinco destaca-se como uma problemática de escala global. Esse elemento está amplamente presente no ambiente e possui funções fisiológicas e metabólicas essenciais para as plantas atuando como um micronutriente. No entanto, quando acumulado em concentrações acima dos limites de tolerância, pode provocar disfunções no crescimento e até levar a morte da planta (Liu et al., 2018).

Neste contexto, o uso de biocarvão tem se destacado como uma alternativa promissora para a remediação de solos contaminados. Estudos demonstram que o biocarvão reduz significativamente a biodisponibilidade de metais nos solos, contribuindo para a mitigação da contaminação (Souza et al., 2019; Chagas et al., 2021; Penido et al., 2019). No entanto, ainda são escassos os estudos que abordam os parâmetros de transporte e as interações físico-químicas

do biocarvão-metais em solos do Nordeste brasileiro. Além da falta de estudos utilizando biocarvões modificados.

O biocarvão é um material carbonáceo poroso obtido por decomposição térmica de biomassa sob condições limitadas de oxigênio. Seu uso no solo tem se expandido devido à capacidade de retenção de nutrientes e à melhoria da qualidade do solo (Wang et al., 2019). Além disso, apresenta alta eficiência na adsorção de metais e poluentes orgânicos, sendo eficaz na redução da biodisponibilidade e lixiviação de metais potencialmente tóxicos (Zhang et al., 2013).

Diversas biomassas podem ser utilizadas para a produção de biocarvão, como resíduos de cana-de-açúcar (Gonçalves et al., 2018; Soares et al., 2021), palha de arroz (Garcia et al., 2020; Veloso et al., 2022), sementes de açaí (Costa et al., 2022) e resíduos de café (Carnier et al., 2022). Para fins ambientais, modificações químicas são frequentemente aplicadas ao biocarvão, visando otimizar suas propriedades adsorventes (Febrina et al., 2025; Qu et al., 2021). Assim, o primeiro capítulo deste estudo apresenta uma revisão sistemática sobre o uso de biocarvões em solos brasileiros, com o objetivo de destacar sua aplicabilidade no país.

Diante desse cenário, é fundamental compreender a dinâmica de transporte de metais e a influência do biocarvão aplicado ao solo. Os resultados obtidos podem subsidiar ações de remediação em áreas agrícolas contaminadas, contribuindo com políticas públicas municipais, como no caso do município de Vitória de Santo Antão, em Pernambuco. A escolha dessa área deve-se ao fato de ser um assentamento ocupado por famílias de agricultores que cultivam hortaliças e utilizam de agrotóxicos e fertilizantes, além da detecção desses elementos no solo em estudos anteriores, como por exemplo o zinco (Cunha, 2013; Cunha, 2018).

Assim, o objetivo do segundo capítulo deste trabalho foi avaliar a influência do biocarvão, produzido a partir do bagaço de cana-de-açúcar e modificado com hidróxido de potássio, na imobilização do zinco em área cultivada com hortaliças. Espera-se verificar a viabilidade da aplicação desse material como estratégia de remediação ambiental.

A hipótese central é que o biocarvão modificado apresenta maior capacidade de retenção do metal zinco no solo, reduzindo sua biodisponibilidade e mobilidade em sistemas agrícolas contaminados.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo geral

Avaliar a influência do biocarvão modificado com hidróxido de potássio (KOH) obtido do bagaço de cana-de-açúcar, nos processos de imobilização de Zn em solo cultivado com hortaliças no município de Vitória de Santo Antão, Pernambuco.

2.2. Objetivos específicos

- Realizar uma revisão sistemática acerca do uso do biocarvão no Brasil;
- Determinar os parâmetros físico-químico do solo;
- Obter o biocarvão com bagaço de cana-de-açúcar modificado com KOH pelo processo de pirólise a 700°C;
- Quantificar os elementos por Fluorescência de Raios X por Dispersão de Energia (EDRXF) das amostras de solo e bagaço da cana-de-açúcar antes e após modificação;
- Realizar a caracterização química e física do biocarvão modificado;
- Obter os parâmetros que intervêm nas interações físico-químicas que afetam o transporte de solutos nos solos com o biocarvão modificado utilizando o traçador KBr e o metal Zinco.

3. REVISÃO DE LITERATURA

3.1. Contaminação do solo

O solo é um sistema biogeoquímico complexo que desempenha diversas funções, incluindo aspectos econômicos, sociais e culturais. Ademais, exerce um papel fundamental nas atividades humanas e na manutenção do ecossistema. Assim, pode ser caracterizado como a camada superior da crosta terrestre, situada entre o substrato rochoso e a superfície, composta por água, ar, organismos vivos, minerais e matéria orgânica (EP Solos e Sedimentos, 2012). Além disso, a ABNT (NBR 6502/1995, p.17) define o solo como o "material proveniente da decomposição das rochas pela ação de agentes físicos, químicos e biológicos, podendo ou não conter matéria orgânica".

Em contrapartida, a Comissão das Comunidades Europeias (CEC, 2006), ao analisar o panorama de degradação do solo ao nível global, caracterizou este recurso natural com base nas seguintes funções: produção de biomassa, armazenamento, filtragem e transformação de nutrientes, substâncias e água; reserva da biodiversidade; ambiente físico e cultural; fonte da matéria-prima; atuando como um reservatório de carbono; e arquivo do património geológico e arqueológico. Enquanto isso, as ameaças que se destacam incluem: erosão causada por água e vento; diminuição da matéria orgânica; compactação; salinização e deslizamentos de terra (Bouma; Mcbratney, 2013).

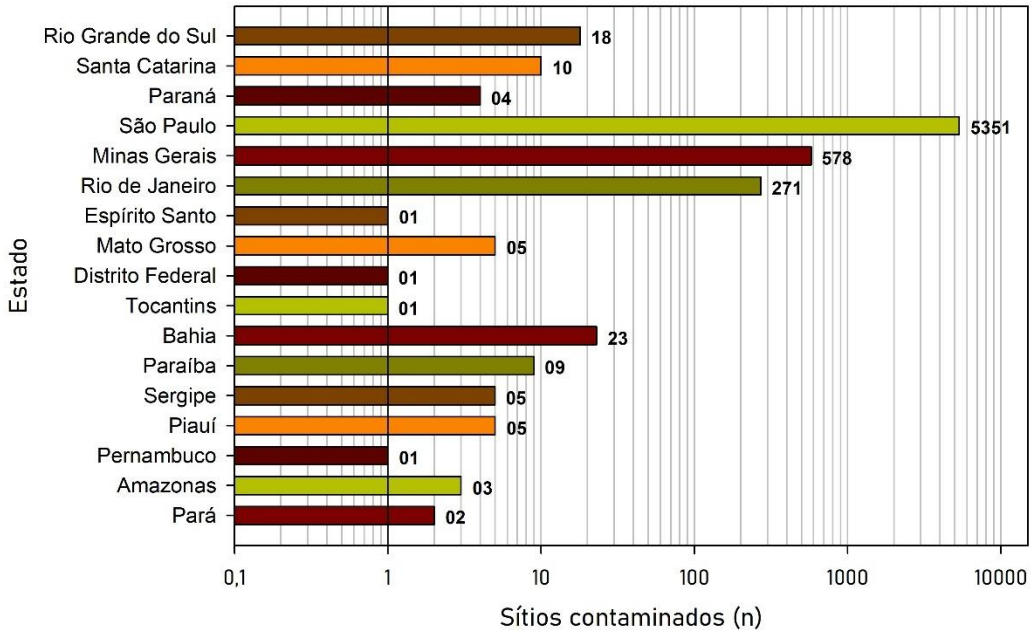
Adentrando neste princípio, a contaminação do solo representa uma degradação à sua qualidade, podendo resultar em impactos como desequilíbrios físicos, químicos e biológicos. Os elementos tóxicos são considerados poluentes perigosos, especialmente no solo, onde afetam os ciclos biogeoquímicos e se acumulam em organismos vivos, sendo transportados para a vida humana pela cadeia alimentar. A presença desses elementos pode inibir a atividade de enzimas microbianas, reduzindo a diversidade das populações da fauna e da flora (Lange, 2012).

O destino do poluente depende de diferentes fatores do solo, bem como, umidade, tipo de argilomineral, área específica, capacidade de troca de cátions, pH, potencial redox, temperatura, porosidade e permeabilidade, além das características intrínsecas dos poluentes (Bragato, 2006).

Em 2016 o Panorama de Gerenciamento de Áreas Contaminadas (GAC) realizou um levantamento nos estados brasileiros, indicando um total de 6288 sítios contaminados, sendo o estado de São Paulo com o maior número de casos registrados, contabilizando um total de 5351

sítios, em seguida Minas Gerais (578) e Rio de Janeiro (271), enquanto o Nordeste Brasileiro, especificamente no estado de Pernambuco, teve apenas um registro (Figura 1).

Figura 1 – Distribuição das áreas contaminadas no Brasil.



Fonte: Adaptado Panorama GAC - Maximiniano et al. (2016).

Assim, a análise e a descrição do solo, especialmente nos que são afetados por contaminantes, representam um dos principais desafios ambientais para os pesquisadores. Diversos estudos estão sendo realizados com o objetivo de entender a dinâmica dos contaminantes no sistema do solo, a fim de apoiar o monitoramento e implementar medidas mitigadoras para minimizar os impactos ambientais nessa matriz (Fernández, 2017).

3.2. Contaminação do solo por metais potencialmente tóxicos

O termo “metal pesado” de acordo com a *Internacional Union of Pure and Applied Chemistry – IUPAC*, considera o termo bastante impreciso, usado às vezes para se referir ao elemento e seu composto. No entanto, neste estudo foi adotado o termo “metal potencialmente tóxico” para agrupar elementos químicos, que engloba metais e semimetais, os quais estão relacionados à toxicidade e ao potencial de poluição dos recursos naturais, além de possuírem a tendência de se acumular na cadeia alimentar.

Entre os metais, alguns são essenciais para as plantas, pois atuam como cofatores enzimáticos em plantas, micro-organismos e mamíferos (Fe, Zn, Cu, Ni e Mn) (Brevik, 2009). Por outro lado, a quantidade e as condições físico-químicas podem provocar alterações de

condições de micronutrientes para a de elementos tóxicos, dessa forma, desempenhando o papel de agentes contaminantes do solo, água e ar.

A contaminação dos solos por metais potencialmente tóxicos é um dos principais problemas ambientais. Altas concentrações de metais nos solos geralmente causam sérias ameaças aos ambientes do solo e à saúde humana pela cadeia alimentar (Rehman et al. 2018; Yang et al., 2019). Os metais podem também ser lixiviados e, consequentemente, resultarem na contaminação das águas superficiais e subterrâneas, comprometendo sua qualidade, bem como, a possibilidade de serem biodisponibilizados para as plantas e, através da cadeia alimentar, serem transferidos para o homem (Plicas et al. 2013).

A introdução de metais potencialmente tóxicos no solo pode ocorrer através de diferentes fontes. De acordo com Zhang et al. (2015), algumas dessas fontes incluem, as atividades de mineração e fundição, indústria, irrigação, esgoto, desenvolvimento urbano e aplicação de fertilizantes, o que resulta na liberação de certas concentrações de metais no solo. Em complemento, o estudo realizado por Liu et al., (2025), sobre as principais fontes de poluição em solos agrícolas na China, identificou a fonte natural como a principal fonte responsável pela contaminação de metais potencialmente tóxicos com uma porcentagem de (39,1%), seguida pelas atividades industriais e agrícolas (23%), fontes desconhecidas (21,5%) e de mineração e fundição (16,4%).

Diversos estudos apontam a presença de metais em solos agrícolas, urbanos e florestais. Altos níveis de concentração de cádmio (Cd) foram encontrados em solos agrícolas nas principais regiões produtoras de grãos na China (Wang et al., 2023). Além disso, cádmio (Cd), mercúrio (Hg), chumbo (Pb) e arsênio (As) foram encontrados em solos agrícolas de áreas periurbanas no sudeste da China (Huang et al., 2018). Em solos urbanos foram verificadas concentrações de cromo (Cr), cádmio (Cd), e arsênio (As) com índices moderado a alto de poluição em uma área ao redor de uma fábrica de eletrônicos (Wu et al., 2018). Por fim, em solos florestais foram encontrados teores de Cd, Pb, Zn, Mn (Kandziora-Ciupa; Gospodarek; Nadgórska-socha, 2022; Malunguja; Thakur; Devi, 2022).

No Brasil, diferentes estudos retratam a contaminação do solo por metais potencialmente tóxicos, tais como, o estudo de Nascimento et al. (2021), onde os teores de Cd, Cr, Ni, Pb e Zn em uma área de mineração foram superiores aos valores de referência do solo para metais propostos pela Agência de Proteção Ambiental do Brasil.

Na Tabela 1 consta a lista de prioridades de substâncias perigosas do Registro de Substâncias Tóxicas e Doenças (ATSDR), em relação aos metais. Nesse rank são indicados como representativos da ameaça mais significativa para a saúde humana, devido à sua

toxicidade conhecida ou suspeita. Vale ressaltar que esta lista prioritária não se configura como um registo das substâncias "mais tóxicas", mas sim, como uma ordenação de substâncias, levando em consideração uma combinação de sua frequência, toxicidade e potencial de exposição (ATSDR).

Tabela 1 – Lista de substâncias perigosas do Registro de Substâncias Tóxicas e Doenças (ATSDR).

Substância	**Posição**
Arsênio (As)	1ª
Chumbo (Pb)	2º
Mercúrio (Hg)	3ª
Cádmio (Cd)	7º
Níquel (Ni)	57ª
Zinco (Zn)	74º
Cromo (Cr)	78ª
Cobre (Cu)	120º
Vanádio (V)	208ª

Fonte: ATSDR (2023).

Os metais representam um risco para a sociedade e o meio ambiente, dependendo das concentrações presentes nesses ambientes. Ademais, as agências reguladoras disponibilizam valores orientadores de qualidade que fornecem subsídio sobre a qualidade e as alterações do solo. Esse aspecto é útil como ferramenta nas políticas de prevenção e controle da contaminação, bem como no gerenciamento de áreas contaminadas que estão sob investigação (CPRH, 2014).

Segundo o CONAMA (2009), são estabelecidos três valores orientadores de qualidade do solo, sendo: Valor de Referência de Qualidade (VRQ): Um solo é classificado como não contaminado quando o teor do elemento químico presente é igual ou inferior ao (VRQ). Valor de Prevenção (VP): concentração limite de um elemento no solo a partir da qual este ainda é capaz de manter suas funções essenciais. Portanto, quando ultrapassado, torna-se necessário realizar o monitoramento e a avaliação das causas da elevação dos seus teores. Valor de Intervenção (VI): concentrações acima da qual há riscos potenciais à saúde humana. Assim, quando esse limite é ultrapassado, a área deve ser interditada.

3.2.1. Zinco

O zinco é um micronutriente essencial ao metabolismo vegetal. Entretanto, quando presente em concentrações elevadas, pode tornar-se tóxico, promovendo estresse oxidativo e interferindo em diversos processos fisiológicos, o que compromete o crescimento e o desenvolvimento das plantas (Romeo et al., 2014).

Além disso, segundo Kalousek et al. (2024), concentrações elevadas de zinco no solo podem interferir no ciclo de nutrientes e modificar as comunidades microbianas, o que compromete a sustentabilidade dos ecossistemas. Para Singh et al. (2024), as propriedades do solo, bem como, pH e teor de matéria orgânica influenciam a absorção de Zn e os níveis de contaminação do solo.

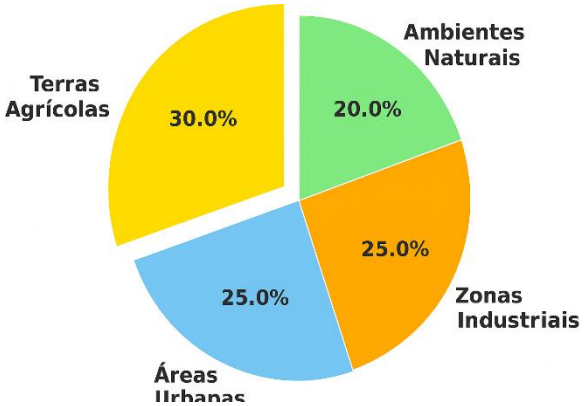
As principais fontes antrópicas de zinco (Zn) no solo, especialmente as atividades agrícolas e industriais, são diversas e podem impactar significativamente a qualidade do solo e o crescimento das plantas (Van et al., 2024).

Figura 2 – Fontes de Zn no solo.

Fonte: Van et al. (2024).

A Figura 3 apresenta a distribuição dos impactos da poluição por zinco em diferentes áreas de uso do solo, com destaque para as terras agrícolas (30%), seguidas pelas áreas urbanas e zonas industriais (25% cada) e, por fim, pelos ambientes naturais (20%).

Figura 3 – Distribuição dos Impactos da poluição por zinco de acordo com o tipo de uso do solo.



Fonte: Van et al. (2024).

O limite de concentração de zinco estabelecida como valor de referência de qualidade (VRQ) para solos em Pernambuco é de 34 mg kg^{-1} (CPRH, 2014). Já a Resolução CONAMA nº 420 (2009) define o valor de prevenção para esse metal em até 300 mg kg^{-1} e também estabelece o seu valor de intervenção.

O estudo realizado por Cunha (2013) revelou a presença de metais no solo. Dentre os elementos examinados, o zinco apresentou concentrações elevadas na região de Mocotó, especificamente na camada superficial destinada ao cultivo de hortaliças, em Vitória de Santo Antão–PE, superando o limite de prevenção estabelecido pela Resolução CONAMA nº 420 (300 mg kg^{-1}).

Em outra localidade, em Natuba, os níveis de zinco também ultrapassaram o valor de qualidade de referência estipulado para o estado de Pernambuco (34 mg kg^{-1}).

3.3. Biocarvão

A utilização do biocarvão como condicionador do solo surgiu com a descoberta das Terra Preta de Índio (TPI). Naturalistas e geólogos que viajaram pela Amazônia na década de 1980 observaram manchas profundas de solo escuro, ricas em carbono e bastante férteis. Além disso, o carbono está presente no solo na forma de carvão, gerado provavelmente pela queima de materiais orgânicos em condições de baixa disponibilidade de oxigênio (Mangrich; Maia; Novotny, 2011).

A qualidade dessas terras chamou a atenção de pesquisadores em todo o mundo, que passaram a estudar a produção de um fertilizante orgânico que imitasse suas características. Assim, o produto obtido a partir dessas pesquisas é denominado de *biochar* ou biocarvão no português (Mangrich; Maia; Novotny, 2011).

Os primeiros estudos sobre o uso do biocarvão para melhorar os parâmetros físicos, químicos e biológicos do solo iniciaram-se a partir da investigação da fertilidade e da produtividade das Terras Preta de Índio (TPIs) (Glaser et al. 2001). Foi observado que esses solos apresentaram boa fertilidade e produtividade mesmo sem a presença de adubação, um fator atribuído à presença do carvão.

Para Maia (2011), o biocarvão é definido como a biomassa carbonizada em uma atmosfera pobre de oxigênio, com o objetivo de ser utilizado na agricultura, visando o sequestro de carbono no solo e a melhoria das propriedades físico-químicas.

Embora qualquer tipo de biomassa possa ser utilizado para a produção de biocarvão, as diferentes características químicas desses materiais, como teores de lignina, extrativos, celulose e hemicelulose, assim como sua morfologia e as condições aplicadas durante a pirólise, resultam em produtos com características físicas e químicas distintas. Entre essas características, destacam-se a porosidade, a superfície específica, o pH e a capacidade de troca iônica, entre outros (Maia, 2011).

3.3.1. Biomassa

A biomassa é um fator essencial para a produção do biocarvão, pode ser definida de acordo com Yaman (2004), como qualquer material composto de hidrocarbonetos, constituídos especialmente por carbono, oxigênio, hidrogênio e nitrogênio, embora o enxofre também se encontre presente, porém em pequenas quantidades. Em um levantamento realizado por Vassilev et al. (2010), destacou a composição química elementar de diferentes tipos de biomassa (Tabela 2).

Tabela 2 – Composição química elementar de diferentes tipos de biomassas, (%) em base seca.

Grupo	Biomassa	C	O	H	N	S
Madeira e biomassa lenhosa	Casca de Eucalipto	48.7	45.3	5.7	0.3	0.05
	Resíduos florestais	52.7	41.1	5.4	0.7	0.10
	Madeira	49.6	44.1	6.1	0.1	0.06
Biomassa animal	Cama de frango	60.5	25.3	6.8	6.2	1.20
Outros resíduos	Casca de coco	51.1	43.1	5.6	0.1	0.10
	Casca de café	45.4	48.3	4.9	1.1	0.35
	Bagaço de cana-de-açúcar	49.8	43.9	6.0	0.2	0.06

Fonte: Adaptado Vassilev et al. (2010).

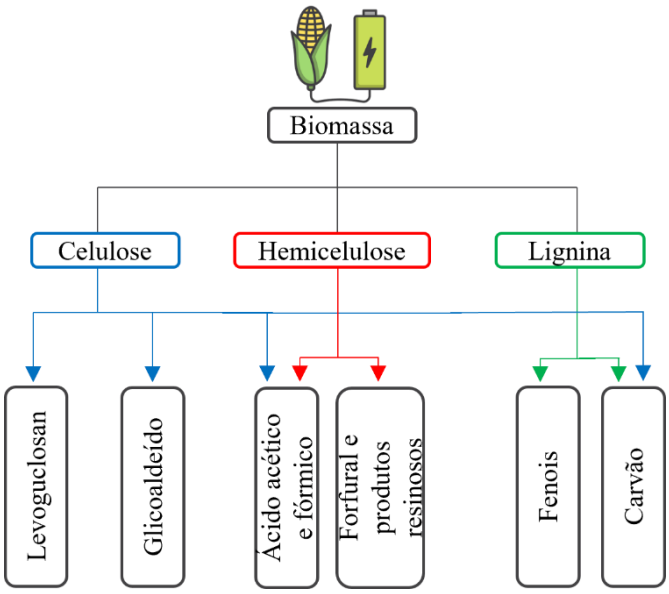
A biomassa pode ser composta por diferentes tipos de substratos, incluindo materiais naturais e derivados, bem como espécies lenhosas e herbáceas, resíduos de madeira, animais, agrícolas, industriais e sólidos urbanos, além de resíduos de bagaço, serragem, biossólidos, plantas e algas (Yaman, 2004).

As principais biomassas produzidas no Brasil estão relacionadas com culturas vegetais (bagaço, cascas, serragem, tocos), resíduos florestais, (folhas, galhos, cascas, serragem e tocos), resíduos animais (esterco e rejeitos gordurosos de abatedouros), resíduos urbanos (restos de alimentos e borra de café) e por fim resíduos industriais (lodo de esgoto, tortas e licor negro) (Cortez et al., 2008).

A composição química da biomassa lignocelulósica é composta por celulose, hemicelulose e lignina. Para Assumpção (2015), esses materiais lignocelulósicos são caracterizados por serem fibrosos e possuírem o poder de formar uma estrutura vegetal complexa, esse fator é causado devido ao entrelaçamento entre os principais constituintes, sendo justamente, os polissacarídeos (açúcares complexos), como a celulose (hexoses) e hemicelulose (pentoses) e por fim a lignina. Sendo assim, podem ser oriundos de biomassas vegetais, tais como, os produtos agrícolas, bambu, sisal, além dos resíduos agroindustriais, bagaço e cascas.

No processo de pirólise da biomassa são obtidos alguns produtos referentes a sua composição química (Figura 4). Como pode ser visto no esquema, a celulose e a lignina contribuem para a formação do carvão.

Figura 4 – Produtos da pirólise dos principais componentes da biomassa.



Fonte: Adaptado de Bridgwater et al. (2001); Mesa (2004).

O Brasil é o maior produtor de cana-de-açúcar do mundo. Segundo dados do IBGE (2024), em 2024 foram produzidas mais de 700 milhões de toneladas; na Região Nordeste, a produção foi superior a 55 milhões de toneladas, tornando-se a terceira maior região produtora de cana-de-açúcar, atrás do Sudeste (466 milhões) e do Centro-Oeste (150 milhões). Apenas no estado de Pernambuco foram produzidas mais de 16 milhões de toneladas, que representa cerca de 14% de toda a Região do Nordeste. Além disso, são gerados cerca de 260 a 280 kg de bagaço de cana-de-açúcar (teor de umidade 50%) por tonelada de cana-de-açúcar processada, enquanto a produção de palha varia de 66 a 165 kg (teor de umidade 15%) (Joppert et al. 2017).

O bagaço da cana-de-açúcar em sua composição química apresenta aproximadamente 32-48% de celulose, 19-24% de hemicelulose e 23-32% de lignina, enquanto, a palha da cana-de-açúcar possui cerca de (40-44%, 30-32% e 22-25%) de celulose, hemicelulose e lignina respectivamente (Santos et al., 2012). Além disso, a composição média elementar do bagaço da cana-de-açúcar, de acordo com Silva (2007) apud Silva (2017), é de carbono (39,7 – 40 %), oxigênio (40 – 46 %), hidrogênio (5,5 - 7,4 %), nitrogênio e cinzas (0 - 0,3 %). O elevado teor de carbono presente torna esse material um ótimo instrumento para a preparação de biocarvões (MA et al., 2021).

A produção do biocarvão derivado de resíduos de cana-de-açúcar pode minimizar a quantidade de resíduos gerados, além de contribuir na solução de problemas ambientais. Assim, sua produção é uma alternativa viável e sustentável para reduzir impactos negativos no solo (Oliveria, Muerta, 2022).

Existem inúmeros estudos da utilização de resíduos de cana-de-açúcar para a produção de biocarvão com o objetivo de reduzir contaminantes no solo. Em pesquisa de Puga et al. (2016), os autores verificaram o uso do biocarvão produzido a partir da palha de cana-de-açúcar aplicado em um cultivo de Feijão-de-porco *(Canavalia ensiformis)* e mucana-preta (*Mucuna Aterrima*) em um solo contaminado com metais. Como resultado, observaram-se reduções nos teores de Cd, Pb e Zn, acompanhadas por um aumento na concentração de nutrientes.

Em uma outra pesquisa, Soares et al. (2021) verificaram a influência da aplicação de biocarvão derivado da palha de cana-de-açúcar na dinâmica e remediação de metais potencialmente tóxicos em uma área contaminada. Porém, na produção de biocarvão produzido a partir do bagaço de cana-de-açúcar, Gonçalves et al. (2018) estudaram a influência da adição de biocarvão na melhoria do consórcio microbiano e na taxa de degradação dos compósitos de Poli(3-hidroxibutirato-co-3-hidroxivalerato) (PHBV), ou seja, um biopolímero biodegradável e biocompatível produzido por microrganismos e plantas. Como resultados, a aplicação do biocarvão mostrou-se eficaz em acelerar a degradação do PHBV no solo.

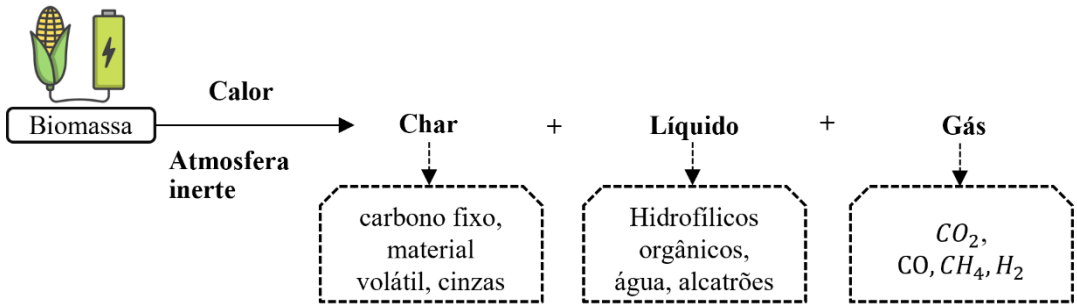
3.3.2. Processo termoquímico: Pirólise

Os processos termoquímicos, tais como pirolise, gaseificação, carbonização hidrotérmica (HTC) e torrefação, tem como finalidade converter a biomassa em biocarvão, biocombustível entre outros produtos com base biológica sob diversas condições de temperatura e controle da taxa de queima para garantir a qualidade e o rendimento desejados (Qambrani et al., 2017).

A pirólise, ou carbonização, é considerada o mais simples e antigo processo de conversão de combustíveis, consistindo na transformação da lenha em um produto de melhor qualidade e maior conteúdo energético, como o carvão. A técnica reside em aquecer o material original na quase ausência de oxigênio, até que o material volátil seja removido (ANEEL, 2005).

Segundo Diedoviec (2016), a pirólise é um processo térmico que consiste na decomposição da matéria orgânica na ausência de oxigênio em um reator, podendo ser uma alternativa promissora para a produção de combustíveis líquidos, sólidos e gasosos. O processo de pirólise pode ser representado conforme a equação representada na Figura 5 (Brownsort, 2009):

Figura 5 – Processo de pirólise da biomassa.



Fonte: Adaptado Brownsort (2009).

Duku et al. (2011), por exemplo, levantaram a partir de uma revisão da literatura que os rendimentos dos produtos da pirolise dependem de diferentes fatores, bem como do tipo, natureza e composição da matéria-prima (biomassa), em destaque aos teores de lignina e cinzas, além das condições do processo, como temperatura, pressão, tempo de residência do vapor, taxas de aquecimento, tamanho das partículas e por fim, a integração térmica.

Por outro lado, Lehmann e Joseph (2009) relataram que, independentemente da matéria-prima utilizada, acredita-se que os principais parâmetros operacionais durante a pirolise que

afetam o produto são: temperatura máxima de tratamento (TMT), taxa de aquecimento e o tempo de reação.

Além disso, ainda para Duku et al. (2011), a composição, qualidade e as características do biocarvão, tais como, densidade, distribuição do tamanho de partículas, teor de cinza, teor de umidade e pH, também dependem do tipo, natureza e origem da matéria-prima, entrelaçadas com as condições da pirolise.

Quando se trata da classificação da pirólise, as principais categorias incluem: a pirólise lenta, a pirólise rápida e a pirólise instantânea (Liu et al. 2015). Na Tabela 3, pode ser observada as condições de cada tipo de processo e como eles atuam. Um destaque importante é o rendimento dos biocarvões, onde a pirólise lenta apresenta um maior rendimento em comparação demais processos.

Tabela 3 – Características dos diferentes tipos de pirólise.

Processos	Taxa de aquecimento (°C min^{-1})	TMT (ºC)	Tempo de residência	Produto principal	Rendimento de biocarvão (%)
Pirólise lenta	5-7	300-800	> 1 h	Biocarvão	35-50
Pirólise rápida	300-800	400-600	0,5-10 s	Bio-óleo	15-35
Pirólise instantânea	~1000	400-1000	< 2 s	Gás	10-20

Fonte: Adaptada Liu, W. J.; Jiang; Yu, (2015).

Por outro lado, Duku et al. (2011) consideram a pirólise lenta e a pirólise rápida como os principais processos para a produção de biocarvão, destacando que ambos os processos diferem na taxa de transferência de calor, na temperatura e no tempo de residência. Qambrani et al. (2017) destacam a pirolise lenta como o método mais tradicional para a produção do biocarvão.

Diversos estudos compararam diferentes condições de pirólise, por exemplo, a pesquisa de Soares et al. (2021), verificou o efeito da aplicação de biocarvão em uma área contaminada com arsênio (As) e chumbo (Pb), produzido a partir da palha da cana-de-açúcar sob diferentes taxas de temperatura (350°C, 550ºC e 750ºC) e com uma taxa de aquecimento de 5°C min^{-1}. Como resultado, constataram que houve um aumento na disponibilidade de As, enquanto houve uma redução na disponibilidade de Pb pirolisados a 550ºC e 750ºC, respectivamente. Dessa forma, os autores concluíram que biocarvões pirolisados em altas temperaturas podem ajudar a minimizar riscos ambientais em relação a áreas contaminadas com Pb.

O estudo de Dias et al. (2022) teve como finalidade avaliar o efeito dos biocarvões na mobilização de arsênio (As) em dois tipos de rejeitos de mineração de ouro. Os biocarvões foram produzidos a partir das seguintes biomassas: sementes de açaí, (*Euterpe oleracea Mart*), cascas de castanha-do-pará (*Bertholletia excelsa Bonpl*) e torta de palmiste resultante do processamento do dendê (*Elaeis guineensis Jacq*.). Os substratos foram pirolisados a uma taxa de temperatura de 700ºC e com uma taxa de aquecimento de 3,33°C min^{-1}. Como resultado, constataram que todos os biocarvões analisados reduziram as concentrações biodisponíveis de Arsênio, na seguinte ordem, torta de palmiste > casca de castanha-do-pará > semente de açaí em ambos os rejeitos.

3.4. Propriedades do biocarvão e sua dinâmica na adsorção de metais no solo

O biocarvão é composto principalmente por carbono, hidrogênio, oxigênio e nitrogênio. O carbono presente no biocarvão apresenta um teor de cerca de 38 a 80%, a maior parte deste elemento está contida nas estruturas alquilas e aromáticas (Xu e Fang, 2015). Além disso, o biocarvão possui elementos inorgânicos, tais como, silício (Si), potássio (K), alumínio (Al), cálcio (Ca) e fósforo (P) (Wang et al., 2012).

O biocarvão é um elemento altamente poroso, geralmente alcalino e possui uma grande área de superfície específica (Nóbrega, 2011). O autor ainda afirma que no processo de pirolise, cerca de 50% do carbono contido na biomassa pode estar retido dentro do biocarvão, apresentando uma forte estrutura aromática e características bioquimicamente mais recalcitrante, ou seja, mais difícil a degradação que em outros materiais orgânicos no solo. De modo que o processo de oxidação no solo ocorre de forma lenta, resultando na produção de grupos funcionais negativos na superfície, por exemplo, grupo carboxílico e fenólico.

O pH do biocarvão geralmente oscila entre 5-12 (Xu e Fang, 2015). No entanto, com o aumento da temperatura de pirólise o pH tende a aumentar devido a decomposição do ácido biônico e do aumento das concentrações dos minerais (Novak et al., 2009a; Ahmad et al., 2014). Outro fator que influencia no aumento do pH, são os grupos orgânicos funcionais alcalinos (–OH, –O e –COO) presentes no biocarvão, que também contribuem para essa elevação (Novak et al., 2009b; Yuan et al., 2011). Além disso, a presença de carbonatos no biocarvão também eleva o pH do solo, pois quando reagem com a água no solo, exercem um efeito semelhante à calagem (Smider; Singh, 2014).

A alteração de pH no solo após a aplicação do biocarvão foi investigada por Martinsen et al. (2015), onde analisaram três tipos de biocarvão (casca de cacau, casca de dendê, casca de arroz) pirolisados a uma temperatura média de 300ºC, resultando em um pH em água de 10.5,

6.7 e 7.13, respectivamente. Foram aplicadas ao solo com um pH de 4,7 (Ácido). Como resultado, observaram que a aplicação dos biocarvões aumentou o pH do solo. O biocarvão produzido a partir da casca de cacau, na dose 0,6%, promoveu mudança de pH de 4,7 para 5. No entanto, a casca de dendê e a casca de arroz precisaram de uma dose de 10 e 12 vezes maior para alcançar o pH 5, ou seja, na dose de 30% os resultados do pH foram de 8.95, 5.53, 5.47 para casca de cacau, casca de dendê e casca de arroz, respectivamente.

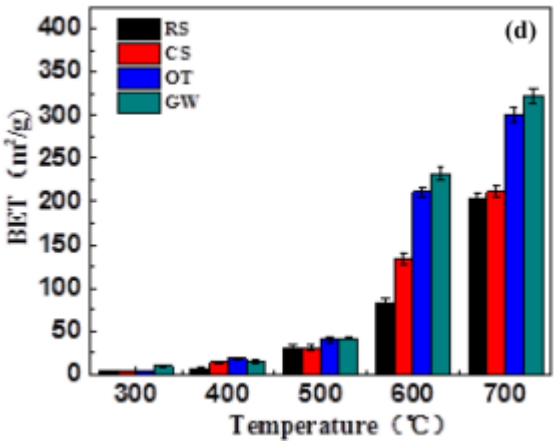
Nesse contexto, o efeito de calagem provocado pela adição do biocarvão é importante para solos ácidos, principalmente se eles apresentarem limitações devido à toxicidade de metais ou à deficiência de nutrientes (Alburquerque et al., 2014). Normalmente, estes solos apresentam deficiência em nutrientes e alto teor de alumínio. Sendo assim, solos com pH baixo diminui a capacidade de troca catiônica e aumenta a quantidade de alumínios, como consequência, provoca redução na disponibilidade de nutrientes para as plantas (Verheijen et al., 2010).

Quando se trata da relação do pH e a presença de metais potencialmente tóxicos no solo, em condições ácidas, a maioria desses metais, tais como, Cu, Cd, Zn, Cr, Ni e Pb, tornam-se mais biodisponíveis. Como o biocarvão normalmente é alcalino, a mistura biocarvão/solo pode induzir o efeito de calagem, ou seja, causar ajuste no pH e resultar na precipitação e imobilização de metais potencialmente tóxicos no solo (Ahmad et al., 2014; Kumar et al., 2018).

O biocarvão apresenta uma ampla área de superfície específica, alta porosidade, além de uma elevada capacidade de troca catiônica (Chen, et al., 2020). A temperatura de pirólise determina as propriedades estruturais e de superfície do biocarvão, como o tamanho e volume dos poros, a área de superfície e a estrutura fractal, que normalmente aumentam com a elevação da temperatura do processo, influenciando, por sua vez, o potencial de adsorção dos metais potencialmente tóxicos (Méndez et al., 2013; Yuan et al., 2013; Chen, et al., 2014).

Tu et al. (2022) produziram biocarvões derivado de palha de arroz (RS), palha de milho (CS), cascas de camélia oleifera (OT) e resíduos de jardim (GW) com diferentes temperaturas de pirolise. Como resultado, observaram que o aumento da temperatura de pirólise de 300ºC para 700ºC, resultou no aumento da área de superfície específica (Figura 6).

Figura 6 – Área de superfície específica dos biocarvões em diferentes temperaturas.

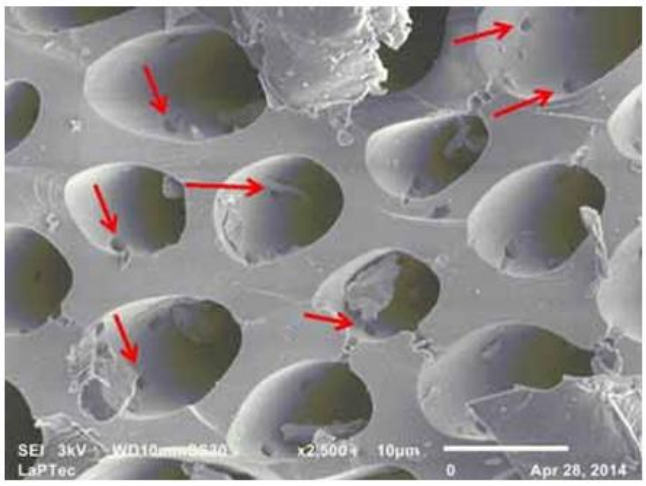


Fonte: Tu et al. (2022).

Burachevskaya et al. (2023) analisaram o potencial do biocarvão para a remoção de metais potencialmente tóxicos no solo, produzidos a partir da casca de arroz, casca de girassol e madeira, com uma temperatura final de pirolise de 750ºC. Os autores observaram que a maior capacidade de adsorção dos metais analisados foi para o chumbo (Pb), com uma taxa de remoção de cerca de 95%. Por outro lado, entre os biocarvões produzidos, os testes de adsorção demostraram que o biocarvão derivado da madeira apresentou melhores resultados devido a sua maior área de superfície específica e um maior número de grupos funcionais.

Domingues (2015) notou característica de subpores no biocarvão produzido a 700ºC (Figura 7), concluindo que esse fator pode melhorar as características adsortivas do material.

Figura 7 – Micrografia de MEV (aumento de 2500 x): presença de subporos internos aos poros (setas vermelhas).



Fonte: Domingues (2015).

No contexto de estudos sobre a aplicação de biocarvão na remediação de solos contaminados por zinco, Silva et al. (2023) analisaram o uso desse material em uma área impactada por esse elemento, sendo cinco pontos (A, B, C, D, E) contaminados por Zn, devido a queima de materiais eletrônicos e um ponto (R) que serviu como controle. Os resultados indicaram que o biocarvão apresentou potencial para reduzir o Zn disponível, especialmente nos pontos de maior concentração de zinco, Ponto D (de 12.000 para 7.200 mg kg^{-1}) e no Ponto E (de 4.800 para 750 mg kg^{-1}).

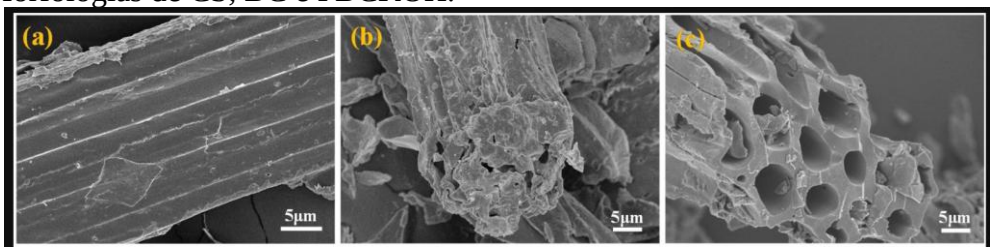
3.5. Biocarvão modificado

A modificação do biocarvão pode melhorar a sua capacidade adsortiva, pela alteração da área de superfície específica, carga superficial, tamanho de poros e volume de poros (Subramanian et al., 2024). Os principais métodos de modificação podem ser divididos em quatro categorias, sendo elas: modificações químicas, modificações físicas, impregnação com sorventes minerais e modificações magnéticas (Rajapaksha et al., 2016). No entanto, as modificações químicas e físicas do biocarvão vem sendo amplamente estudada principalmente para a remediação de solos contaminados por metais potencialmente tóxicos (Gusiatin & Rouhani, 2023).

A modificação química do biocarvão é uma estratégia comprovada para aumentar sua capacidade de sorção de contaminantes. Essas modificações criam mais locais ativos, aumentam a área superficial e introduzem grupos funcionais que fortalecem as interações com poluentes, tornando o biocarvão muito mais eficiente para a remoção de contaminantes em água e solo (Rajapaksha et al., 2016).

No estudo de Qu et al. (2021), foram analisados biocarvões produzidos a partir da palha de milho modificado com hidróxido de potássio (KOH) e pirolisados a uma temperatura de 800ºC. Como resultado, a morfologia da casca do milho (CS) apresentou uma superfície lisa (Figura 8a), enquanto o biocarvão (BC) apresentou poros irregulares (Figura 8b), e por fim o biocarvão modificado com hidróxido de potássio (PBC_{KOH}) revelou uma estrutura tridimensional em forma de colmeia, revelando poros mais desenvolvidos (Figura 8c).

Figura 8 – Morfologias de CS, BC e PBCKOH.



Legenda: Imagens SEM de (a) Casca de Milho (CS), (b) biocarvão da casca de milho (BC), (c) biocarvão modificado com hidróxido de potássio (PBC_{KOH}).

Fonte: Adaptado Qu et al. (2021).

Além disso, o PBC_{KOH} apresentou um aumento da área de superfície específica, ou seja, a área superficial específica (SBET) do CS foi de 14,70 $m^2\ g^{-1}$, aumentando significativamente para 114,36 $m^2\ g^{-1}$ no BC e 2183,79 $m^2\ g^{-1}$ no PBC_{KOH}, indicando a eficácia da ativação com KOH no aumento da área superficial do material (Qu et al., 2021).

Liu et al. (2021) investigaram a adsorção do biocarvão de palha de arroz modificado para a remediação *in situ* de solos contaminados com Zn (Zinco). Foram produzidos três tipos de biocarvões: biocarvão não modificado (RBC), biocarvões modificado com uma solução mista de ácido clorídrico e fluorídrico (HCl-HF) (HRBC) e modificado com uma solução de hidróxido de potássio (KOH) (KRBC). Os pHs do RBC, HRBC e KRBC foram de 10,32; 8,55; 11,64, respectivamente, indicando uma redução quando modificado com a solução ácida e um aumento com a solução básica. Os autores concluíram que a área de superfície específica do KRBC foi maior em relação aos outros dois biocarvões, o não modificado (RBC) e o modificado com ácido (HRBC). Além disso, o desempenho do KBRC apresentou uma maior capacidade de reparar solos contaminados com Zn.

Gholami e Rahimi (2021) analisaram o efeito do biocarvão produzido de polpa de cenoura pré (CB) e pós-modificação com tioureia (CH_4N_2S) (TMB) pirolisados a uma temperatura de 550ºC no fracionamento de Cobre (Cu) e Zinco (Zn) em solo ácido (pH de 4,96). O pH do CB e TMB foram de 8,56 e 9,11 respectivamente, indicando um aumento de pH pós-modificação. O TMB apresentou mais grupos funcionais de superfície em comparação com o BC, além disso, apresentou uma melhoria do pH, CTC do solo, e desempenhou um papel significativo na redução da mobilidade e disponibilidade de Cu e Zn no solo ácido. Os autores concluíram que o biocarvão modificado com tioureia (CH_4N_2S) pode ser uma ferramenta eficaz para reduzir a biodisponibilidade e estabilizar Cu e Zn em solos contaminados.

3.6. Modelagem matemático dos principais fenômenos estudados

A determinação dos parâmetros hidrodispersivos são realizadas a partir de dois modelos matemáticos, sendo: convecção-dispersão (CD) e convecção-dispersão a dois sítios de sorção (CD-2S), utilizando-se o programa CXTFIT 2.0 (Code for Estimating Transport Parameters from Laboratory or Field tracer Experiments) desenvolvido por Parker e van Genuchten (1984).

A escala da coluna de solo e os fenômenos de transporte serão descritos pelas equações onde as variáveis e os parâmetros considerados serão representativos das grandezas físicas médias. A matriz sólida será considerada indeformável, homogênea e isotrópica, com a fase líquida contínua, isotérmica e incompressível, sendo a fase gasosa contínua e submetida à pressão atmosférica em todos os pontos. O escoamento será considerado unidirecional.

A descrição da passagem de um soluto dentro do meio poroso em uma coluna de solo (deslocamento unidirecional) se faz tradicionalmente utilizando a forma diferencial da lei de conservação de massa.

3.7. Referências

ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. **Rochas e Solos**. NBR 6502. Rio de Janeiro, 1995.

AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA - ANEEL. **Biomassa**, 2005. Disponível em: https://livroaberto.ibict.br/bitstream/1/582/6/05%20-%20Biomassa%282%29.pdf. Acesso em: 20 out. 2024.

AHMAD, M. et al. Biochar as a sorbent for contaminant management in soil and water: A review. **Chemosphere**, v. 99, p. 19–33, 2014. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.10.071.

ALBURQUERQUE, J. A.; CALERO, J. M.; BARRÓN, V.; TORRENT, J.; CAMPILLO, M. C.; GALLARDO, A.; VILLAR, R. Effects of biochars produced from different feedstocks on soil properties and sunflower growth. ***Journal of Plant Nutrition and Soil Science***, v. 177, n. 1, p. 16-25, 2014. DOI: 10.1002/jpln.201200652.

ATSDR. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. **ATSDR's Substance Priority List**, 2022. Disponível em: https://www.atsdr.cdc.gov/spl/index.html. Acesso em: 3 jan. 2024.

BOUMA, J.; MCBRATNEY, A. Framing soils as an actor when dealing with wicked environmental problems. **Geoderma**, v. 200-201, p. 130–139, 2013. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.02.011.

BRAGATO, M. **Tratamento 'in-situ' de solo contaminado por derivado de petróleo e metais**. 2006. 194 f. Tese (Doutorado em Engenharia Metalúrgica e de Materiais) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.

BROWNSORT, P. A. **Biomass pyrolysis process: review of scope, control and variability**. UKBRC, 2009. Disponível em: https://www.biochar.ac.uk/resources. Acesso em: 24 maio 2023.

BURACHEVSKAYA, M. et al. Fabrication of biochar derived from different types of feedstocks as an efficient adsorbent for soil heavy metal removal. **Scientific Reports**, v. 13, n. 1, p. 2020, 2023. https://doi.org/10.1038/s41598-023-27638-9.

CARNIER, R. et al. Jack Bean Development in Multimetal Contaminated Soil Amended with Coffee Waste-Derived Biochars. **Processes**, v. 10, n. 10, 2022. https://doi.org/10.3390/pr10102157.

CHAGAS, J. K. M. et al. The residual effect of sewage sludge biochar on soil availability and bioaccumulation of heavy metals: Evidence from a three-year field experiment. **Journal of Environmental Management**, v. 279, 2021. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111824.

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. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.04.048.

CHEN, X. et al. Effects of biochar and crop straws on the bioavailability of cadmium in contaminated soil. **Scientific Reports**, v. 10, n. 1, 2020. https://doi.org/10.1038/s41598-020-65631-8.

CHEN, Z. L. et al. Removal of Cd and Pb with biochar made from dairy manure at low temperature. **Journal of Integrative Agriculture**, v. 18, n. 1, p. 201–210, 2019. https://doi.org/10.1016/S2095-3119(18)61987-2

CONAMA- Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009. "Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas."**, Diário Oficial [da República Federativa do Brasil], Brasília, DF, nº 249, de 30/12/2009, págs. 81-84. Disponível em http://www.mma.gov.br/port/conama/legiano1.cfm?codlegitipo=3&ano=2009. Acessado em 12 Jun. 2025.

CORTEZ, L. A. B.; LORA, E. E. S.; GOMEZ, E. O. **Biomassa para energia**. Campinas: Editora UNICAMP, 2008.

COSTA, H. S. C. et al. Phytoremediator Potential of *Ipomea asarifolia* in Gold Mine Waste Treated with Iron Impregnated Biochar. **Minerals**, v. 12, n. 2, 2022. https://doi.org/10.3390/min12020150

CPRH – **Agência Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Instrução Normativa CPRH n.º 007, de 31 de dezembro de 2014.** Recife: CPRH, 2014. Disponível em: http://www.jusbrasil.com.br/diarios/82838343/doepe-31-12-2014-pg-13/pdfView. Acesso em: 10 jan. 2025.

CUNHA FILHO, Fernando Ferreira da. **Metais pesados em solo, água e hortaliças em áreas produtoras de olerícolas na Zona da Mata de Pernambuco**. 2013. 106 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Energéticas e Nucleares) – Universidade Federal de Pernambuco,

Recife, 2013. Disponível em: https://repositorio.ufpe.br/handle/123456789/10120. Acesso em: 10 jan. 2024.

CUNHA FILHO, Fernando Ferreira da. **Avaliação de risco à saúde humana pela exposição de solos e olerícolas com teores de metais potencialmente tóxicos**. 2018. 128 f. Tese (Doutorado em Tecnologias Energéticas e Nucleares) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2018.

DIAS, Y. N. et al. Biochar mitigates bioavailability and environmental risks of arsenic in gold mining tailings from the eastern Amazon. **Journal of Environmental Management**, v. 311, 2022. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.114840.

DIEDOVIEC, E. **Obtenção e caracterização cromatográfica de bio-óleos de bagaço de cana-de-açúcar por pirólise convencional e catalítica, empregando reatores de leito fixo**. 2016. Dissertação (Mestrado em Química) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2016.

DOMINGUES, M. T. **Imobilização de fosfatos em microesferas poliméricas contendo biochar: preparação, caracterização e liberação lenta em sistemas aquosos**. 2015. 90 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Universidade Estadual Paulista, São Paulo, 2015.

DO NASCIMENTO, A. R. V. J. et al. Assessing Soil Quality and Heavy Metal Contamination on Scheelite Mining Sites in a Tropical Semi-arid Setting. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 232, n. 9, 2021. https://doi.org/10.1007/s11270-021-05299-6.

DUKU, M. H.; GU, S.; HAGAN, E. B. Biochar production potential in Ghana—A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 15, n. 8, p. 3539–3551, 2011. https://doi.org/10.1016/j.rser.2011.05.010.

EP Solos e Sedimentos. **Relatório de Atividades da EP Solos e Sedimentos 2009/2011**. Plano Nacional de Ação Ambiente e Saúde – PNAAS, 2012. 120 p.

FEBRINA, Wetri et al. Enhanced adsorption performance of biochar derived from palm empty fruit bunches for wastewater treatment. In: JOSHI, R. C.; KAFLE, L.; NAZIR, N. (ed.). ***BIO Web of Conferences***, [S.l.], v. 159, p. 05001, 2025. DOI: https://doi.org/10.1051/bioconf/202515905001.

FERNÁNDEZ, Z. H. **Análise de metais pesados em solos de Pernambuco com diferentes atividades antrópicas**. 2017. Tese (Doutorado em Ciência) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2017.

GARCIA, A. C.; TAVARES, O. C. H.; DE OLIVEIRA, D. F. Biochar as agricultural alternative to protect the rice plant growth in fragile sandy soil contaminated with cadmium. **Biocatalysis and Agricultural Biotechnology**, v. 29, 2020. https://doi.org/10.1016/j.bcab.2020.101829.

GHOLAMI, L.; RAHIMI, G. Chemical fractionation of copper and zinc after addition of carrot pulp biochar and thiourea–modified biochar to a contaminated soil. **Environmental Technology**, v. 42, n. 22, p. 3523–3532, 2021. https://doi.org/10.1080/09593330.2020.1733101.

GLASER, B. et al. The “Terra Preta” phenomenon: A model for sustainable agriculture in the humid tropics. **Naturwissenschaften**, v. 88, n. 1, p. 37–41, 2001. https://doi.org/10.1007/s001140000193.

GONCALVES, S. P. C. et al. The Positive Fate of Biochar Addition to Soil in the Degradation of PHBV-Silver Nanoparticle Composites. **Environmental Science & Technology**, v. 52, n. 23, p. 13845–13853, 2018. https://doi.org/10.1021/acs.est.8b01524.

GUSIATIN, M. Z.; ROUHANI, A. Application of Selected Methods to Modify Pyrolyzed Biochar for the Immobilization of Metals in Soil: A Review. **Materials**, v. 16, n. 23, 2023. https://doi.org/10.3390/ma16237342.

HUANG, Y. et al. Heavy metal pollution and health risk assessment of agricultural soils in a typical peri-urban area in southeast China. **Journal of Environmental Management**, v. 207, p. 159–168, 2018. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.10.072.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Levantamento Sistemático da Produção Agrícola**. Tabela 7832 - Produção por ano da safra e produto (Toneladas). Disponível em: https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/agricultura-e-pecuaria/9201-levantamento-sistematico-da-producao-agricola.html. Acesso em: 10 out. 2024.

JOPPERT, C. L. et al. Energetic shift of sugarcane bagasse using biogas produced from sugarcane vinasse in Brazilian ethanol plants. **Biomass and Bioenergy**, v. 107, p. 63–73, 2017. https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2017.09.011.

KANDZIORA-CIUPA, M. et al. Pollution and ecological risk assessment of heavy metals in forest soils with changes in the leaf traits and membrane integrity of *Vaccinium myrtillus* L. **European Journal of Forest Research**, v. 141, n. 3, p. 409–419, 2022. https://doi.org/10.1007/s10342-022-01446-8.

KALOUSEK, P.; HOLÁTKO, J.; SCHREIBER, P.; PLUHÁČEK, T.; LÓNOVÁ, K. Š.; RADZIEMSKA, M.; TARKOWSKI, P. et al. The effect of chelating agents on the Zn-phytoextraction potential of hemp and soil microbial activity. **Chemical and Biological Technologies in Agriculture**, v. 11, n. 1, p. 23, 2024. https://doi.org/10.1186/s40538-024-00544-6.

KUMAR, A. et al. Biochar aging in contaminated soil promotes Zn immobilization due to changes in biochar surface structural and chemical properties. **Science of the Total Environment**, v. 626, p. 953–961, 2018. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.157.

LANGE, C. N. **Contaminação do solo e mobilidade de As, Cd, Mo, Pb e Zn em colunas de solo franco arenoso com cinza de carvão**. 2012. Tese (Doutorado em Ciências) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2012. https://doi.org/10.11606/D.85.2012.tde-24082012-140027.

LIU, L. et al. Priority sources identification and risks assessment of heavy metal(loid)s in agricultural soils of a typical antimony mining watershed. **Journal of Environmental Sciences**, v. 147, p. 153–164, 2025. https://doi.org/10.1016/j.jes.2023.11.007.

LIU, S. et al. Adsorption characteristics of modified rice straw biochar for Zn and in-situ remediation of Zn contaminated soil. **Environmental Technology and Innovation**, v. 22, 2021. https://doi.org/10.1016/j.eti.2021.101388

LIU, W. J.; JIANG, H.; YU, H. Q. Development of Biochar-Based Functional Materials: Toward a Sustainable Platform Carbon Material. **Chemical Reviews**, v. 115, n. 22, p. 12251–12285, 2015. https://doi.org/10.1021/acs.chemrev.5b00195.

LIU, L.; LI, W.; SONG, W.; GUO, M. Remediation techniques for heavy metal-contaminated soils: principles and applicability. **Science of the Total Environment**, v. 633, p. 206-219, 2018. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.161.

MA, Y. et al. Adsorptive removal of imidacloprid by potassium hydroxide activated magnetic sugarcane bagasse biochar: Adsorption efficiency, mechanism and regeneration. **Journal of Cleaner Production**, v. 292, p. 126005, 2021.

MAIA, C. M. B. F. **Produção de biocarvão a partir de diferentes fontes de biomassa**. In: IX Encontro Brasileiro de Substâncias Húmicas, Cachoeira da Serra de Itabaiana – Sergipe, 2011.

MALUNGUJA, G. K. et al. Heavy Metal Contamination of Forest Soils by Vehicular Emissions: Ecological Risks and Effects on Tree Productivity. **Environmental Processes**, v. 9, n. 1, p. 1–33, 2022. https://doi.org/10.1007/s40710-022-00567-x.

MANGRICH, A. S.; MAIA, C. M. B. F.; NOVOTNY, E. H. Biocarvão - As terras pretas de índios e o sequestro de carbono. **Embrapa Solos**, v. 47, n. 281, p. 48–52, 2011.

MANOEL, F. da R.; JÚNIOR, S. "De olho no que pisa": os perigos da contaminação do solo. **Revista Pan-Amazônica de Saúde**, v. 8, n. 4, p. 19–21, 2017. https://doi.org/10.5123/S2176-62232017000400005.

MARTINSEN, V. et al. pH effects of the addition of three biochars to acidic Indonesian mineral soils. **Soil Science and Plant Nutrition**, v. 61, n. 5, p. 821–834, 2015. https://doi.org/10.1080/00380768.2015.1052985.

MAXIMINIANO, A. M. de S. et al. **PANORAMA GAC (2016). Mapeamento da cadeia de gerenciamento de áreas contaminadas**. São Paulo: IPT - Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo, 2016.

MÉNDEZ, A. et al. Influence of pyrolysis temperature on composted sewage sludge biochar priming effect in a loamy soil. **Chemosphere**, v. 93, n. 4, p. 668–676, 2013. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.06.004.

MESA-PÉREZ, J. M. **Testes em uma Planta de Pirólise Rápida de Biomassa em Leito Fluidizado: Critérios para sua Otimização**. 2004. 162 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Campinas, Campinas, 2004.

NÓBREGA, Í. P. C. **Efeitos do biochar nas propriedades físicas e químicas do solo: sequestro de carbono no solo**. 2011. 46 p. Disponível em: https://www.repository.utl.pt/handle/10400.5/4104.

NOVAK, J. M. et al. Characterization of designer biochar produced at different temperatures and their effects on a loamy sand. **Annals of Environmental Science**, v. 3, p. 195–206, 2009a.

NOVAK, J. M. et al. Impact of biochar amendment on fertility of a southeastern coastal plain soil. **Soil Science**, v. 174, n. 2, p. 105–112, 2009b.

OLIVEIRA, D. C. de; MURTA, L. O. **Efeitos do biocarvão obtido do bagaço de cana-de-açúcar na germinação e no crescimento inicial de milho (Zea mays L.)**. 2022. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Química) – Centro Universitário de Belo Horizonte, Belo Horizonte, 2022.

PENIDO, E. S. et al. Combining biochar and sewage sludge for immobilization of heavy metals in mining soils. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 172, p. 326–333, 2019. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.01.110.

PERIS, M. et al. Increasing the Knowledge of Heavy Metal Contents and Sources in Agricultural Soils of the European Mediterranean Region. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 192, p. 25–37, 2008.

PEREIRA, A. C. C. et al. **Análise e monitoramento de metais pesados no solo**. Valores Orientadores de Qualidade de Solos no Espírito Santo, 2015. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/286453977_ANALISE_E_MONITORAMENTO_DE_METAIS_PESADOS_NO_SOLO.

PLICAS, L. M. A.; CABRAL, D. C. A.; MANZINI, F. F. Adsorção de cádmio em solo da cidade de Neves Paulista-SP. **IX Fórum Ambiental da Alta Paulista**, v. 9, p. 1–18, 2013.

PUGA, A. P. et al. Leaching and fractionation of heavy metals in mining soils amended with biochar. **Soil and Tillage Research**, v. 164, p. 25–33, 2016. https://doi.org/10.1016/j.still.2016.01.008.

QAMBARANI, 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. https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.05.057.

QU, J. et al. KOH-activated porous biochar with high specific surface area for adsorptive removal of chromium (VI) and naphthalene from water: Affecting factors, mechanisms and reusability exploration. **Journal of Hazardous Materials**, v. 401, 2021. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123292.

RAJAPAKSHA, A. U. et al. Engineered/designer biochar for contaminant removal/immobilization from soil and water: Potential and implication of biochar modification. **Chemosphere**, v. 148, p. 276–291, 2016. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.01.043.

REHMAN, M. Z. U. et al. Alleviation of cadmium (Cd) toxicity and minimizing its uptake in wheat (*Triticum aestivum*) by using organic carbon sources in Cd-spiked soil. **Environmental Pollution**, v. 241, p. 557–565, 2018.

ROMEO, S.; FRANCINI, A.; ARIANI, A.; SEBASTIANI, L. Phytoremediation of Zn: identify the diverging resistance, uptake and biomass production behaviours of poplar clones under high zinc stress. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 225, n. 1, p. 1-12, 2014.

SANTOS, D. da S. **Metais pesados em áreas agrícolas e Cerrado nativo no Oeste da Bahia**. 2019. Tese (Doutorado em Solos e Qualidade de Ecossistemas) – Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2019. https://doi.org/10.14393/UFU.TE.2019.1248.

SANTOS, F. A. et al. Potential of sugarcane straw for ethanol production. **Química Nova**, v. 35, n. 5, p. 1004–1010, 2012. https://doi.org/10.1590/S0100-40422012000500025.

SILVA JUNIOR, Manoel. "Watch your step": dangers of soil contamination. **Revista Pan-Amazônica de Saúde,** Ananindeua, v. 8, p. 19-21, 2017. DOI: https://doi.org/10.5123/S2176-62232017000400005.

SILVA, M. C. M. **Avaliação da adsorção de cobre a partir de carvão ativado obtido quimicamente do bagaço de cana-de-açúcar**. 2017. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Química) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2017.

SILVA, P.; LOPES, B.; BALDUINO JUNIOR, A.; CAMPOS, M.; KLAUBERG FILHO, O. **Uso do biochar para mitigação de solos contaminado com zinco.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GESTÃO AMBIENTAL, 14., 2023. Anais [...]. https://doi.org/10.55449/congea.14.23.IV-004.

SINGH, K.; MALLA, M. A.; KUMAR, A.; YADAV, S. Biological monitoring of soil pollution caused by two different zinc species using earthworms. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 31, n. 47, p. 57789-57803, 2024. https://doi.org/10.1007/s11356-024-34900-8.

SMIDER, B.; SINGH, B. Agronomic performance of a high ash biochar in two contrasting soils. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 191, p. 99–107, 2014. https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.01.024.

SOARES, M. B. et al. How does the biochar of sugarcane straw pyrolysis temperature change arsenic and lead availabilities and the activity of the microorganisms in a contaminated sediment? **Journal of Soils and Sediments**, v. 21, n. 9, p. 3185–3200, 2021. https://doi.org/10.1007/s11368-021-03028-4.

SOUZA, E. L. de et al. Resíduos contaminantes no solo: possibilidades e consequências. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, v. 7, n. 2, p. 484–509, 2018. https://doi.org/10.19177/rgsa.v7e22018484-509.

SOUZA, E. S. et al. Organic residues and biochar to immobilize potentially toxic elements in soil from a gold mine in the Amazon. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 169, p. 425–434, 2019. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.11.032.

TU, P. et al. Influence of pyrolysis temperature on the physicochemical properties of biochars obtained from herbaceous and woody plants. **Bioresources and Bioprocessing**, v. 9, n. 1, 2022. https://doi.org/10.1186/s40643-022-00618-z.

VAN, H. T.; HOANG, V. H.; NGA, L. T. Q.; NGUYEN, V. Q. Effects of Zn pollution on soil: pollution sources, impacts and solutions. **Results in Surfaces and Interfaces**, v. 17, p. 100360, 2024. https://doi.org/10.1016/j.rsurfi.2024.100360.

VASSILEV, S. V. et al. An overview of the chemical composition of biomass. **Fuel**, v. 89, n. 5, p. 913–933, 2010. https://doi.org/10.1016/j.fuel.2009.10.022.

VELOSO, V. D. et al. Phytoattenuation of Cd, Pb, and Zn in a Slag-contaminated Soil Amended with Rice Straw Biochar and Grown with Energy Maize. **Environmental Management**, v. 69, n. 1, p. 196–212, 2022. https://doi.org/10.1007/s00267-021-01530-6.

VIEIRA, L. P. **Acumulação de nutrientes e metais pesados em solo, água e hortaliças em áreas cultivadas com olerícolas no Agreste de Pernambuco**. 2011. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2011.

VERHEIJEN, F.; JEFFERY, S.; BASTOS, A. C.; VAN DER VELDE, M.; DIAFAS, I. ***Biochar application to soils - A critical scientific review of effects on soil properties, processes and functions*****.** Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2010. 149 p. (EUR, 24099).

WANG, C. C. et al. Heavy metal(loid)s in agricultural soil from main grain production regions of China: Bioaccessibility and health risks to humans. **Science of the Total Environment**, v. 858, p. 159819, 2023. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159819.

WANG, H.; FENG, L.; CHEN, Y. Advances in biochar production from wastes and its applications. **Chemical Industry and Engineering Progress**, v. 63, p. 3727–3740, 2012.

WANG, Y. et al. Effects of biochar on growth, and heavy metals accumulation of moso bamboo (*Phyllostachy pubescens*), soil physical properties, and heavy metals solubility in soil. **Chemosphere**, v. 219, p. 510–516, 2019. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.11.159.

WU, W. et al. Assessment of heavy metal pollution and human health risks in urban soils around an electronics manufacturing facility. **Science of the Total Environment**, v. 630, p. 53–61, 2018. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.183.

XU, Y.; FANG, Z. Advances on remediation of heavy metal in the soil by biochar. **Environmental Engineering**, v. 33, n. 2, p. 156–159, 2015. https://doi.org/10.13205/j.hjgc.201502035.

YAMAN, S. Pyrolysis of biomass to produce fuels and chemical feedstocks. **Energy Conversion and Management**, v. 45, n. 5, p. 651–671, 2004. https://doi.org/10.1016/S0196-8904(03)00177-8.

YANG, L. et al. Occurrence, speciation, and risks of trace metals in soils of greenhouse vegetable production from the vicinity of industrial areas in the Yangtze River Delta, China. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, n. 9, p. 8696–8708, 2019.

YUAN, H. et al. Influence of temperature on product distribution and biochar properties by municipal sludge pyrolysis. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, v. 15, n. 3, p. 357–361, 2013. https://doi.org/10.1007/s10163-013-0126-9.

YUAN, J.-H.; XU, R.-K.; ZHANG, H. The forms of alkalis in the biochar produced from crop residues at different temperatures. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 3, p. 3488–3497, 2011.

ZHANG, X. et al. Impact of Soil Heavy Metal Pollution on Food Safety in China. **PLOS ONE**, v. 10, n. 8, p. e0135182, 2015. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0135182.

ZHANG, X. et al. Using biochar for remediation of soils contaminated with heavy metals and organic pollutants. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 20, n. 12, p. 8472–8483, 2013. https://doi.org/10.1007/s11356-013-1659-0.

4. CAPÍTULO 1 - USO DO BIOCARVÃO NA IMOBILIZAÇÃO DE METAIS POTENCIALMENTE TÓXICOS NO BRASIL: UMA REVISÃO SISTEMÁTICA

4.1. Resumo:

A contaminação do solo por elementos-traço, com destaque para os metais potencialmente tóxicos, tem se tornado uma preocupação crescente devido aos seus impactos ambientais e riscos à saúde humana. Dentre as classes de poluentes de origem antropogênica, os íons inorgânicos metálicos merecem atenção especial por sua persistência no ambiente e tendência à bioacumulação, especialmente em solos expostos a atividades industriais e práticas agrícolas intensivas. Nesse contexto, a utilização de biocarvão tem se mostrado uma estratégia promissora para a imobilização desses contaminantes, devido à sua elevada capacidade de adsorção tanto de metais quanto de compostos orgânicos. O biocarvão é obtido por pirólise, um processo termoquímico de conversão de biomassa em atmosfera com baixa ou nenhuma presença de oxigênio. Este estudo realizou uma revisão sistemática da literatura com o objetivo de mapear e analisar pesquisas sobre o uso do biocarvão na remediação de solos contaminados por metais. Os resultados revelaram um aumento expressivo nas publicações internacionais entre 2010 e 2024, enquanto, no Brasil, os estudos ainda são incipientes, posicionando o país em 14º lugar no ranking global. Em nível nacional, a região Sudeste concentra o maior número de publicações, ao passo que o Nordeste apresenta menor representatividade. A cana-de-açúcar foi a biomassa mais utilizada nos estudos realizados no Brasil, e a pirólise em altas temperaturas foi o método predominante de produção do biocarvão. As pesquisas contemplaram diferentes tipos de solo, como Tecnosolo, Argissolo e Latossolo, com foco em camadas superficiais, onde a concentração de metais tende a ser maior. De forma geral, os estudos revisados indicaram a eficácia do biocarvão na imobilização de metais como Cd, Zn, Cu, Pb, Cr, Co e As, consolidando-se como uma alternativa viável e sustentável para a remediação de solos contaminados.

Palavras-chaves:

Biocarvão; Remediação de solos; elementos-traço metálicos; adsorção de metais; Revisão sistemática.

4.2. Introdução

O acúmulo de concentrações de metais potencialmente tóxico no solo tem gerado grande preocupação na comunidade científica. A toxidade dessas substâncias apresenta graves riscos para a saúde, em decorrência da bioacumulação ambiental nas cadeias alimentares (Abbas et al., 2018). Em consequência, inúmeros estudos investigaram a presença desses contaminantes em solos agrícolas, urbanos e florestais (Huang et al. 2018; Wu et al. 2018; Kandziora-Ciupa, Gospodarek e Nadgórska-Socha 2022).

A introdução desses elementos-traços pode ocorrer em decorrência de atividades antrópicas, como mineração, fundição, disposição de lodo de esgoto, aplicação de fertilizantes e pesticidas, entre outras práticas humanas. Essas ações podem, como consequência, aumentar o acúmulo de metais nos solos, podendo provocar graves riscos ambientais (Melo et al., 2016; Medyńska-Juraszek et al., 2020). Estima-se que a emissão de metais provocadas por ações antrópicas são três vezes maiores que as ocasionadas naturalmente (Sposito e Page, 1984).

Para reduzir a biodisponibilidade e promover a imobilização de metais no solo, materiais sorventes têm sido amplamente utilizados em estratégias de remediação. Dentre eles, o biocarvão destaca-se por sua elevada capacidade de adsorver e estabilizar esses contaminantes em diferentes tipos de solo (Puga et al., 2016; Souza et al., 2019; Gonzaga et al., 2020; Chagas et al., 2021).

O biocarvão é um material produzido a partir da conversão termoquímica da biomassa, através do processo de pirolise, ou seja, em condições limitadas de oxigênio, transformando em um produto rico em carbono (Taraqqi-A-Kamal et al., 2021). Este componente é conhecido como um modificador de solo com a finalidade de assegurar a fertilidade e a produtividade do solo, além de remediar áreas contaminadas por metais e reduzir a emissão de gases do efeito estufa (Awad et al., 2018).

A escolha da biomassa é um fator determinante no processo de produção de biocarvão. Diversos substratos têm sido utilizados como matéria-prima, incluindo resíduos agrícolas e urbanos, como bagaço de cana-de-açúcar, casca de pequi, lodo de esgoto e resíduos de madeira de eucalipto (Pinto et al., 2016; Gonzaga et al., 2020; Barros et al., 2021; Silva et al., 2022;). A conversão dessas biomassas em biocarvão ocorre por meio de diferentes processos termoquímicos, como pirólise lenta, pirólise rápida, carbonização hidrotérmica, torrefação, gaseificação e carbonização instantânea (Meyer; Glaser; Quicker, 2011).

O biocarvão apresenta propriedades físico-químicas relevantes para a remediação de solos contaminados, incluindo estrutura porosa, superfície carregada e a presença de grupos

funcionais como carboxila, hidroxila, hidroxila fenólica e carbonila. Essas características influenciam diretamente a migração, transformação e biodisponibilidade de contaminantes no solo (Nartey e Zhao, 2014).

A qualidade e a reatividade do biocarvão, por sua vez, estão fortemente associadas às condições do processo de pirólise, como temperatura, taxa de aquecimento e tempo de residência, que modulam sua estrutura e funcionalidade superficial (Canteral et al., 2022). Por exemplo, constatou-se que o aumento da temperaturas de pirolise resultou no incremento da superfície específica de biocarvões produzidos a partir de Palha de arroz (RS), palha de milho (CS), cascas de *camélia oleifera* (OT) e resíduos de jardim (GW) (Tu et al. 2022). Por outro lado, testes de adsorção com biocarvão produzidos a partir de biomassas diferentes (casca de arroz, casca de girassol e madeira), a uma mesma temperatura de 700ºC, evidenciaram que o biocarvão derivado da madeira apresentava melhor resultados na imobilização de metais devido a sua maior área de superfície específica e um maior número de grupos funcionais (Burachevskaya et al., 2023).

A presença de metais tóxicos no solo, em condições ácidas, faz com que a maioria desses metais, como Cu, Cd, Zn, Cr, Ni e Pb, se torne mais biodisponível. Como o biocarvão normalmente é alcalino, a mistura biocarvão/solo pode induzir o efeito de calagem, ou seja, causar ajuste no pH e resultar na precipitação e imobilização de metais potencialmente tóxicos no solo (Ahmad et al. 2014; Kumar et al. 2018).

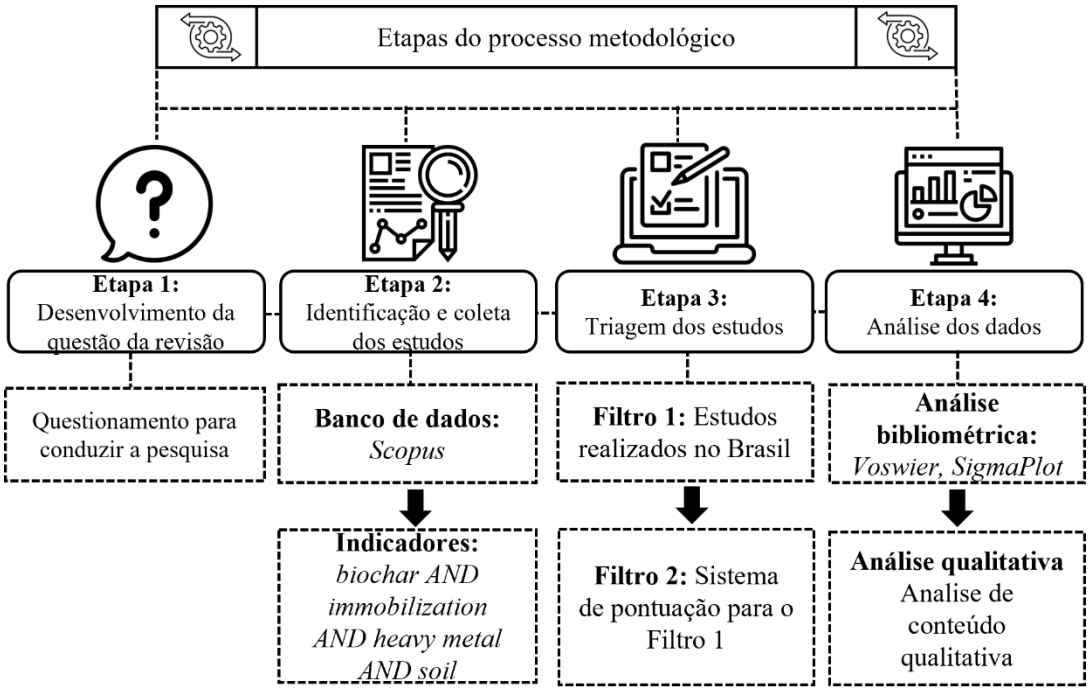
Considerando que o interesse pelo uso do biocarvão na remediação de solos contaminados tem crescido globalmente, devido aos seus efeitos positivos sobre o meio ambiente, torna-se relevante compreender como essa tecnologia tem sido aplicada e investigada. Nesse contexto, o objetivo deste estudo é realizar uma revisão sistemática da literatura sobre a imobilização de metais potencialmente tóxicos no solo, com ênfase na identificação das tendências de publicação em âmbito global, na caracterização dos biocarvões utilizados e na análise de sua eficiência na imobilização desses elementos em solos brasileiros.

4.3. Material e Métodos

Para a realização desta revisão sistemática, buscou-se aplicar o método proposto por Mallett et al. (2012) e replicado por Soares, Silva, Pastich (2022) que se baseia em quatro etapas: desenvolvimento da questão da revisão; identificação e coleta dos estudos; triagem dos estudos e análise de dados. A Figura 9 apresenta a descrição sistemática das etapas realizadas

no presente estudo, com o objetivo de proporcionar melhor compreensão do processo metodológico adotado.

Figura 9 – Descrição sistemática das etapas metodológicas da revisão sistemática.



Fonte: Autor (2025).

4.3.1. Formulação da questão da pesquisa

A primeira etapa consistiu na questão central da pesquisa, que inclui a população, intervenção, resultado e comparador (Mallett et al., 2012). Foi abordado um questionamento acerca do biocarvão como técnica de imobilização de metais no solo. Logo, a seguinte pergunta foi formulada: “O uso do biocarvão é eficiente na imobilização de metais em solos brasileiros?”. Diante do exposto, elaborou-se os tópicos abaixo:

a) População/Abrangência: solos brasileiros contaminados por metais e os impactos na qualidade do solo;

b) Intervenção: aplicação do biocarvão na imobilização de metais com diferentes métodos de produção;

c) Resultado: eficiência do biocarvão na imobilização de metais;

d) Comparador: solos tratados com biocarvões e solos sem tratamento (controle) ou dosagens de aplicações.

4.3.2. Coleta e identificação dos estudos

Esta etapa consiste na definição das estratégias de pesquisas, que seguem os critérios de exclusão e inclusão, com a finalidade de identificar os estudos em bancos de dados institucionais e acadêmicos. No entanto, inicialmente todos os estudos são considerados (Mallett et al. 2012). Assim, utilizou-se o banco de dados *Scopus* por ser uma plataforma relevante no meio acadêmico para a busca dos artigos nacionais e internacionais.

No campo de pesquisa da plataforma foram utilizadas as palavras-chave "*biochar*", "*immobilization*", "*heavy metal*", "*soil*". A seleção dessas palavras-chaves se deu, a partir da questão levantada na etapa anterior. Os termos de busca foram conectados utilizando o operador booleano "AND" na seguinte sequência: "biochar" AND "immobilization" AND "heavy metal" AND "soil" em seus índices (Título, resumo e palavras-chave), além de considerar documentos de pesquisa e revisão. Dessa forma foi garantido que todos os documentos contendo a combinação exata dessas palavras fossem identificados.

Quanto à abrangência temporal, foram considerados todos os artigos presentes no banco de dados, escritos em qualquer idioma. A busca na plataforma foi realizada no dia 11 de dezembro de 2024. Após o levantamento, foram encontrados 778 documentos na plataforma de busca.

4.3.3. Triagem dos estudos

A terceira etapa ocorreu na seleção dos artigos de acordo com a relevância do título, resumo e texto completo (triagem) (Mallett et al., 2012). Nesta etapa, foram aplicados dois filtros para a triagem, sendo o primeiro considerando apenas estudos realizados no Brasil e o segundo, um sistema de pontuação aplicados no primeiro filtro que adapta a ideia de formular questões propostas por Silva, Silva e Pastich (2022), para a inclusão e exclusão da qualidade e adequação ao tema. Foram aplicadas pontuações aos artigos que atendem a pergunta feita na primeira etapa. Assim, foi atribuído um ponto para cada questão respondida dentro do artigo (Tabela 4).

Diante do exposto, a nota final de cada artigo foi calculada pela relação entre a pontuação total do artigo (P_T) e o número total de questões (Q_t), multiplicado por cem (Equação 1).

$$ART = \frac{P_T}{Q_t} x\ 100 \qquad (1)$$

Logo, os artigos com porcentagens acima de 75% foram classificados como "Ótimo" e considerados adequados para o estudo.

Tabela 4 – Perguntas limitadoras relacionadas ao tema.

	Questões	Pontuação
Q1	O artigo é um estudo de pesquisa e foi realizado no Brasil?	1
Q2	O uso do biocarvão para imobilizar metais em solos contaminados é mencionado?	1
Q3	O uso da biomassa para a produção do biocarvão é citado?	1
Q4	A taxa de temperatura, tempo de aquecimento ou tempo de residência é abordado?	1
Q5	A classe ou a camada do solo contaminada com metais é descrita?	1
Q6	É descrito no artigo quais os metais potencialmente tóxicos a serem imobilizados no solo?	1
Q7	É apresentado nos resultados a eficiência ou não do biocarvão na imobilização dos metais no solo?	1
Q8	O artigo compara o uso de biocarvão no solo com e sem o biocarvão (controle)	1

Fonte: Autor (2025).

4.3.4. Análise de dados

A última etapa ocorreu a extração dos dados de forma qualitativa e quantitativa, a fim de sintetizar as evidências dos estudos (Mallett et al., 2012). Assim, para identificar a produção científica na utilização de biocarvão na imobilização de metais em solo, utilizou-se do método analítico misto. Para Galvão e Ricarte (2019), é uma abordagem que identifica, seleciona, avalia e sintetiza simultaneamente estudos qualitativos, quantitativos e mistos.

Diante do exposto, foi realizada uma análise bibliográfica que tem como finalidade realizar uma abordagem sistêmica que analisa quantitativamente a literatura científica (Zhang, Zhong; Geng 2019), e uma análise de conteúdo qualitativa.

Os parâmetros bibliométricos foram analisados com base nas características gerais do estudo: distribuição de publicações por ano no mundo; análise de citações de documentos no mundo; análise de cooperação dos países, coocorrência de palavras-chave; distribuição de publicação por ano no Brasil; análise de citações de documentos do Brasil.

Para isso, usou-se o software livre VOSViewer na sua versão 1.6.18, desenvolvido por Van Eck et al., (2010), programa usado para a elaboração de mapas bibliométricos, baseado em redes, utilizando técnicas de agrupamentos de dados. Já para a construção dos gráficos foi utilizado o programa SigmaPlot 12.0.

Na análise de conteúdo qualitativo, abordaram-se as características da produção dos biocarvões, e a eficiência do uso do biocarvão na imobilização de metais em solos brasileiros, a fim de coletar informações dos estudos selecionados e traçar suas principais características.

4.4. Resultados e Discussão

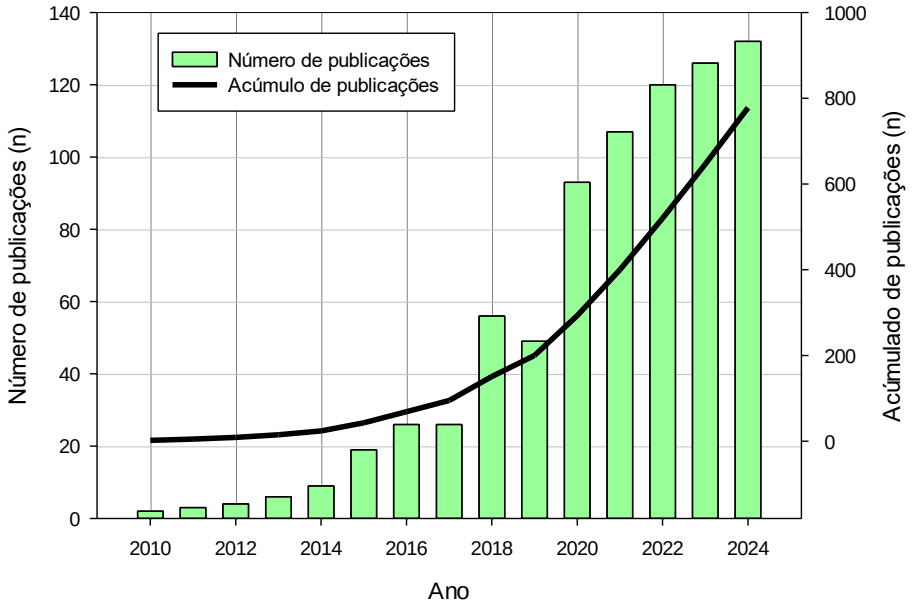
Para o levantamento da pesquisa, optou-se como procedimento metodológico o uso da revisão sistemática da literatura. Os métodos sistêmicos são organizados para reduzir ao máximo as distorções e assegurar que os resultados e conclusões sejam obtidos com maior objetividade (Linde e Willich 2003). Além disso, a revisão sistemática, apresenta um alto nível de evidência e se configura como um instrumento importante para a tomada de decisões nos contextos público e privado (Galvão e Ricarte 2019)

Os parâmetros bibliométricos e análise de conteúdo qualitativo foram analisados com base nas características gerais do estudo, caracterização dos biocarvões dos estudos selecionados, e a eficiência do uso do biocarvão na imobilização de metais em solos brasileiros.

4.4.1. Características gerais dos estudos

A quantidade total de documentos encontrados na etapa de coleta e identificação dos estudos, a partir dos dados iniciais obtidos no banco de dados com as palavras-chave selecionadas, foi de 778. A distribuição temporal desses documentos, abrangendo o período de 2010 a 2024, é apresentada na Figura 10.

Figura 10 – Distribuição temporal da quantidade de publicações de pesquisa e artigos de revisão relacionados as palavras-chave publicados no mundo entre os anos de 2010 a 2024.



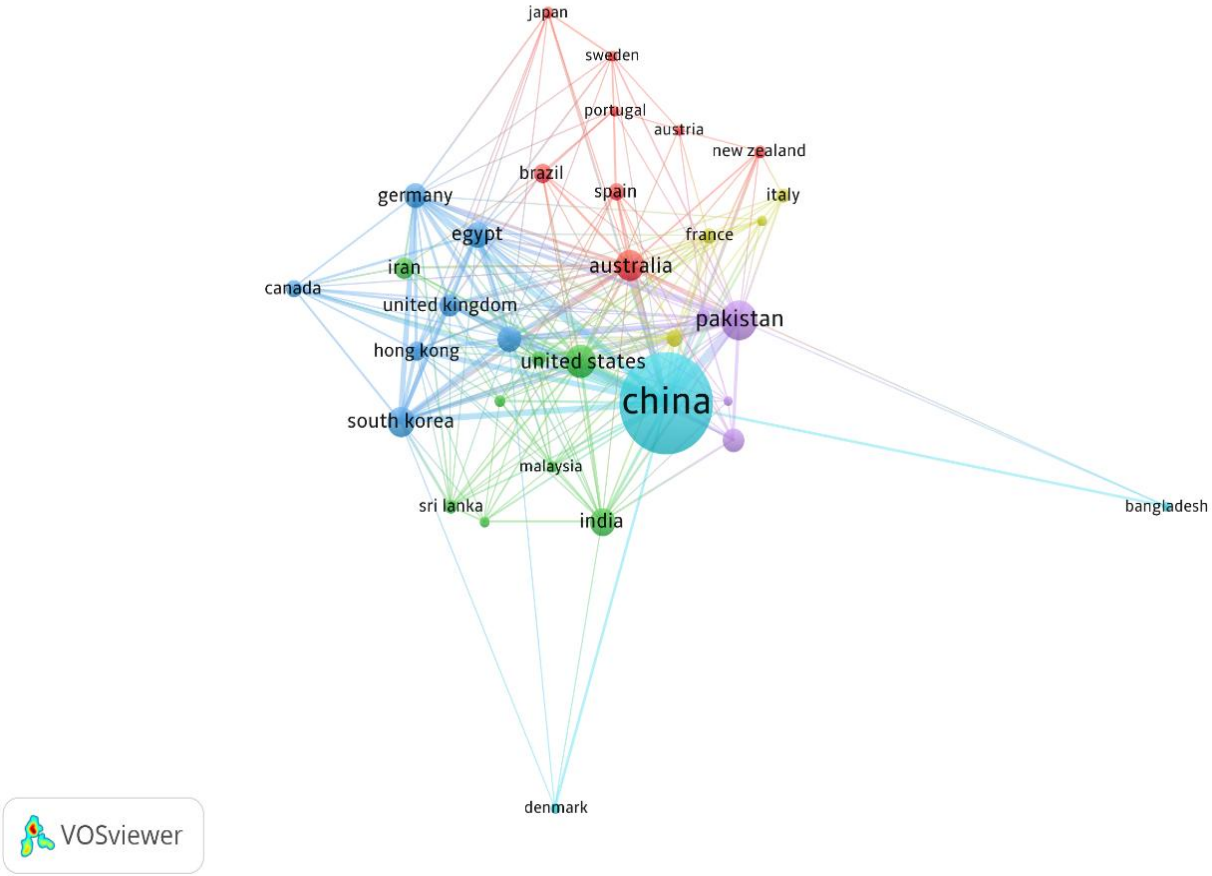
Fonte: Autor (2025).

Avaliando-se a figura 8, observa-se o crescente aumento nas produções científicas referente ao uso de biocarvão na imobilização de metais no solo entre os anos de 2010 a 2024. No entanto, destaque para o ano de 2024 com um total de 132 documentos, representando

16,97% de estudos publicados nesse período. Globalmente, os 778 documentos estão distribuídos em 70 países, em alguns deles, há apenas um artigo publicado.

A primeira rede produzida é referente a análise bibliométrica de cooperação de coautoria de países. A rede aponta os países com no mínimo de cinco artigos publicados e 50 citações (Figura 11).

Figura 11– Rede bibliométrica de cooperação de coautoria de países no período de 2010 a 2024.



Fonte: Autor (2025).

Os países foram organizados em 6 clusters pelo *VOSviewer* representados em cores diferentes. Esses agrupamentos refletem redes de colaboração científica regionalizadas sendo: O cluster 1 (vermelho) com 08 países, liderado pela Australia com um total de 50 artigos; o cluster 02 (verde) com 08 países, liderado pelos Estados Unidos com 58 artigos; o cluster 03 (azul), com 07 países, liderado pela Coreia do Sul com 46 artigos; o cluster 04 (Amarelo), com 4 países, em destaque para França com 12 artigos; o cluster 5 (lilás), com 04 países, em destaque para o Paquistão com 81 artigos; o cluster 06 (azul claro), com 3 países, em destaque para a China com 535 artigos publicados.

Os países com o maior número de documentos e citações no período de 2010 a 2024 foram classificados em um top 15 (Tabela 5), com destaque para a China (535 documentos, 24956 citações), Paquistão (81 documentos, 3694 citações), Estados Unidos (58 documentos, 4579 citações) representando 68,77; 10,41; 7,46% do total de publicações respectivamente. O Brasil (20 documentos, 1153 citações) configura-se na 14ª posição na classificação.

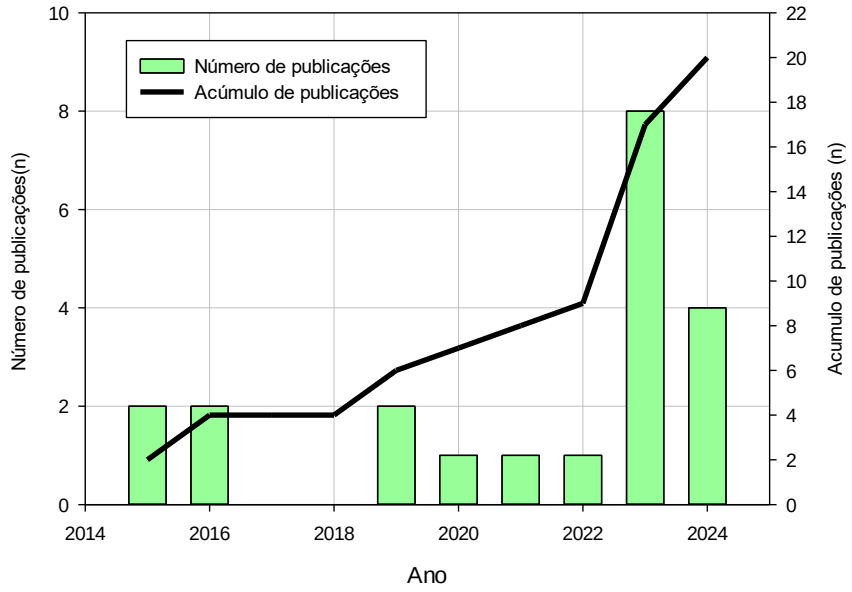
Tabela 5 – Classificação dos 15 países de maior relevância em termos de publicação de documentos entre os anos de 2010 a 2024.

Classificação	Pais	Nº de documentos	Nº de citações	%778 documentos
1º	China	535	24956	68,77
2º	Paquistão	81	3694	10,41
3º	Estados Unidos	58	4579	7,46
4º	Australia	50	5376	6,43
5º	Coreia do Sul	46	6067	5,91
6º	Índia	42	1338	5,40
7º	Arábia Saudita	35	3235	4,50
8º	Egito	35	2778	4,50
9º	Alemanha	32	3702	4,11
10º	Polonia	29	433	3,73
11º	Inglaterra	28	2682	3,60
12º	Irã	24	526	3,08
13º	Hong Kong	21	2944	2,70
14º	Brasil	20	1153	2,57
15º	Canada	16	651	2,06

Fonte: Autor (2025).

Quanto aos estudos no Brasil, a Figura 12 representa a quantidade de documentos publicados por ano no período 2014 a 2024. Observa-se uma oscilação entre a quantidade de documentos publicados no período temporal. Os primeiros registros no Brasil ocorreram no ano de 2015 (dois documentos). Nos anos de 2017 e 2018 não houve nenhum estudo, voltando a crescer no ano seguinte 2019 (dois documentos). No ano de 2021 (oito documentos), apresentando o maior pico de publicações, representando 36,36% do total publicado sobre a temática no Brasil.

Figura 12 – Distribuição temporal da quantidade de publicações de pesquisa e revisão publicados no Brasil no período de 2014 a 2024.



Fonte: Autor (2025).

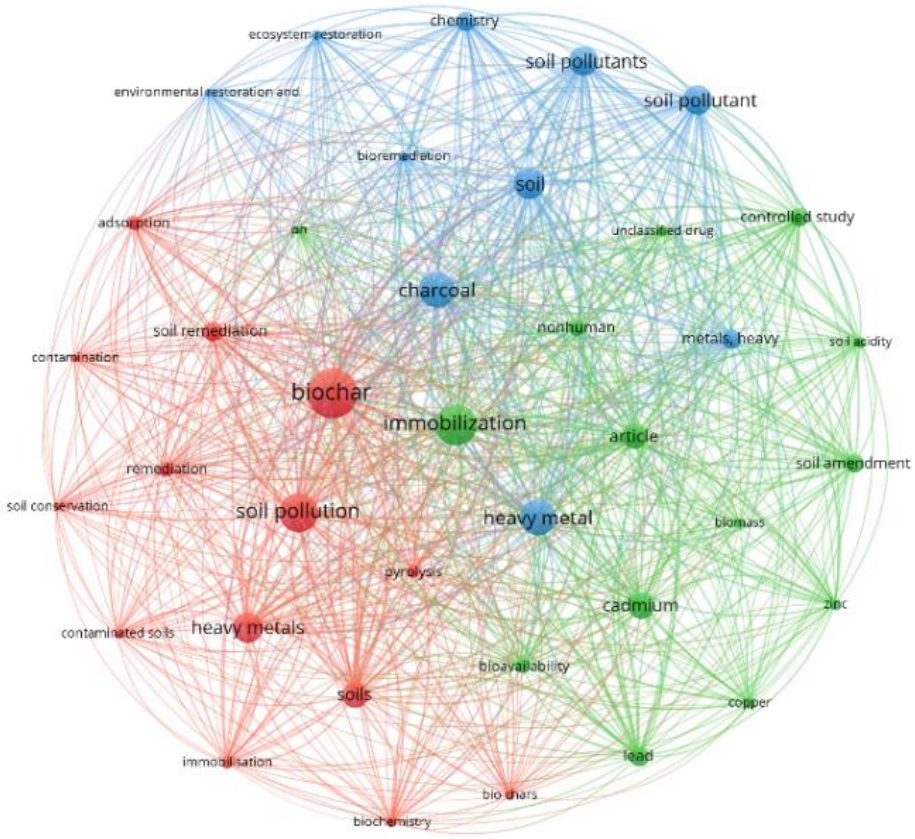
A segunda rede produzida pelo *Vosviwer* (Figura 13), refere-se a coocoorência das palavras-chaves mais utilizadas pelos autores identificadas nos 778 documentos. No entanto, das 778 publicações, foram encontradas 5 632 palavras-chave, das quais 38 ocorreram no mínimo 100 vezes. Esses dados foram agrupados em três cluster representado pelas cores: vermelho (14 palavras-chave), verde (14 palavras-chave); azul (10 palavras-chave) que representam três temas na área de estudo.

O primeiro cluster (vermelho), apresenta os seguintes termos em ordem de maior frequência: “biochar” (621), “soil pollution” (490), “heavy metals” (379), “soils” (329), “soil remediation” (251), “remediation” (196), “adsorption” (184), “pyrolysis” (153), “immobilisation” (134), “biochemistry” (122), “contaminated soils” (114), “bio chars” (112), “contamination” (105), “soil conservation” (101). Esses termos estão relacionados com o uso do biocarvão na imobilização e remediação de solos contaminados por metais.

O segundo cluster (verde), lista as seguintes palavras-chave: “immobilization” (509), “cadmium” (323), “article” (320) “controlled study” (236), “lead” (243), “soil amendment” (234), “nonhuman” (210), “bioavailability” (181), “zinc” (172), (136), “ph” “soil acidity” (136), “unclassified drug” (128), “biomass” (108), “copper” (102). Neste grupo, os termos estão relacionamos com a aplicação do biocarvão na imobilização e biodisponibilidade de cádmio, cobre, chumbo e zinco em solos, além de relacionar esses materiais como corretivo, como por exemplo, pH, em solos ácidos.

O último cluster (azul) consta os seguintes termos: “charcoal” (446), “heavy metal”, (449) “soil”, “soil pollutants” (371), “soil pollutant” (367), “chemistry (252)”, “metal, heavy” (246), “bioremediation” (132), “ecosystem restoration (130)”, “environmental restoration and remediation” (107). Essas palavras-chaves correspondem a utilização do carvão como técnica de biorremediação na restauração e remediação ambiental em solos poluídos por metais.

Figura 13 – Rede bibliométrica de coocorrência de palavras-chave encontradas em todos as publicações do mundo.



Fonte: Autor (2025).

Na etapa de triagem dos estudos, foram encontradas 10 publicações classificados como 'Ótimo', com base no sistema de pontuação aplicado. Os 10 documentos foram classificados em um Ranking em ordem de maior número de citações e seus respectivos fatores de impacto (IF) (Tabela 6).

Tabela 6 – Classificação dos estudos selecionados na etapa de triagem.

Ranking	Referência	Número de Citações	Periódico	IF
1	(Puga et al., 2015b)	336	*Journal of Environmental Management*	8,0
2	(Penido et al., 2019)	174	*Ecotoxicology and Environmental Safety*	6,2
3	(Puga et al., 2016)	148	*Soil and Tillage Research*	6,1
4	(Puga et al., 2015a)	129	*Environmental Science and Pollution Research*	NE
5	(Gonzaga, et al., 2020)	74	*Chemosphere*	8,1
6	(Chagas et al., 2021)	47	*Journal of Environmental Management*	8,0
7	(Souza et al., 2019)	28	*Ecotoxicology and Environmental Safety*	6,2
8	(Santos Soares; Alleoni, 2022)	20	*Journal of Environmental Management*	8,0
9	(Gomes et al., 2023)	3	*International Journal of Environmental Pollution*	3,8
10	(Fontanive et al., 2023)	0	*Brazilian Journal of Environmental Sciences*	0,5

Fonte: Autor (2025).

Entre os 10 documentos, destaca-se o estudo de Puga et al. (2015) com 336, Penido et al. (2019) com 174 e Puga et al. (2016) com 148 citações, configurando os três estudos mais relevantes sobre a imobilização de metais no solo usando o biocarvão no Brasil, publicadas em revistas que apresentam um bom fator de impacto, sendo *Journal of Environmental Management* (8), *Ecotoxicology and Environmental Safety* (6,2) e *Soil and Tillage Research* (6,1).

Portanto, mesmo com o crescente número de estudos referente a imobilização de metais no solo usando biocarvão em todo o mundo, o Brasil ainda precisa de mais estudos sobre a temática, principalmente no Nordeste Brasileiro, com o intuito de verificar a viabilidade da aplicação e o efeito nos solos da região.

4.4.2. Caracterização dos biocarvões dos estudos selecionados

Na tabela 7, observam-se as características da produção dos biocarvões utilizados nos estudos selecionadas. Esses parâmetros são importantes, pois as propriedades físico-química dos biocarvões dependem diretamente de condições como: tipo de biomassa, temperatura, taxa de aquecimento e tempo de residência.

Nas pesquisas desenvolvidas no Brasil foram encontrados oito tipos de biomassa para a produção do biocarvão. Dentre as biomassas observa-se que a mais estudada é oriunda de palha de cana-de-açúcar. Além do material citado há exemplos de lodo de esgoto, serragem de madeira, casca de coco e dentre outros.

As temperaturas de pirolise variam de 300°C a 750ºC, com ênfase para a temperatura de >500ºC, dentre os estudos foram as temperaturas mais aplicadas, pois estudos demonstraram que taxas de remoção de íons metálicos acima de 90%, chegando até quase 100% em alguns casos, foi considerada como temperatura ótima para a adsorção eficiente de metais como Cd e Cu (Tomczyk et al., 2019; Chaudhary et al., 2024). Outro fator é que o biocarvões produzidos em altas temperaturas possuírem maior capacidade de sorção de metais (Melo et al., 2013).

A taxa de aquecimento e o tempo de residência também apresentam variações, com uma taxa de 4 a 11°C min^{-1} e um tempo de residência entre 30 minutos a 2 horas. Para Zeng et al. (2015) quanto maior a taxa de aquecimento, maior será a perda da massa.

Tabela 7– Características de produção dos biocarvões nos estudos selecionados.

Biomassa	Temperatura de Pirolise (ºC)	Taxa de aquecimento (ºC min^{-1})	Tempo de residência (hora)	Referência
Palha de cana-de-açúcar	700	5	1 hora	(Puga et al. 2015b)
Lodo de esgoto	500	10	2 horas	(Penido, et al., 2019)
palha de cana-de-açúcar	700	NE	NE	(Puga et al., 2016)
palha de cana-de-açúcar	700	5	1 hora	(Puga et al., 2015a)
casca de coco, bagaço de laranja e lodo de esgoto	500	NE	NE	(Gonzaga, et al., 2020)
Lodo de esgoto	300 e 500	11	0,5	(Chagas et al., 2021)
castanha-do-pará (ouriço),	500	4	1 hora	(Souza et al., 2019)
serragem de madeira / modificado com nZVI	750	NE	NE	(Santos, Soares, Alleoni 2022)
palha de cana-de-açúcar	450	NE	NE	(Gomes et al., 2023)
Resíduos de eucalipto	350	NE	2 horas	(Fontanive et al., 2023)

NE: não especificado.

Fonte: Autor (2025).

Conforme apresentado na Tabela 7, a produção do biocarvão a partir da biomassa da cana-de-açúcar foi realizada sob condições experimentais variadas, resultando em características distintas. Os experimentos de Puga et al. (2015a); Puga et al. (2015b) Puga et al. (2016), realizados nas mesmas condições de pirólise resultaram em biocarvões com as mesmas características, ou seja, um pH de 10,2, uma capacidade de troca catiônica (CTC) de 14 $mmol_c\ kg^{-1}$ e uma área de superfície específica (AS) de 5,0 $m^2\ g^{-1}$. No entanto, com uma

temperatura de pirolise mais baixa, Gomes et al. (2023) encontraram um menor pH (8,8) e um CTC de 200 $mmol_c\ kg^{-1}$, 14 vezes maior.

Utilizando o lodo de esgoto como biomassa, Gonzaga et al. (2020) constataram que o biocarvão apresentou pH de 7,28, CTC de 22,2 $mmol_c\ kg^{-1}$ e uma AS de 98,8 $m^2\ g^{-1}$. Contudo, Chagas et al. (2021), ao utilizar a mesma temperatura e uma mais baixa, observaram valores diferentes para o pH (5,8 e 6,5) e AS (20,2, 52,5 $m^2\ g^{-1)}$.

O biocarvão de castanha-do-pará (ouriço) pirolisado a temperatura de 500°C, produzido por Souza et al. (2019), apresentou um pH de 9,2, significativamente superior ao da biomassa utilizada que foi um pH de 4,0, após a pirolise. Em outro experimento, Chagas et al. (2021) produziram dois biocarvões derivado de lodo de esgoto em diferentes temperaturas (300 e 500ºC), como resultado, concluíram que o aumento da temperatura de pirolise provocou aumento do pH e da área de superfície específica. Biocarvão produzido com temperatura de 350°C com casca de eucalipto por Fontanive et al. (2023) constaram um pH final no valor de 8,0. Gonzaga et al. (2020) avaliaram três biocarvões produzidos com biomassas diferentes na mesma temperatura de pirolise (500°C). Observaram que o biocarvão de casca de coco apresentou um pH maior em relação ao bagaço da laranja e ao lodo de esgoto, com 10,5, 10, 7,25 respectivamente. Além disso, a área de superfície específica do lodo de esgoto foi maior que a dos demais biocarvões.

Outro aspecto importante é que biocarvões modificados também apresentam alterações nas suas propriedades. Biocarvão produzido a partir de serragem de madeira e modificado com nZVI ou ferro zero-valente nanoestruturado, é um material composto por partículas de ferro, foi analisado por Santos; Soares; Alleoni, (2022). Os autores concluíram que no biocarvão modificado obteve-se uma maior área de superfície específica em comparação com nZVI puro.

Portanto, diferentes estudos utilizaram abordagens variadas na produção do biocarvão, incluindo o tipo de biomassa, a temperatura de pirolise e suas condições, além das modificações do biocarvão, com a finalidade de analisar o efeito da aplicação desse material em solos contaminados por metais. Assim, pode-se concluir que o pH, o CTC e a área de superfície específica influenciam fortemente nas propriedades físico-química do biocarvão.

4.4.3. Eficiência do uso do biocarvão na imobilização de metais em solos Brasileiros.

Na Tabela 8 destaca os principais aspectos dos estudos na aplicação do biocarvão na imobilização de metais no solo de diversas regiões do Brasil. Assim, a tabela inclui o local do estudo, tipo de biomassa, tipo de solo, camada analisada, escala do experimento, o metal alvo,

as dosagens de aplicação e a referência dos seus respectivos estudos. Esses elementos foram levantados para avaliar o uso do material na imobilização dos metais em solo.

Tabela 8 – Características da aplicação do biocarvão na eficiência de imobilização dos estudos selecionados.

Local do Estudo	Biomassa	Tipo de Solo	Camada (cm)	Metais Alvo	Experimento	Doses de Biochar	Referência
Minas Gerais	Palha de cana-de-açúcar	Tecnosolo	0-20	Zn, Pb, Cd	Laboratorial/Estufa (Mesocosmo)	1,5%, 3% e 5% (m/m) no solo.	(Puga et al., 2015b)
Minas Gerais	Lodo de esgoto	NE	0-20	Cd,Pb, Zn	Laboratorial/Estufa (Mesocosmo)	3% e 6% (m/m) no solo.	(Penido et al., 2019)
Minas Gerais	Palha de cana-de-açúcar	Tecnosolo	0-20	Cd,Pb, Zn	Laboratorial (Colunas)	3%(m/m) no solo.	(Puga et al., 2016b)
São Paulo	Palha de cana-de-açúcar	Tecnosolo	0-20	Cd,Pb, Zn	Intermediaria (Casa de Vegetação)	1,5%, 3,0% e 5,0%(m/m) no solo.	(Puga et al., 2015a)
Sergipe	Casca de coco, bagaço de laranja e lodo de esgoto	Argissolo	0-20	Cu	Laboratorial (Incubação)	2,14% e 4,28%(m/m) no solo.	(Gonzaga et al., 2020)
Pará	Lodo de esgoto	Latossolo	0-20	Cr, Mn, Pb, Zn, Ni, Co, Cd, Cu,	Real (Macrocosmo)	15 t ha^{-1} por ano	(Chagas et al., 2021)
Amazonas	Castanha-do-pará (ouriço)	Textura arenoso	NE	Ba, Cu, Ni, Pb, Zn	Microcosmo (em estufa controlada)	1% e 5%(m/m) no solo.	(Souza et al., 2019)
São Paulo	serragem de madeira/ modificado com nZVI	NE	0-25	As, Pb, Zn, Cr, Mn, Ni, Co, Cd, Cu, Ba	Laboratorial (Microcosmo)	3% (m/m) no solo.	(Santos; Soares; Alleoni 2022)
Minas Gerais	Palha de cana-de-açúcar	NE	0-20	Cd	Laboratorial (Colunas)	2,5%, 5% e 10% (m/m) no solo.	(Gomes et al., 2023)
São Paulo	Resíduos de eucalipto	Latossolo	0-20	Cu	Laboratorial/Estufa (Casa de Vegetação)	0%, 0,5%, 1%, 1,5%, 2%(m/m) no solo.	(Fontanive et al., 2023)

NE: não especificado.

Fonte: Autor (2025).

A distribuição geográfica dos estudos destaca o estado de Minas Gerais como aquele com o maior número de artigos publicados referente a temática, seguido por São Paulo. Por outro lado, também há contribuições de Sergipe, Pará e Amazonas. Nos seus estudos, o biocarvão foi aplicado em diferentes tipos de solo, por exemplo, em Minas Gerais foram

aplicados em um Tecnossolo, que para Rossiter, (2007), são solos desenvolvidos a partir do substrato resultantes de atividades antrópicas, incluindo a mineração.

Destacam-se também outros tipos de solo, como o Argissolo em Sergipe, o Latossolo em São Paulo e solos arenosos na Amazônia, evidenciando a aplicação do biocarvão em diferentes condições edáficas. Tratando-se da camada de solo, grande parte das pesquisas se concentram na camada 0-20 cm, pois os metais tendem a se acumular na camada superficial.

Entre os metais mais recorrentes na imobilização, figuram-se o Cd, Pb e Zn, associados a práticas de mineração e agrícola (Puga et al., 2015b; Penido et al., 2019; Gomes et al., 2023; Santos; Soares; Alleoni 2022). Diante das investigações, a maioria dos estudos são realizados em escalas laboratoriais/estufa, sendo os de escala em campo ainda pouco estudadas.

Quanto a eficiência do biocarvão na imobilização dos metais em solo, inúmeros estudos destacaram resultados positivos na aplicação do material com diferentes biomassas e temperaturas de pirolise. Tratando-se de biocarvão produzido a partir da palha de cana-de-açúcar, a pesquisa de Puga et al. (2015b), por exemplo, aborda o efeito da aplicação do biocarvão pirolisado a 700ºC na redução da mobilidade dos metais. Os autores concluíram que a aplicação do biocarvão em solo reduziu o teor de Cádmio (Cd), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) disponíveis. Entre as dosagens aplicadas, a dose de 5% (p/p) mostrou-se mais eficiente na imobilização desses elementos-traços, uma vez que, reduziu sua disponibilidade em 56, 50, e 54% de Cd, Pb, Zn respectivamente. Além disso, houve um aumento nas concentrações de nutrientes no solo, por exemplo, o P (Fosforo).

Em um outro experimento, Puga et al. (2016) verificaram o uso do biocarvão pirolisado a 500ºC e aplicado em um cultivo de Feijão-de-porco *(Canavalia ensiformis)* e mucana-preta (*Mucuna Aterrima*) em um solo contaminado com metais. Como resultado, verificaram uma diminuição nos níveis de Cd, Pb e Zn e um aumento na concentração de nutrientes. Portanto, de acordo com os autores, é viável corrigir solos contaminados com metais utilizando biocarvão.

Puga et al. (2015a) analisaram o biocarvão, pirolisado a temperatura de 700ºC aplicados com diferentes dosagens. Assim, concluíram que a aplicação do biocarvão reduziu significativamente as concentrações disponíveis de Cd, Pb, Zn no solo. Entre as dosagens, a de 5% foi a mais eficiente para reduzir a mobilidade e a absorção dos metais pela planta estudada.

Gomes et al. (2023) avaliaram a aplicação de fosfato, calcita, biocarvão e biossólidos na imobilização de cádmio em uma área de mineração de Zn desativada e uma floresta adjacente. Dentre eles, destacou-se que o biocarvão produzido a partir da palha de cana-de-açúcar pirolisado a 450ºC mostrou potencial para imobilizar cádmio, entre as duas áreas de

aplicação, sendo a redução da dessorção de Cd mais eficiente no solo florestal. Em solos de mineração, estratégias complementares são necessárias.

Quanto a investigação com o biocarvão derivado do lodo de esgoto, Penido et al. (2019) analisaram a capacidade do biocarvão pirolisado a 700ºC, oriundo do pó de carvão vegetal de madeira e do lodo bruto de esgoto misturados para melhorar as propriedades do solo e imobilizar Cd, Pb e Zn em solo contaminado. Como resultado, destacou-se que os materiais de biocarvões foram responsáveis pela redução das concentrações dos metais.

Chagas et al. (2021) produziram um biocarvão (SSB) a duas temperaturas de pirolise (300 e 500ºC). Constataram que, independentemente da temperatura, o SSB foi eficaz na imobilização de metais não essenciais para as plantas, como por exemplo, Cd, Co, Cr e Pb.

Estudos com diferentes tipos de biomassa foram verificados por Gonzaga et al. (2020), onde investigaram a aplicação de duas taxas (30 e 60 t ha^{-1}) de três tipos de biocarvões envelhecidos (Casca de coco (CHB), bagaço de laranja (OBB), lodo de esgoto (SSB)), produzidos a mesma temperatura (500ºC) de pirolise na disponibilidade e distribuição de cobre. Os resultados comprovaram que todos os biocarvões foram eficientes na redução da disponibilidade desse metal. Porém, os biocarvões de OBB e SSB, aplicados com a dose de 30 t ha^{-1}, foi o mais eficiente em reduzir a distribuição do cobre entre as frações do solo.

Outros tipos de substrato para a produção também foram analisados por outros autores, como Souza et al. (2019), que investigaram a eficiência de resíduos orgânicos e biocarvão produzido a partir da castanha-do-pará (ouriço) na imobilização de metais potencialmente tóxicos (PETs). Como resultado, destacou-se que os tratamentos com a aplicação do biocarvão não influenciou na imobilização dos metais e na disponibilidade de nutrientes para as plantas.

Fontanive et al. (2023) investigaram o uso do biocarvão produzido a partir de resíduos de eucalipto, pirolisado a 350ºC e aplicados em diferentes dosagens (0%, 0,5%, 1%, 1,5%, 2%(m/m) no solo) para reduzir a disponibilidade de cobre (Cu) em solos contaminados e seu efeito no feijão preto (*Phaseolus vulgaris*). O estudo demostrou eficiência na imobilização de Cu e reduzir sua absorção pelo feijão preto. Além disso, a dosagem ideal seria a partir de 1,66% m^{-1}.

Santos, Soares e Alleoni (2022) analisaram a eficiência da adição de nano zero-valente (nZVI) e nano zero-valente combinado com biocarvão (nZVI-BC) na imobilização de arsênio (As), zinco (Zn) e chumbo (Pb) em solos contaminados. O biocarvão utilizado na combinação foi produzido a partir de serragem de madeira e pirolisado a uma temperatura de 750ºC. Como resultados destacaram que o nZVI-BC foi mais eficiente na imobilização do que o nZVI, apresentando uma redução de 97, 84, 81% do As, Pb, Zn, respectivamente.

Portanto, conforme demostrado pelas pesquisas no Brasil, o uso do biocarvão apresenta-se como uma técnica eficiente na imobilização de elementos-traços. Dentre os dez estudos selecionados, nove apresentaram resultados positivos na adição desse material em solos contaminados por metais potencialmente tóxicos. Assim, os experimentos demostram que o biocarvão é um material sustentável, pois dá um destino final para os resíduos e eficiente na imobilização de metais.

4.5. Conclusões

Os resultados desta revisão sistemática evidenciam um crescimento significativo das pesquisas internacionais voltadas à imobilização de metais potencialmente tóxicos em solos contaminados, com destaque para o uso do biocarvão como estratégia remediadora. No entanto, observa-se que o Brasil ainda apresenta uma produção científica incipiente sobre a temática, apesar do seu potencial agronômico e industrial. Os estudos nacionais analisados indicam a cana-de-açúcar como a biomassa mais empregada na produção de biocarvão, sendo predominante a aplicação de processos de pirólise em altas temperaturas (>500 °C), os quais influenciam diretamente nas propriedades físico-químicas do material e, consequentemente, na sua eficiência de adsorção. Entre os elementos-traço mais investigados destacam-se os metais Cd, Pb e Zn, frequentemente associados a atividades de mineração e práticas agrícolas. De modo geral, os resultados sintetizados confirmam o potencial do biocarvão na imobilização desses contaminantes, sobretudo em camadas superficiais de diferentes tipos de solo. Assim, esta revisão fornece subsídios relevantes para a compreensão do estado da arte da temática e reforça o biocarvão como uma alternativa viável e sustentável para a remediação de solos contaminados por metais, em consonância com os objetivos propostos no presente estudo.

4.6. Referências

ABBAS, Z. et al. A critical review of mechanisms involved in the adsorption of organic and inorganic contaminants through biochar. **Arabian Journal of Geosciences**, v. 11, 2018. DOI: 10.1007/s12517-018-3790-1.

AWAD, Y. M. et al. Pine sawdust biomass and biochars at different pyrolysis temperatures change soil redox processes. **Science of the Total Environment**, v. 625, p. 147-154, 2018. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.12.194.

BARROS, R. E. et al. Impacts of the addition of biochar, biosolid and aluminum silicate on the leaching and bioavailability of 2,4-D + picloram in soil. **Environmental Technology & Innovation**, v. 23, 101682, 2021. DOI: 10.1016/j.eti.2021.101682.

BURACHEVSKAYA, M. et al. Fabrication of biochar derived from different types of feedstocks as an efficient adsorbent for soil heavy metal removal. **Scientific Reports**, v. 13, 2020, 2023. DOI: 10.1038/s41598-023-27638-9.

CANTELE, K. F. F.; DIAS, Y. N.; FERNANDES, A. R. Biochars from agro-industrial residues of the Amazon: an ecological alternative to enhance the use of phosphorus in agriculture. **Clean Technologies and Environmental Policy**, v. 25, n. 4, p. 1119-1132, 2022. DOI: 10.1007/s10098-022-02427-6.

CHAGAS, J. K. M. et al. The residual effect of sewage sludge biochar on soil availability and bioaccumulation of heavy metals: evidence from a three-year field experiment. **Journal of Environmental Management**, v. 279, 111824, 2021. DOI: 10.1016/j.jenvman.2020.111824.

FONTANIVE, D. E. et al. Biochar in copper reduction in black beans and soil decontamination. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, v. 58, n. 3, p. 386-394, 2023. DOI: 10.5327/Z2176-94781595.

GALVÃO, M. C. B.; RICARTE, I. L. M. Revisão sistemática da literatura: conceituação, produção e publicação. **Logeion: Filosofia da Informação**, v. 6, n. 1, p. 57-73, 2019. DOI: 10.21728/logeion.2019v6n1.p57-73.

GOMES, F. P. et al. How does the use of biochar, phosphate, calcite, and biosolids affect the kinetics of cadmium release in contaminated soil? **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 234, n. 7, 2023. DOI: 10.1007/s11270-023-06452-z.

GONZAGA, M. I. S. et al. Aged biochar changed copper availability and distribution among soil fractions and influenced corn seed germination in a copper-contaminated soil. **Chemosphere**, v. 240, 124828, 2020. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2019.124828.

HUANG, Y. et al. Heavy metal pollution and health risk assessment of agricultural soils in a typical peri-urban area in southeast China. **Journal of Environmental Management**, v. 207, p. 159-168, 2018. DOI: 10.1016/j.jenvman.2017.10.072.

KANDZIORA-CIUPA, M.; GOSPODAREK, J.; NADGÓRSKA-SOCHA, A. Pollution and ecological risk assessment of heavy metals in forest soils with changes in the leaf traits and membrane integrity of *Vaccinium myrtillus* L. **European Journal of Forest Research**, v. 141, n. 3, p. 409-419, 2022. DOI: 10.1007/s10342-022-01446-8.

LINDE, K.; WILLICH, S. N. How objective are systematic reviews? Differences between reviews on complementary medicine. **Journal of the Royal Society of Medicine**, v. 96, n. 1, p. 17-22, 2003. DOI: 10.1177/014107680309600105.

MALLETT, R. et al. The benefits and challenges of using systematic reviews in international development research. **Journal of Development Effectiveness**, v. 4, n. 3, p. 445-455, 2012. DOI: 10.1080/19439342.2012.711342.

MEDYŃSKA-JURASZEK, A. et al. Biochar affects heavy metal uptake in plants through interactions in the rhizosphere. **Applied Sciences**, v. 10, n. 15, 5105, 2020. DOI: 10.3390/app10155105.

MELO, L. C. A. et al. Sorption and desorption of cadmium and zinc in two tropical soils amended with sugarcane-straw-derived biochar. **Journal of Soils and Sediments**, v. 16, n. 1, p. 226-234, 2016. DOI: 10.1007/s11368-015-1199-y.

MEYER, S.; GLASER, B.; QUICKER, P. Technical, economical, and climate-related aspects of biochar production technologies: a literature review. **Environmental Science & Technology**, v. 45, n. 22, p. 9473-9483, 2011. DOI: 10.1021/es201792c.

NARTEY, O. D.; ZHAO, B. Biochar preparation, characterization, and adsorptive capacity and its effect on bioavailability of contaminants: an overview. **Advances in Materials Science and Engineering**, v. 2014, 715398, 2014. DOI: 10.1155/2014/715398.

PENIDO, E. S. et al. Combining biochar and sewage sludge for immobilization of heavy metals in mining soils. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 172, p. 326-333, 2019. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2019.01.110.

PINTO, T. D. et al. Assessment of the use of natural materials for the remediation of cadmium soil contamination. **PLOS ONE**, v. 11, n. 6, e0157547, 2016. DOI: 10.1371/journal.pone.0157547.

PUGA, A. P. et al. Biochar application to a contaminated soil reduces the availability and plant uptake of zinc, lead and cadmium. **Journal of Environmental Management**, v. 159, p. 86-93, 2015. DOI: 10.1016/j.jenvman.2015.05.036.

PUGA, A. P. et al. Cadmium, lead, and zinc mobility and plant uptake in a mine soil amended with sugarcane straw biochar. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 22, n. 22, p. 17606-17614, 2015. DOI: 10.1007/s11356-015-4977-6.

PUGA, A. P. et al. Leaching and fractionation of heavy metals in mining soils amended with biochar. **Soil and Tillage Research**, v. 164, p. 25-33, 2016. DOI: 10.1016/j.still.2016.01.008.

SANTOS, F. H. D. et al. Pristine and biochar-supported nano zero-valent iron to immobilize As, Zn and Pb in soil contaminated by smelting activities. **Journal of Environmental Management**, v. 321, 116017, 2022. DOI: 10.1016/j.jenvman.2022.116017.

SILVA, M. S. A. et al. Biochar from *Caryocar brasiliense* as a soil conditioner for common bean plants. **Ciência Rural**, v. 52, n. 7, e20200871, 2022. DOI: 10.1590/0103-8478cr20200871.

SOARES DA SILVA, J.; SILVA, T. T. S.; PASTICH, E. A. Benefícios e limitações do uso de telhados verdes: uma revisão sistemática. **Revista Geama**, v. 8, n. 3, p. 15-28, 2022. Disponível em: https://www.journals.ufrpe.br/index.php/geama/article/view/5122. Acesso em: 1 abr. 2025.

SOUZA, E. S. et al. Organic residues and biochar to immobilize potentially toxic elements in soil from a gold mine in the Amazon. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 169, p. 425-434, 2019. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2018.11.032.

SPOSITO, G.; PAGE, A. L. Cycling of metal ions in the soil environment. In: SIGEL, H. (ed.). **Metal Ions in Biological Systems**. New York: Marcel Dekker, 1984. p. 287-332.

TARAQQI-A-KAMAL, A. et al. Biochar remediation of soil: linking biochar production with function in heavy metal contaminated soils. **Plant, Soil and Environment**, v. 67, n. 4, p. 183-201, 2021. DOI: 10.17221/544/2020-PSE.

TU, P. et al. Influence of pyrolysis temperature on the physicochemical properties of biochars obtained from herbaceous and woody plants. **Bioresources and Bioprocessing**, v. 9, n. 1, 131, 2022. DOI: 10.1186/s40643-022-00618-z.

WU, W. et al. Assessment of heavy metal pollution and human health risks in urban soils around an electronics manufacturing facility. **Science of the Total Environment**, v. 630, p. 53-61, 2018. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.02.183.

ZHANG, L.; ZHONG, Y.; GENG, Y. A bibliometric and visual study on urban mining. **Journal of Cleaner Production**, v. 239, 118067, 2019. DOI: 10.1016/j.jclepro.2019.118067.

5. CAPÍTULO 2 – IMOBILIZAÇÃO DE ZINCO EM UM ARGISSOLO AMARELO DE CULTIVO DE HORTALIÇAS POR BIOCARVÃO MODIFICADO COM HIDROXIDO DE POTÁSSIO

5.1. Resumo:

A presença de elevadas concentrações de zinco em área de cultivo de hortaliça, tem despertado grande preocupação na comunidade cientifica, embora seja um elemento essencial para o desenvolvimento dos vegetais, seu excesso pode provocar efeitos negativos para o ser humano devido sua bioacumulação nas cadeias alimentares. Nesse contexto, busca-se o uso de materiais adsorventes para a remediação dessas áreas. O biocarvão destaca-se como uma estratégia sustentável, pois apresenta elevada área de superfície específica e tem sido amplamente aplicado para melhorar as propriedades físico-químicas do solo, além de contribuir para a remediação de áreas contaminadas, especialmente por metais tóxicos. O presente estudo teve como objetivo avaliar a eficiência do biocarvão modificado na imobilização de zinco em uma área de cultivo de hortaliças localizada em Vitória de Santo Antão, PE. O biocarvão foi produzido a partir do bagaço de cana-de-açúcar. Antes do processo de pirólise, o bagaço foi submetido a um tratamento com hidróxido de potássio (KOH) e, em seguida, passou por uma pirólise lenta em forno mufla, a 700 °C. Os estudos foram realizados em colunas de matriz porosa Areia+Biocarvao Modificado (controle) e Solo+Biocarvão Modificado, com o objetivo de avaliar a interação e o transporte do zinco. Os parâmetros hidrodispersivos foram avaliadas a partir do modelo de Convecção-Dispersão com dois sítios de sorção, utilizando do programa CXTFIT 2.0. Os resultados indicaram baixa adsorção de Zn^{2+} no tratamento com areia, enquanto o sistema solo + biocarvão modificado promoveu uma retenção de 88,38%, demonstrando o potencial do biochar na imobilização do metal. Devido à baixa presença significativa de zinco no efluente da coluna com solo acrescido do biocarvão modificado, dispensou a aplicação de modelos de ajuste, uma vez que não foi detectada eluição significativa de Zn nas análises do efluente. Portanto, os resultados reforçam o papel do biocarvão modificado como estratégia sustentável na imobilização de zinco em solos de áreas agrícolas.

Palavras-chaves:

Biocarvão; Zinco; Metais Tóxicos, Remediação

5.2. Introdução

A contaminação do solo por metais potencialmente tóxicos é uma preocupação ambiental de escala global, com sérias implicações para a qualidade da água, saúde das plantas, a segurança alimentar e a saúde humana. Entre os impactos mais críticos está a lixiviação desses metais para águas superficiais e subterrâneas, tornando-os biodisponíveis para plantas e, consequentemente, facilitando a sua entrada na cadeia alimentar humana (Plicas et al., 2013; Xin et al., 2022; Angon et al., 2024).

Esses elementos como Cd, Cr, Hg e Pb são altamente tóxicos mesmo em concentrações reduzidas, enquanto outros, como Cu, Ni e Zn, embora essenciais em pequenas quantidades, tornam-se prejudiciais quando acumulados em excesso no solo agrícola (Li et al., 2021;Taraqqi-A-kamal et al., 2021).

O zinco (Zn), em particular, destaca-se por estar presente em elevadas concentrações em solos e sedimentos agrícolas, representando um risco significativo para ecossistemas e a saúde humana (Taraqqi-A-kamal et al., 2021; Li, Zhou e Zhang 2021;Kaur et al., 2024). Na lista de substâncias perigosas do Registro de Substâncias Tóxicas e Doenças (ATSDR), o zinco ocupa a 75ª posição, evidenciando sua importância no contexto da poluição ambiental.

Diante da urgência em mitigar esse tipo de contaminação, materiais adsorventes têm sido amplamente estudados, com destaque para o biocarvão. Esse material carbonáceo, obtido por pirólise de biomassa orgânica em ambiente com baixa presença de oxigênio tem sido utilizado não apenas como condicionador de solo, mas também como agente mitigador da contaminação por metais pesados (Maia, 2011; Paz-Ferreiro et al., 2014;). Além de contribuir para o sequestro de carbono e melhoria da fertilidade do solo, o biocarvão se destaca por sua estabilidade química, alta área superficial e capacidade de imobilizar contaminantes inorgânicos, como Cd, Pb e As (Abdelhafez; Li; Abbas 2014; Mohamed et al., 2019).

A eficiência do biocarvão como adsorvente pode ser aumentada por meio de processos de modificação física e/ou química, que alteram características como área superficial, carga superficial, volume e tamanho de poros (Rajapaksha et al., 2016; Subramanian et al. 2025). Estudos têm demonstrado que biocarvões modificados, especialmente com agentes químicos como o hidróxido de potássio (KOH), apresentam desempenho superior na imobilização de metais em solos contaminados (Liu et al. 2021). Ainda, destaca-se pelo potencial de reduzir níveis de dióxido de carbono (CO_2) atmosférico, contribuindo para o cumprimento das metas de redução das emissões de gases do efeito estufa (Komnitsas et al., 2015).

Na microrregião da Zona da Mata do estado de Pernambuco, particularmente no município de Vitória de Santo Antão, observa-se uma intensa atividade agrícola voltada à produção de hortaliças folhosas. O uso indiscriminado de fertilizantes e pesticidas tem levado ao acúmulo de metais como Cd, Pb, Cu e Zn no solo, conforme verificado em estudos anteriores (Cunha Filho, 2013; Cunha Filho, 2018). Essa situação destaca a necessidade de estratégias eficazes de remediação ambiental para minimizar os riscos à saúde humana e aos ecossistemas.

Dessa forma, este estudo teve como objetivos: (i) caracterizar o solo agrícola da região por meio de parâmetros físicos e químicos; (ii) produzir biocarvão modificado com hidróxido de potássio (KOH); (iii) caracterizar as propriedades físico-químicas do biocarvão modificado; e (iv) avaliar, por meio de ensaios de deslocamento miscíveis em coluna de lixiviação, a eficácia do biocarvão na imobilização de zinco em solos contaminados da região de Vitória de Santo Antão.

5.3. Material e Métodos

O solo utilizado foi proveniente de uma área de cultivo de hortaliça. Amostras de solo (deformadas e indeformadas) foram coletadas para os ensaios em laboratório. Os procedimentos metodológicos seguiram as seguintes etapas: identificação da área de estudo; coleta e preparo das amostras de solo; caracterização dos parâmetros físicos e químicos do solo; produção e análise do biocarvão; ensaios de deslocamento miscíveis em colunas do solo; determinação dos parâmetros que intervém nas interações e na mobilidade do zinco.

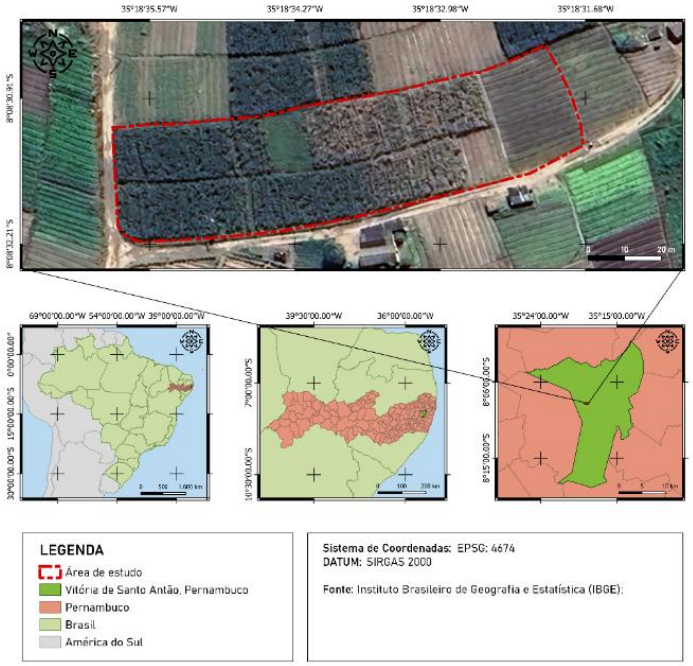
5.3.1. Identificação da área de estudo

As coletas de amostras de solo foram realizadas em uma área de hortaliças localizada no município de Vitória de Santo Antão - PE. Essa região foi escolhida por ser considerada a maior produtora de folhosos do estado de Pernambuco (Braga, 1998), e que em estudos anteriores foram constatadas contaminações por pesticidas e metais nos solos (Nascimento, 2013; Cunha Filho, 2018). Além disso, o manejo do solo para o plantio de hortaliça nestas áreas de cultivo é realizado de forma equivalente, independente da classe do solo ou tipo de cultura (Cunha Filho, 2013).

Diante dessas descrições, a área selecionada localiza-se na região denominada de Natuba I. Nesta região são cultivadas diversas hortaliças, tais como: alface, coentro, salsinha, pimentão, tomate. A área está localizada nas coordenadas geográfica 8°14’201”S,

35º30’905’’W (Figura 14) e é caracterizada pela classe do solo como Argissolo Amarelo (Embrapa, 2000).

Figura 14 – Área de estudo (destacado em vermelho) localizada em Vitória de Santo Antão, Pernambuco.



Fonte: Autor (2025).

5.3.2. Coleta, preparo e caracterizações físicas e químicas do solo

As amostras de solo foram coletadas em um ambiente de cultivo de hortaliças, na camada superficial (0-20). Na referida área, foram demarcados cinco pontos dispostos em ziguezague para a realização da coleta de amostras deformadas e não deformadas do solo. As amostras de solo deformadas foram acondicionadas em sacos de plásticos, enquanto, as não deformadas foram coletadas a partir de um trado tipo Unland, posteriormente, todas as amostras foram lacradas, etiquetadas e armazenadas em temperatura ambiente e encaminhadas para o laboratório de Avaliação de Contaminação do Solo (LACS) da UFPE.

Para a obtenção da terra fina seca ao ar (TFSA), as amostras foram alocadas em um local apropriado para serem secas ao ar por 72 horas, destorroadas e passadas em peneira de 2 mm de diâmetro. Os procedimentos de coleta e preparo foram seguidos de acordo com o manual da Embrapa (Teixeira et al., 2017).

Para as análises físicas das amostras de solo, foram determinados os seguintes parâmetros: a granulometria, obtida por meio do método do densímetro, conforme Gee e Or (2002) e adaptado por Almeida (2008); a densidade do solo (Ds), determinada pelo método do

cilindro volumétrico, conforme descrito por Almeida et al. (2017); a densidade de partículas (Dp), obtida pelo método do balão volumétrico, de acordo com Viana, Teixeira e Donagemma (2017); e a porosidade total, determinada pelo método da saturação, segundo Almeida et al. (2017a). Todas as análises foram realizadas no Laboratório de Física do Solo da UFRPE.

As análises químicas consistiram nas determinações do pH em água e KCl, Cálcio (Ca^{2+}), Sódio (Na^{+}), Magnésio (Mg^{2+}), Potássio (K^{+}), Fósforo disponível Potássio (P, Alumínio (Al^{3+}), Acidez potencial (H + Al), Carbono orgânico (CO), Soma de bases (SB), Capacidade de Troca Catiônica Efetiva (CTC-ef), Capacidade de Troca Catiônica Potencial (CTC-pot) e Saturação por bases (V) (Teixeira et al., 2017). Essas análises foram realizadas no Laboratório de Química de Solo da UFRPE.

5.3.3. Fluorescência de Raios X por Dispersão de Energia (EDRXF) das amostras de solo e bagaço da cana-de-açúcar

Para a análise do zinco no solo, porção de 0,5 g da camada 0-20, foram moídas e homogeneizadas, foram transferidas para tubos de polietileno e vedadas na parte superior e inferior com filme de polipropileno para as análises por fluorescência de raios x (EDXRF) em um espectômetro modelo EDX 720 da Shimadzu.

O material de referência utilizado para o controle de qualidade do procedimento analítico por EDXF, foi o IAEA-Soil-7, produzido pela Agência Internacional de Energia Atômica (IAEA). Assim, após a quantificação da amostra no equipamento, o resultado da concentração de zinco da camada 0-20 foi organizado em planilha Excel para o cálculo da concentração em mg kg^{-1} e a estimativa da incerteza analítica aplicada ao resultado.

Para o bagaço de cana-de-açúcar, foram utilizados cinzas do bagaço antes e depois da modificação com hidróxido de potássio para posterior análise dos analitos. O material de referência utilizado foi o NIST SRM 99a produzidos pelo National Institute of Standard and Technology (NIST).

5.3.4. Coleta, preparo e caracterização físicas e químicas do biocarvão

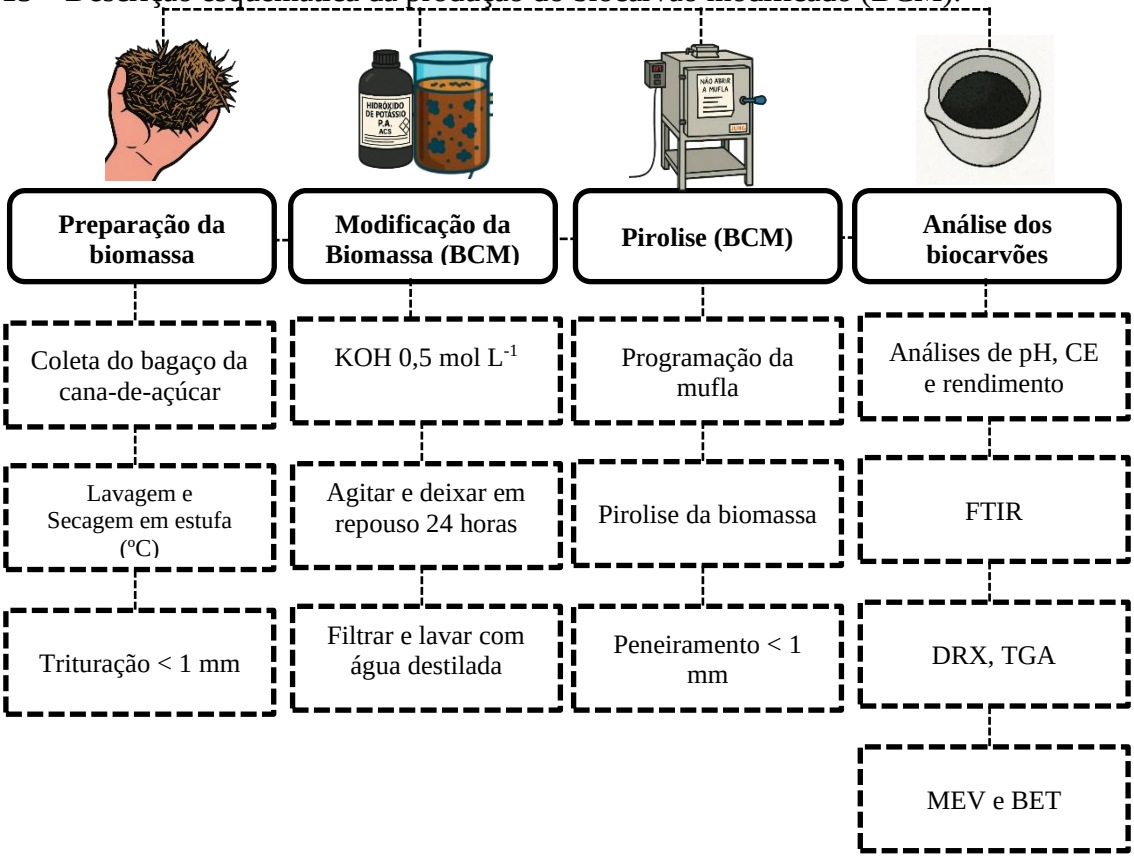
Para a produção dos biocarvões, foi utilizado o bagaço da cana-de-açúcar como biomassa, dada a elevada disponibilidade destes resíduos no Brasil, especialmente da Zona da Mata de Pernambuco. Os resíduos de cana-de-açúcar foram coletados em uma usina localizada na Zona da Mata Norte de Pernambuco e, posteriormente, foram lavados, secos e triturados (< 1 mm).

O tratamento para modificação do biocarvão foi produzido de forma adaptada conforme metodologia descrita por Castro (2023), realizado a partir da mistura de 500 g da amostra seca

do bagaço com 5 L da solução de hidróxido de potássio (KOH) 0,5 mol L^{-1}. A mistura foi agitada e deixada em repouso durante 24 horas, filtrada e lavada com água destilada. O pH da mistura após a lavagem com a água foi de 10. Posteriormente, a biomassa tratada foi seca em estufa a 60°C.

O biocarvão modificado (BCM) foi produzido em um forno Mufla JUNG Modelo LF2312 selado para evitar a entrada de O_2. O forno possui um Controlador Novus J300 de tempo e temperatura, que permitiu controlar os parâmetros selecionados para a pirólise. As condições operacionais de pirolise pré-estabelecidas foram: Vazão de N_2 de 1,8 L min^{-1} e taxa de aquecimento de 10°C min^{-1} até atingir a temperatura de 700°C, com tempo de residência de 30 minutos. Em seguida, foi resfriado lentamente até a temperatura ambiente, homogeneizado e passado em peneira com abertura de malha de 1 mm (Figura 15).

Figura 15 – Descrição esquemática da produção do biocarvão modificado (BCM).



Fonte: Autor (2025).

Foram realizadas as determinações dos parâmetros físicos do BCM. O pH e a CE foram medidos na proporção 1:20 (biocarvão:água Milli-Q) após uma hora de agitação a 25ºC em uma mesa agitadora. Em seguida, deixadas em repouso durante 30 minutos. O pH foi medido em

um sistema de eletrodo de vidro, e a condutividade elétrica (CE), usando um condutivímetro (Singh, et al. 2017).

Para as determinações dos parâmetros químicos, analisou-se por espectroscopia no Infravermelho por Transformada de Fourier (FTIR) no equipamento Spectrum 3 da PerkinElmer com o objetivo de identificar compostos químicos e grupos funcionais presentes no biocarvão modificado. A análise por Difração de Raios-X (DRX) realizado no SMARTLAB SE da Rigaku no Laboratório de Combustíveis (LAC) da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE) para avaliar o grau de cristalinidade e a organização espacial dos cristais na amostra do biocarvão modificado, e a Análise Termogravimétrica (TGA) feitas no analisador TGA2 STARe System da mettler toledo no laboratório LPQ do LITPEg.

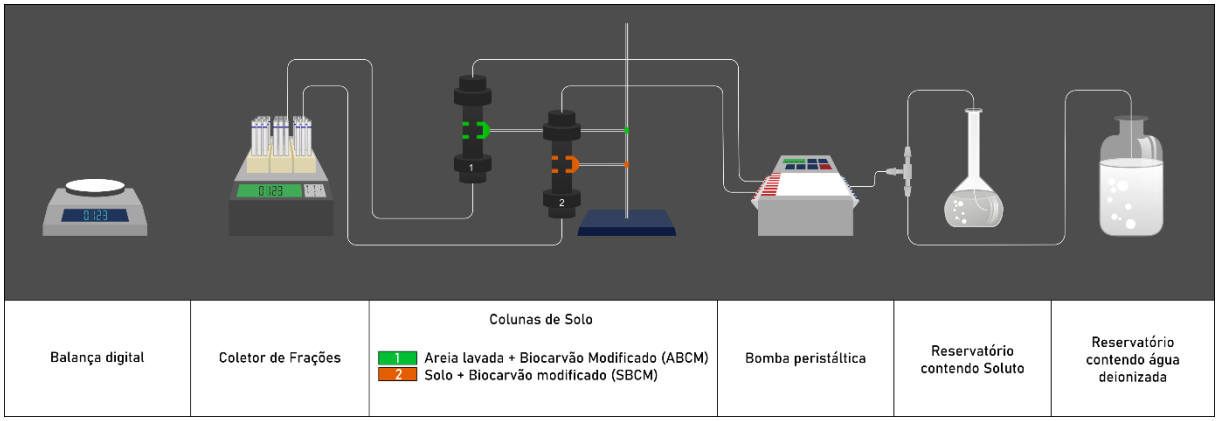
A morfologia, estrutura e características da superfície da amostra do BCM foram obtidas por meio de Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV), tendo como objetivo a identificação da forma, tamanho e arranjo das partículas, bem como a identificação de porosidade, fissuras e outras características relevantes para as propriedades e aplicações do biocarvão. As amostras foram fixadas em porta-amostra próprio do equipamento (stub de alumínio) com fita de carbono, e cobertas com uma camada fina de ouro (20 nm). As imagens foram obtidas no equipamento MEV-FEG MIRA3LM (Tescan) do Laboratório de Compostos Híbridos Interfaces da UFPE.

A área superficial específica, o volume e o diâmetro médio de poros foram obtidos por análise por BET (Brunauer-Emmett-Teller) a partir de isotermas de adsorção de nitrogênio a 77 K, usando um porosímetro ASAP 2600 da Micromeritics. As amostras foram submetidas a desgaseificação a 150°C durante 2 h antes das medidas.

5.3.5. Ensaio de deslocamento miscível em colunas de solo

Os experimentos para o estudo das interações e mobilidade do zinco foram realizados por ensaios de deslocamento miscível em colunas saturadas de solo com adição de biocarvão modificado. Duas colunas de solo em vidro com 20 cm de altura e 5 cm de diâmetro foram utilizadas para acomodar o solo da camada 0-20 com adição de biocarvão modificado; uma bomba peristáltica (ISMATEC de 12 canais); um barrilete de 20 litros com água Milli-Q; um recipiente contendo o traçador KBr a 0,1 mol L^{-1}, um outro recipiente contendo a solução de zinco (273 mg L^{-1}); duas válvulas de três vias; um coletor de frações (CF-2 da SPECTRUM) com capacidade para 114 tubos de ensaio; um condutivímetro digital, para leitura das medidas de condutividade elétrica; capilares flexíveis com 2,00 mm de diâmetro interno (TYGON) e balança digital (Figura 16).

Figura 16 – Esquema experimental para testes de deslocamento miscível com o traçador KBr e o metal Zn.



Fonte: Autor (2025).

Para a montagem de cada coluna da matriz porosa, foram preparadas as seguintes configurações: uma coluna contendo apenas areia mais biocarvão modificado (ABCM), utilizada como controle (Coluna 1) e uma coluna com solo mais biocarvão modificado (SBCM) (Coluna 2). Em todas as colunas com adição de biocarvão, foi mantida a concentração de 1% em relação ao solo.

Os ensaios foram conduzidos em colunas de solo previamente saturadas, sob condições de fluxo unidirecional, descendente e constante. Para investigar o comportamento do transporte de solutos em meio saturado, foi promovido o deslocamento de um volume de poros (V_p) em cada coluna, utilizando-se uma solução contendo brometo de potássio (KBr) como traçador, na concentração inicial C_0, aplicada a uma velocidade média aparente (v).

Durante o deslocamento, o soluto sofreu processos simultâneos de advecção e dispersão, infiltrando-se nos poros do solo a diferentes velocidades, o que resultou na formação de uma zona de mistura típica do fenômeno de dispersão hidrodinâmica. A progressão do traçador foi monitorada por meio da determinação da concentração (C) do efluente em função do tempo. A razão C/C_0 foi analisada em relação ao número de volumes de poros coletados (V/V_0), permitindo a construção das curvas de eluição.

As mesmas condições experimentais foram posteriormente aplicadas à solução contendo o metal traçador zinco (Zn^{2+}). As amostras de efluente foram coletadas em um sistema de fracionamento automático para análises subsequentes. A concentração de KBr foi determinada por condutivimetria, enquanto os teores de zinco foram quantificados por espectrofotometria de absorção atômica por chama (FAAS) no laboratório de análises ambientais do Centro Regional de Energias Nucleares do Nordeste (CRCN-NE/CNEN).

A determinação dos parâmetros hidrodispersivos foram realizadas a partir dos modelos de convecção-dispersão (CD) para o traçador, e convecção-dispersão a dois sítios de sorção (CD-2S) para o Zinco, utilizando-se o programa CXTFIT 2.0 (Code for Estimating Transport Parameters from Laboratory or Field tracer Experiments) desenvolvido por van Genuchten e Parker (1984).

5.3.6. Modelo de convecção-dispersão (CDE)

A equação de convecção-dispersão (CDE) para o transporte unidimensional de solutos reativos, sujeitos à adsorção, degradação de primeira ordem, produção de ordem zero, num solo homogêneo e indeformável é dada por:

$$\rho_d \frac{\partial S}{\partial t} + \theta \frac{\partial C}{\partial t} = \theta D_{ap} \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - \theta v \frac{\partial C}{\partial z} + \sum_{j=1}^{n} \phi_j (C, S, ...) \qquad (2)$$

Em que C representa a concentração do soluto na fase líquida (g cm^{-3}), S a concentração do soluto na fase sólida (g g^{-1}), ρ_d a massa específica do meio (g cm^{-3}), D_{ap} o coeficiente de dispersão hidrodinâmica (cm^2 h^{-1}), t o tempo (h), Z a coordenada espacial (cm) e ϕ_j são os termos de fonte e sumidouro (g cm^{-3} h^{-1}).

5.3.7. Modelo CDE de dois sítios de sorção

Para o deslocamento em meios com a presença de dois sítios de sorção, o modelo CDE-2S admite a distinção de sítios de sorção do tipo 1 (equilíbrio) e do tipo 2 (cinética de primeira-ordem), sendo descrita pelas equações (3 e 4).

$$\left(1 + \frac{f \rho_d K_d}{\theta}\right) \frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - v \frac{\partial C}{\partial z} - \frac{\alpha \rho_d}{\theta} \left[(1 - f) K_d C - S_c \right] - \mu_e C - \frac{f \rho_d K_d K_d \mu_{s.e} C}{\theta} + \gamma_l(z) + \frac{f \rho_d \gamma_{s,e}(z)}{\theta} \qquad (3)$$

$$\frac{\partial S_k}{\partial t} = \alpha \left[(1 - f) K_d C - S_c \right] - \mu_{s,c} S_c + \gamma_e(z) + (1 - f) \gamma_{s,c}(z) \qquad (4)$$

Na qual α [T^{-1}] representa o coeficiente de taxa de transferência de primeira-ordem, f é a fração de sítios de troca, que está sempre em equilíbrio, e os subscritos e e c representam os sítios de adsorção em equilíbrio e em cinética, respectivamente. Na sua forma adimensional, as equações 3 e 4 ficam:

$$\beta R\frac{\partial C_1}{\partial T}=\frac{1}{P}\frac{\partial^2 C_1}{\partial Z^2}-\frac{\partial C_1}{\partial Z}-\omega(C_1-C_2)-\mu_1 C_1+\gamma_1(Z) \tag{5}$$

$$(1-\beta)R\frac{\partial^2 C}{\partial T}=\omega(C_1-C_2)-\mu_2 C_2+\gamma_2(Z) \tag{6}$$

Nesta forma adimensional, as equações (5 e 6) podem ser utilizadas tanto para a resolução do caso CDE-MIM, como o caso à dois sítios de sorção (CDE-2S). O que diferencia o tipo de modelo (CDE-MIM ou CDE-2S) escolhido são os parâmetros adimensionais e as condições dos comportamentos da transferência e das interações estudados.

Dessa forma, sendo: C_1 a concentração móvel e C_2 a imóvel; β o coeficiente de partição entre os dois sítios; P o número de Péclet; ω o número de Damköler, T o tempo, $z = x/L$ a coordenada espacial adimensionalizada. Com:

$$\beta=\frac{\theta+\rho_d f K_d}{\theta+\rho_d K_d} \tag{7}$$

$$\omega=\frac{\alpha(1-\beta)RL}{v} \tag{8}$$

Além disso, a condição de contorno para o modelo de transporte em não equilíbrio químico é dada pela seguinte equação (9):

$$C_1(Z,0)=C_2(Z,0)=C_i(Z) \tag{9}$$

Onde a condição de entrada é dada pela equação (10):

$$C_1(0,T)=\begin{cases}C_0(T)\ para\ 0<T\le T_0\\ 0\ para\ T>T_0\end{cases} \tag{10}$$

Condição de saída:

$$\frac{\partial C_1}{\partial Z}(\infty,T)=\frac{\partial C_2}{\partial Z}(\infty,T)=0 \tag{11}$$

5.4. Resultados e discussão

5.4.1. Parâmetros físicos e químicos do solo

Os dados obtidos das análises de caracterização física (Análise granulométrica, Densidade do Solo (D_s); Densidade de Partículas (D_p) e Porosidade Total estão descritas na Tabela 9.

A composição granulométrica do solo de estudo apresentou na camada (0-20 cm) 69,8, 20,6 e 9,6% de areia, silte e argila, respectivamente. Com os valores obtidos de areia, silte e argila, conforme a pirâmide textural, pode-se afirmar que o solo se enquadra na classe textural de franco-arenoso. Os solos arenosos possuem baixa capacidade de retenção de água, baixo teor de matéria orgânica, além de um alto potencial de lixiviação de poluentes no solo (Brady e Weil, 2013).

A fração de areia apresentou maior predominância na camada, sendo a areia fina com a maior quantidade no solo. Para Corrêa, Moraes e Pinto (2015), as partículas de areia fina e muito fina em conjunto com as partículas de silte formam a fração de solo mais suscetível ao processo de erosão.

A densidade do solo foi de 1,62 g cm^{-3}, valor que se aproxima do limite crítico superior estabelecido por Reichert et al. (2003) para solos com textura franco-arenosa, o qual varia de 1,70 a 1,80 g cm^{-3} que começa a afetar o crescimento radicular das plantas.

A densidade de partícula apresentou um valor de 2,69 g cm^{-1}. Este parâmetro depende da composição mineral e orgânica, desconsiderando a porosidade, embora possa ser influenciada por poros internos aos minerais (Lima et al., 2022). Além disso, a porosidade total foi de 40%, esse valor é considerado baixo para fins agrícolas, ou seja, menor que 50% (Vale, 2017).

Tabela 9 – Caracterização física do Argissolo Amarelo.

Composição Granulométrica											
Camada (cm)	**Areia**						**Silte**	**Argila**	D_s	D_p	P_T
	---------- g kg^{-1}----------								---g cm^{-1}---		(%)
	Muito Grossa	**Grossa**	**Média**	**Fina**	**Muito Fina**	**Total**					
0-20	43,18	100,02	178,18	228,54	147,97	697,88	206,31	95,85	1,62	2,69	40

Fonte: Autor (2025).

Os dados obtidos das análises químicas estão descritos na Tabela 10. Os valores encontrados de pH em água na camada (0-20) foi de 6,51 constatando um pH levemente ácido. No entanto, o valor do pH em KCl foi menor do que o pH em água, apresentando um ΔpH negativo e um pH levemente ácido. Assim, esse valor está dentro da faixa ideal para o cultivo

de hortaliças, pois, de acordo com Campagnol, Mello e Pinheiro (2015), as hortaliças, assim como outras plantas, produzem com mais eficiência em uma faixa de pH variando entre 5,5 e 6,5.

A concentração das bases trocáveis do solo (cálcio, magnésio, sódio, potássio) indica seu grau de intemperismo (Lafayette et al. 2015). Foram observadas maiores concentrações de cálcio (7,87 $cmol_c\ kg^{-1}$) e baixas concentração de magnésio (1,337 $cmol_c\ kg^{-1}$), potássio (0,299 $cmol_c\ kg^{-1}$) e sódio (0,18 $cmol_c\ kg^{-1}$). Os resultados observados correlacionam com a prática de calagem, que promove a neutralização do alumínio no solo, e atua como fonte de cálcio e magnésio (Cavalett et al. 2017).

Tabela 10 – Caracterização química do Argissolo Amarelo.

Camada (cm)	pH H_2O	pH KCl	ΔpH	Na^+	K^+	Mg^{2+}	Al^{3+}	Ca^{2+}
				---------- $cmol_c\ kg^{-1}$ ----------				
0-20	6,51	6,05	-0,47	0,18	0,299	1,337	0	7,87
Camada (cm)	**H +Al**	**SB**	**t**	**T**	**V**	**m**	**P**	**COT**
	---------- $cmol_c\ kg^{-1}$ ----------				%		$cmol_c\ kg^{-1}$	$g\ kg^{-1}$
0-20	0,02	9,692	9,692	9,712	99,79	0	1159,03	12,34

ΔpH: pH (KCl) – pH (H_2O); SB: Soma de bases; t: Capacidade de troca de cátions efetiva; T: Capacidade de Troca de Cátions potencial; V%: Saturação por bases; m: Saturação por alumínio; P: Fósforo; COT: Carbono orgânico total.

Fonte: Autor (2025).

A soma de bases (SB) apresentou (9,69 $cmol_c\ kg^{-1}$), valor inferior ao encontrado no estudo de Cunha Filho (2013), mas destaca que houve uma redução significativa na camada (0-20 cm) ao longo dos anos (Cunha Filho, 2018). A capacidade de troca catiônica efetiva (t) apresentou valor igual a SB, o que indica a ausência de Al^{3+} trocável. A capacidade de troca catiônica potencial (T) obteve um valor de (9,712, $cmol_c\ kg^{-1}$) valor bem próximo da SB, pois a presença da soma da acidez trocável e acidez não trocável (H +AL) foi baixa (0,02, 0,01, 0,0164 $cmol_c\ kg^{-1}$) respectivamente.

Assim, o valor de saturação por base evidenciado foi superior a 99%, ou seja, solos com elevada saturação por bases (SB), como aqueles com 80%, tendem a disponibilizar cátions essenciais às plantas com mais facilidade do que solos com baixos valores de SB, como 40%. Além disso, solos com pH 7, o percentual por saturação de bases (V) é ≥ 90%. Assim, esse valor está acima para um Argissolo Amarelo cultivado com hortaliças, pois, geralmente varia de 30 a 70%.

O teor de fósforo disponível na amostra analisada apresentou o valor de 1159,03 $cmol_c$ kg^{-1}. Esse elevado número está relacionado a aplicação de esterco. Souza e Resende (2003) indicaram que a aplicação de esterco no cultivo de hortaliças introduz nutrientes no solo, principalmente o fósforo. Assim, no estudo de Cunha Filho (2018), realizado na mesma área de estudo, foi observado que os produtores aplicam cama de galinha e esterco bovino na adubação das culturas de hortaliças, o que justifica os teores elevados de fósforo na área.

O valor de carbono orgânico total na camada 0-20 foi de (12,34g kg^{-1}). A presença de carbono orgânico está relacionada à qualidade do solo, atuando como agente cimentante da estrutura. Além disso, contribui para o tamponamento do pH, complexação de nutrientes, aumento da capacidade de troca catiônica (CTC) e melhoria da retenção de água no solo (Campos et al., 2016).

5.4.2. Fluorescência de Raios X por Dispersão de Energia (EDRXF) das amostras de solo e do bagaço da cana-de-açúcar

A espectrometria de fluorescência de raios X por dispersão de energia (EDXRF) foi empregada para a caracterização elementar das amostras de solo e do bagaço de cana-de-açúcar, possibilitando a identificação e quantificação dos elementos presentes. Trata-se de uma técnica analítica não destrutiva, preservando a integridade das amostras durante todo o procedimento de análise.

A Tabela 11 apresenta os valores certificado da referência IAEA-Soil-7 e o obtido da amostra de solo na camada de 0-20 cm e suas respectivas incertezas expandidas a nível de 95% de confiança, assim como os valores de número E_n que se refere a validação dos dados para os elementos químicos.

Dessa forma, percebe-se que o valor do número *En* obtido para o Zn encontra-se no intervalo entre -1 e 1. Essa faixa é considerada adequada conforme a ISO 13528 (2022), o e o DOQ-Cgcre 08 – Orientações sobre validação de métodos analíticos (Inmetro, 2020), assegurando a confiabilidade e a qualidade do procedimento analítico na determinação de Zn.

Tabela 11 – Valores certificados e obtidos do material de referência IAEA-Soil-7 e da amostra de solo, com respectivas incertezas expandidas (mg kg^{-1}) ao nível de confiança de 95%.

Elemento	**IAEA-SOIL-7**			**Elemento**	**Camada (cm)**	**AMOSTRAS DE SOLO**
	Certificado (mg kg^{-1})	**Obtido (mg kg^{-1})**	**Número E_n**			**Obtido (mg kg^{-1})**
	Média Inc.	**Média Inc.**				**Média Inc.**
Zn	104,0 ± 12,0	87,0 ± 14,7	-0,5	**Zn**	**0-20**	184,0 ± 22,0

Fonte: Autor (2025).

A concentração de zinco no solo apresentou um valor médio no EDXR de 184 mg kg^{-1}. Este resultado, ainda que obtido por uma técnica semiquantitativa, sugere que o Valor de Referência de Qualidade (VRQ) para solos de Pernambuco (34 mg kg^{-1}; CPRH, 2014) foi ultrapassado.

Na tabela 12 estão dispostos os valores das frações mássicas para Si, Al, K e Ca, certificados e obtidos, no material de referência NIST SRM 99a, bem como para as amostras de cinzas do bagaço de cana-de-açúcar antes e após a modificação com hidróxido de potássio.

Tabela 12 – Teores médios de elementos químicos (%) no material de referência NIST SRM 99a, bagaço de cana-de-açúcar in natura e modificado com KOH.

Analito	**NIST SRM 99a**		**Analito**	**BAÇADO DE CANA**	**BAGAÇO DE CANA MODIFICADO**
	Certificado (%)	**Obtido (%)**		**Obtido (%)**	**Obtido (%)**
Si	65,2	57,7	**Si**	40,9	41,5
Al	20,5	19,5	**Al**	8,7	9,7
K	5,2	12,2	**K**	10,2	28,2
Ca	2,14	4,6	**Ca**	25,5	9,08

Fonte: Autor (2025).

Observa-se que os valores de concentração obtidos para a maioria dos analitos selecionados encontram-se próximos aos valores presentes no certificado do NIST SRM 99a (na mesma ordem de grandeza), exceto para potássio. Tal efeito pode ser justificado, também, pela utilização de um método semiquantitativo por EDXRF (Skoog, 2017). Ressalta-se, contudo, que tal variação não compromete a confiabilidade nem a validade dos resultados obtidos. Assim, houve aumento percentual elevado de potássio, devido justamente a modificação com uma base forte, o KOH. Além disso houve um ligeiro aumento de silício e alumínio e redução de cálcio.

5.4.3. Caracterização físico-química do biocarvão modificado

A eficiência da adsorção de zinco (Zn^{2+}) em solos agrícolas contaminados está diretamente associada às características físico-químicas e morfológicas dos materiais adsorventes utilizados. No presente estudo, a análise dos parâmetros obtidos pelas técnicas de Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV), Isoterma BET e Espectroscopia no Infravermelho por FTIR revelou propriedades altamente favoráveis no biocarvão modificado com hidróxido de potássio (KOH), em comparação com adsorventes relatados na literatura.

O pH do bagaço de cana-de-açúcar após a modificação com hidróxido de potássio resultou em um aumento para pH 10. Assim, após a pirolise do bagaço a uma temperatura de

700ºC, o biocarvão modificado resultou em um pH de 11,1. A pirolise da biomassa contribuiu para o aumento do pH. Quando misturado ao solo na proporção de 1%, na camada superficial, o pH do solo alcançou o valor de 6,81, aumentado o pH do solo (Tabela 10). Para Liu et al. (2016), o aumento do pH do solo tende a reduzir a biodisponibilidade dos metais em solos contaminados.

Biocarvões produzidos com a mesma biomassa e sob a mesma temperatura (700°C), mas com diferentes taxas de aquecimento ou tempos de residência, e sem modificações químicas, apresentaram valores de pH significativamente menores, em torno de 10 (Puga et al. 2015, Melo et al., 2016). No entanto, no estudo de Ismael (2019), com biocarvão produzido nas mesmas condições de pirolise, sem modificação, constou um pH de 7,9, evidenciando o biocarvão modificado em 1.585 vezes mais alcalino. Biocarvões alcalinos tendem a ser uma alternativa para reduzir a lixiviação de metais, o estudo de Puga et al. (2016) mostrou que o biocarvão com pH de 10,2 reduziu a lixiviação de cádmio em 73%.

A condutividade elétrica (CE) obtida no ensaio foi de 1095 µS cm^{-1} a 25°C, o que indica uma condutividade elevada, esse fator pode ser justificado pela presença do modificante (KOH), pois biocarvão produzido na mesma temperatura sem modificação apresentou um valor baixo (268 µS cm^{-1}) (Ismael, 2019).

Outro parâmetro importante para a produção de biocarvão modificado foi o rendimento gravimétrico do biocarvão que foi maior que o produzido por Ismael (2018), nas mesmas condições, apresentando um valor de 21,9% contra 15,7%, ou seja, um valor 1,4 vezes maior que o biocarvão não modificado.

As análises realizadas por microscopia eletrônica de varredura (MEV) (Figura 15) mostraram alterações estruturais significativas na morfologia superficial do biocarvão produzido a partir do bagaço de cana-de-açúcar, após a ativação química com hidróxido de potássio (KOH) e pirólise a 700°C. Foi observada uma superfície extremamente rugosa, com uma intensa presença de fissuras e fraturas, resultado da ação corrosiva do agente ativante durante o processo térmico. A modificação com KOH favoreceu a abertura de poros e a remoção seletiva de material volátil, contribuindo para o desenvolvimento de uma rede porosa tridimensional interconectada.

Além disso, vestígios da estrutura anatômica original do bagaço foram parcialmente preservados, indicando uma carbonização eficiente, mas não destrutiva. Essas estruturas remanescentes podem funcionar como canais de transporte interno, facilitando o acesso de moléculas aos sítios ativos de adsorção.

As imagens MEV mostraram a presença de poros de tamanhos variados, formando uma estrutura hierárquica com macroporos (> 50 nm), mesoporos (2–50 nm) e microporos (< 2 nm). Essa mistura de porosidades é vantajosa para materiais adsorventes, pois aumenta a área superficial específica e facilita o acesso às partes internas do biocarvão.

Os macroporos atuam como canais de difusão, permitindo o transporte rápido de solutos. Por outro lado, mesoporos e microporos aumentam a capacidade de retenção, através de interações químicas e físicas entre íons metálicos e os sítios ativos do material.

A ativação com KOH é bem conhecida por favorecer a formação de microporos através de reações de oxidação-redução e rearranjos na estrutura do carbono. A presença conjunta de meso e microporos indica que o método utilizado afeta diretamente sua eficácia como adsorvente de metais pesados.

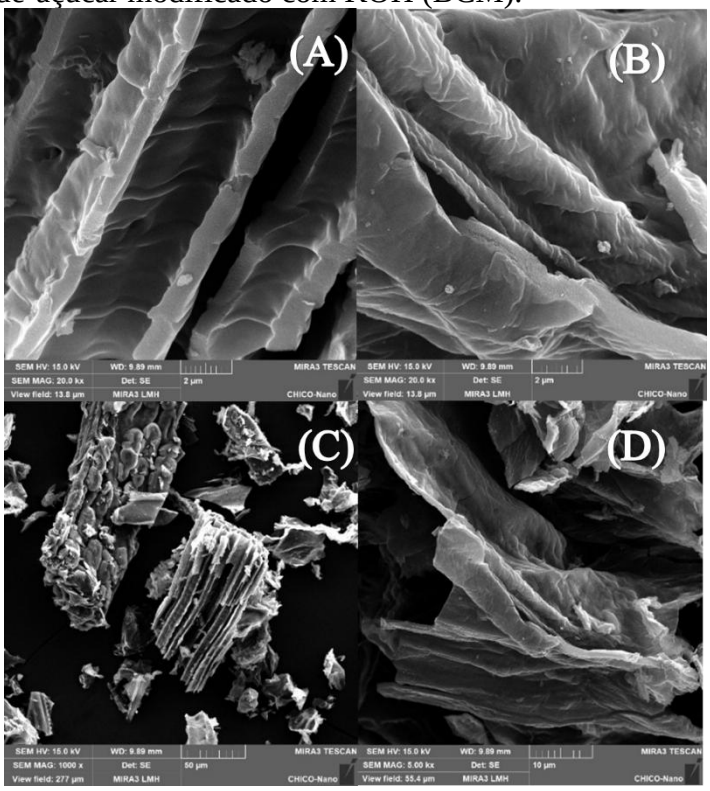
A rugosidade e porosidade elevadas proporcionam muitos sítios ativos para a adsorção, enquanto os grupos funcionais oxigenados, que são gerados pela ativação química (como hidroxilas, carboxilas e carbonilas), ajudam na complexação e retenção de íons metálicos, como Pb^{2+}, Cd^{2+}, Zn^{2+} e Cu^{2+}.

Além disso, a estrutura hierárquica de poros permite que o material tenha um desempenho melhor tanto em capacidade quanto em cinética de adsorção, pois os macroporos ajudam na difusão dos íons metálicos até os microporos, onde a retenção efetiva acontece. Essa característica é especialmente importante em sistemas complexos como solos, onde a mobilidade e a disponibilidade dos contaminantes são fortemente afetadas pelas propriedades físico-químicas do adsorvente.

Portanto, os resultados morfológicos obtidos apoiam a utilização do biocarvão ativado com KOH como um material funcional para a remediação de solos contaminados por metais potencialmente tóxicos, destacando-se pela alta área superficial, grande quantidade de sítios ativos e estrutura porosa que favorece os processos de adsorção.

Nas micrografias (Figuras 17A a 17D) observa-se que algumas estruturas apresentam superfícies lamelares abertas e estruturadas, outras, uma estrutura mais rugosa e irregular com dobras, ondulações e fendas. No estudo de Qu et al. (2021), os pesquisadores utilizaram outra biomassa de partida para sintetizar o biocarvão modificado, onde apresentou morfologia similar a este estudo. No entanto, reforçaram que o biocarvão modificado com KOH apresenta poros mais desenvolvidos em comparação ao biocarvão não modificado. Qu et al. (2021) e Mohamed et al. (2019) também observaram que modificações alcalinas promovem o desenvolvimento de canais internos e sítios ativos favoráveis à adsorção.

Figura 17 – Micrografias obtidas por Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV) do biocarvão de bagaço de cana-de-açúcar modificado com KOH (BCM).

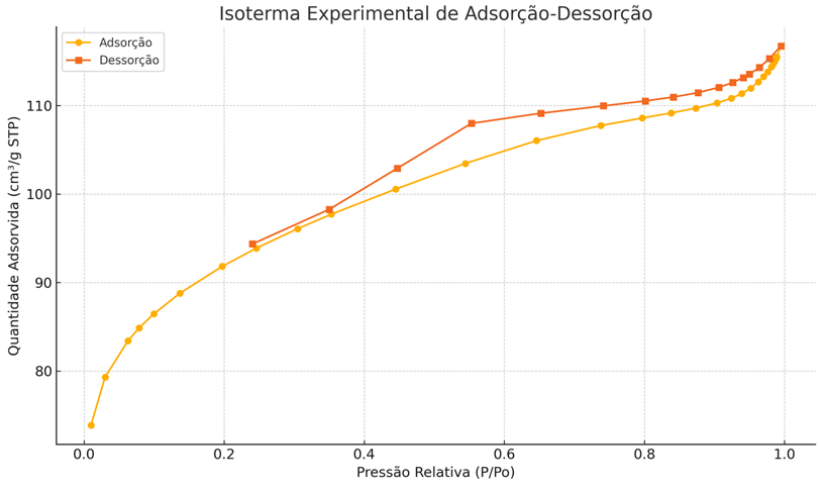


(A) (B) – Ampliação de 20.000X; (C) – Ampliação de 1.000X (D) – Ampliação de 8.000X

(B) Fonte: Autor (2025).

A caracterização do biocarvão ativado com KOH revelou propriedades texturais altamente favoráveis para a aplicação como adsorvente no solo. A isoterma de adsorção-dessorção de N_2 obtida a -195,85 °C (Figura 18) apresenta perfil característico de materiais mesoporosos, com histerese evidente, compatível com o tipo IV da classificação IUPAC. A elevada área superficial específica, determinada pelo método BET, foi de 341,84 $m^2 g^{-1}$, enquanto o modelo de Langmuir indicou valor ainda superior (383,69 $m^2 g^{-1}$), sugerindo significativa capacidade de interação superficial com íons metálicos. Tais valores são significativamente superiores aos obtidos por Puga et al. (2015), que relataram áreas de apenas 5,0 $m^2 g^{-1}$ em biocarvões não modificados de bagaço de cana.

Figura 18 – Isoterma Experimental de Adsorção-Dessorção do biocarvão de bagaço de cana modificado com KOH (BCM).



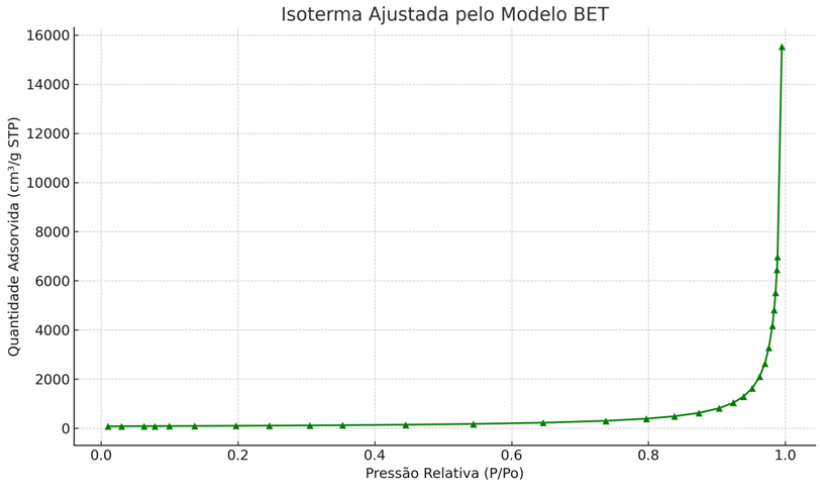
Fonte: Autor (2025).

A distribuição de tamanho de poros, segundo o método de BJH, mostrou diâmetro médio de 44,88 Å (adsorção), confirmando predominância de mesoporos, e um volume total de poros de 0,1774 $cm^3\ g^{-1}$. A área de microporos foi estimada em 214,44 $m^2\ g^{-1}$, o que indica presença relevante de regiões com alta energia de adsorção, capazes de reter íons como o Zn^{2+}. Materiais com estrutura semelhante, como MOFs e zeólitas dopadas, atingem desempenhos similares, mas com custos de produção significativamente mais elevados.

Liu et al. (2021) investigaram biocarvões modificados com KOH a partir de palha de arroz em solos contaminados na China. Os materiais apresentaram área superficial de 312 $m^2\ g^{-1}$ e capacidade de adsorção de Zn^{2+} superior a 85%, com redução da biodisponibilidade em até 70% após 30 dias. Embora os resultados sejam próximos, o BCM deste estudo apresentou área BET superior (341,84 $m^2\ g^{-1}$) e retenção de Zn^{2+} acima de 99%, com eluição não detectável.

A isoterma ajustada pelo modelo BET (Figura 19) apresentou excelente correlação (r^2 = 0,99997), o que reforça a validade dos dados obtidos para prever a capacidade adsorvente do material.

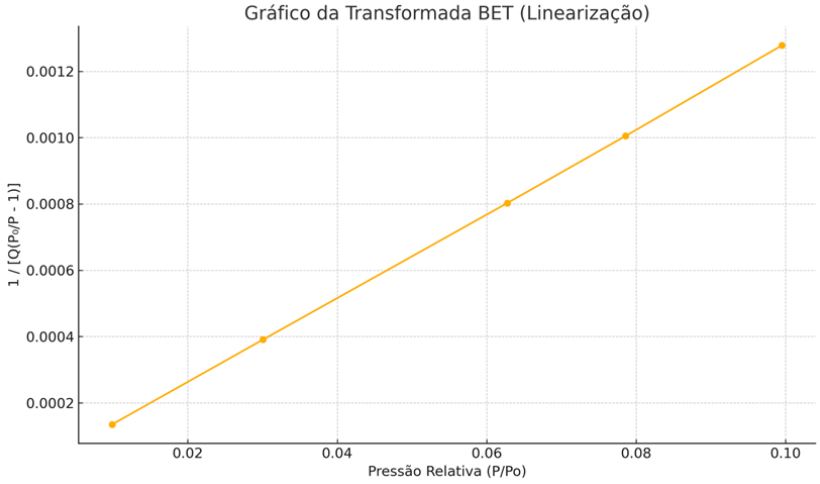
Figura 19 – Isoterma Ajustada pelo Modelo BET.



Fonte: Autor (2025).

A transformada BET (Figura 20) confirmou o comportamento linear na faixa de P/P_0 de 0,01 a 0,1, faixa típica da monoadsorção.

Figura 20 – Gráfico da Transformada BET (Linearização).



Fonte: Autor (2025).

A adição de 1% (m/m) deste biocarvão modificado ao solo representa uma modificação relevante na matriz físico-química do sistema. A elevada área superficial e o caráter meso-microporoso do material favorecem a adsorção de íons Zn^{2+}, reduzindo sua mobilidade na solução do solo. A retenção ocorre principalmente por mecanismos de troca iônica, complexação superficial com grupos oxigenados e aprisionamento físico em poros estreitos. Tais interações podem mitigar o risco de lixiviação do zinco e, ao mesmo tempo, regular sua disponibilidade para as plantas.

Além disso, a presença de grupos funcionais ácidos (geralmente formados na ativação com KOH) pode contribuir para a formação de complexos de superfície estáveis com Zn^{2+}, o que também influencia na dinâmica de transporte do metal no solo, principalmente em solos com textura mais leve e pH próximo da neutralidade como o observado nesta pesquisa.

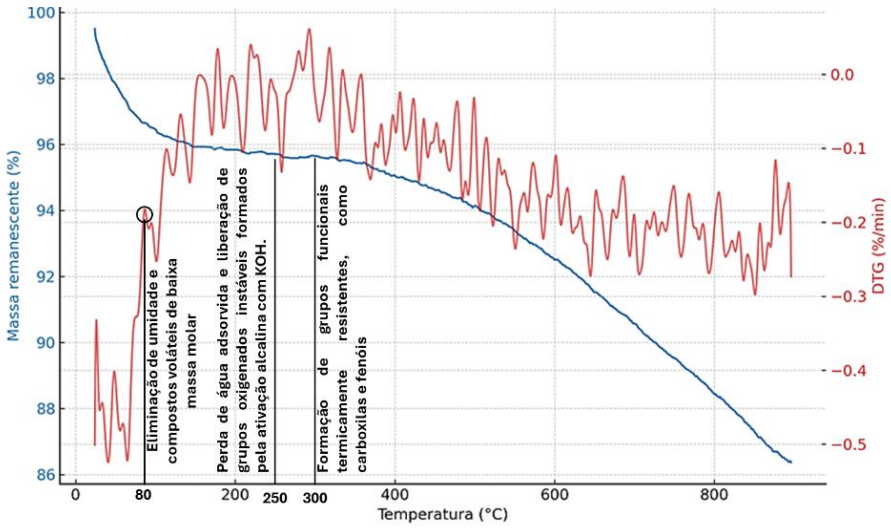
Outro estudo relevante é o de Rajapaksha et al. (2016), que revisaram o desempenho de biocarvões modificados com diferentes agentes químicos em solos tropicais. Os autores destacaram que a ativação com KOH promove aumento da área superficial, introdução de grupos funcionais oxigenados e melhoria da capacidade de troca catiônica características também observadas no BCM deste estudo.

Um valor superior comparado a outros estudos com uso de resíduos de cana na mesma temperatura de pirolise, destacaram valores 5,0 $m^2\ g^{-1}$ (Puga et al., 2015a ; Puga et al., 2015b).

A análise termogravimétrica (TGA) (Figura 18) do biocarvão modificado com KOH e pirolisado a 700°C revelou uma estabilidade térmica elevada, com remanescência de aproximadamente 95,9% da massa até 250°C. Este comportamento está relacionado à eliminação de umidade física e compostos voláteis de baixa massa molar, comuns em materiais carbonáceos. A TGA indica que a maior parte da matriz carbonácea permanece estável em temperaturas típicas do ambiente e mesmo em condições térmicas elevadas.

A curva DTG (Figura 21) evidenciou um pico de máxima taxa de decomposição na faixa de 70°C a 90°C, correspondente à perda de água adsorvida e possivelmente à liberação de grupos oxigenados instáveis formados pela ativação alcalina com KOH. Acima de 300°C, observa-se uma leve declividade na curva de massa, sugerindo que o biocarvão possui grupos funcionais termicamente resistentes, como carboxilas e fenóis, que podem contribuir para as interações químicas com contaminantes metálicos no solo.

Figura 21 – Curva de análise termogravimétrica (TG) e termogravimétrica derivada (DTG) do biocarvão de bagaço de cana-de-açúcar modificado com KOH (BCM).



Fonte: Autor (2025).

A análise conjunta das curvas TGA e DTG (Figura 21) demonstra que sua estabilidade térmica é compatível com processos de adsorção em solos tropicais, mesmo sob variações de temperatura, indicando persistência e funcionalidade a longo prazo.

A modificação com KOH promove a introdução de grupos funcionais ácidos e básicos, o que contribui não apenas para a estabilidade térmica observada, mas também para a melhoria da capacidade adsortiva. Isso é particularmente relevante para a remoção de íons metálicos como o zinco (Zn^{2+}), cuja mobilidade e disponibilidade em solos podem ser mitigadas pela aplicação de bioadsorventes com alta área superficial e porosidade controlada.

A espectroscopia de infravermelho com transformada de Fourier (FTIR) foi empregada para identificar os grupos funcionais presentes na superfície do biocarvão modificado (Figura 22). A banda larga observada na região de 3200–3600 cm^{-1} é atribuída à vibração de estiramento da ligação O–H, indicando a presença de grupos hidroxila, possivelmente oriundos de fenóis, álcoois ou umidade residual. Esta funcionalidade pode favorecer interações hidrofílicas e formação de complexos com íons metálicos, como o zinco.

Na região de aproximadamente 2920 cm^{-1}, nota-se uma banda associada ao estiramento assimétrico de C–H de cadeias alifáticas. Embora de baixa intensidade, sua presença sugere remanescentes de compostos orgânicos não totalmente decompostos durante a pirólise.

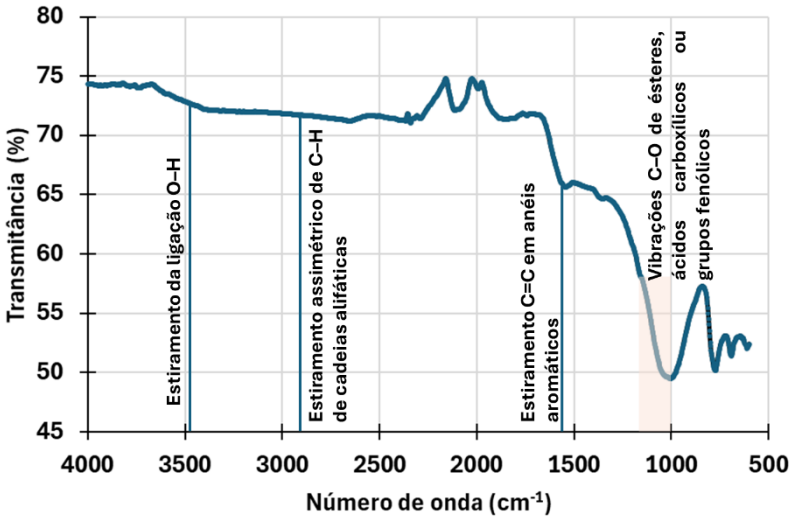
A banda em torno de 1580 cm^{-1} está relacionada ao estiramento C=C em anéis aromáticos, típico da estrutura carbonácea condensada do biocarvão, indicando a aromatização

promovida pela pirólise em alta temperatura. Este caráter aromático está associado à estabilidade do material no solo.

Bandas adicionais entre 1000 e 1200 cm^{-1} podem ser atribuídas a vibrações C–O de ésteres, ácidos carboxílicos ou grupos fenólicos. Estas funcionalidades são conhecidas por atuarem como sítios ativos para a adsorção de metais, o que é particularmente relevante para a retenção de zinco no solo.

A presença desses grupos funcionais na superfície do biocarvão modificado com KOH sugere uma capacidade aumentada de complexação iônica e adsorção eletrostática. Este comportamento pode justificar a maior eficiência do material na retenção de Zn^{2+} quando adicionado ao solo, mesmo em baixa concentração (1%). A ativação química com KOH promove uma estrutura mais porosa e funcionalizada, elevando a densidade de sítios ativos disponíveis para interação com contaminantes metálicos.

Figura 22 – Espectro de infravermelho por transformada de Fourier (FTIR) do biocarvão de bagaço de cana-de-açúcar modificado com KOH (BCM).



Fonte: Autor (2025).

Abdelhafez et al. (2014) e Taraqqi-A-Kamal et al. (2021) demonstraram que a presença de grupos oxigenados funcionalizados é essencial para reduzir a biodisponibilidade de metais em solos tropicais, reafirmando os achados aqui descritos.

A técnica de Difração de Raios X (DRX) utilizada para identificar as fases cristalinas contidas no biocarvão de bagaço de cana-de-açúcar modificado é uma metodologia estabelecida para a caracterização estrutural de materiais sólidos, possibilitando a identificação e a avaliação

qualitativa da composição mineralógica com base nos padrões de difração resultantes da interação dos raios X com os planos cristalinos das amostras (Cullity & Stock, 2001; Jenkins & Snyder, 1996).

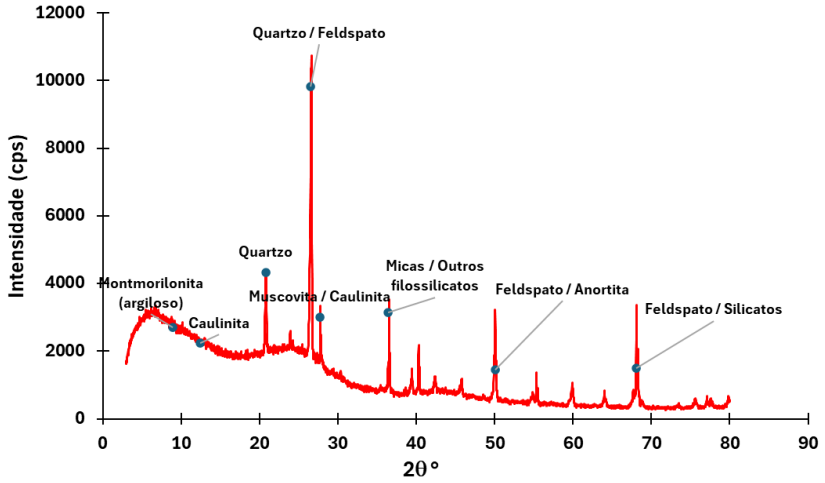
O difratograma obtido (Figura 23) revelou a presença de múltiplas fases cristalinas, predominantemente quartzo (SiO_2), caulinita ($Al_2Si_2O_5(OH)_4$), hematita (Fe_2O_3) e estruturas grafíticas turbostráticas. O pico de maior intensidade foi observado a $2\theta \approx 26{,}56°$, característico do plano (011) do quartzo, evidenciando a forte presença deste mineral na matriz do biocarvão. Além disso, outros picos atribuídos ao quartzo foram identificados nas regiões de ~36,5°, ~50,0° e ~68,1°, reforçando sua dominância mineralógica.

Tabela 13 – Principais Picos de Difração e Identificação de Fases presentes no BCM.

2θ (graus)	**Intensidade (cps)**	**Mineral provável**
8.94	2710	Montmorilonita (argiloso)
12.38	2248.33	Caulinita
20.76–20.82	4321–4330	Quartzo
26.52–26.60	8911–10740	Quartzo / Feldspato
27.74–27.80	>3000	Muscovita / Caulinita
36.36–36.42	3113–3171	Micas / Outros filossilicatos
50.04–50.06	~1413–1501	Feldspato / Anortita
68.00–68.06	1343–1645	Feldspato / Silicatos

Fonte: Autor (2025).

Figura 23– Difratograma de raios X (DRX) do biocarvão de bagaço de cana modificado com KOH (BCM).



Fonte: Autor (2025).

A presença de caulinita foi indicada pelos picos em 13,3° (001) e 20,81° (100), típicos de estruturas lamelares de argilominerais, o que sugere a preservação de fases primárias da biomassa mesmo após o tratamento alcalino e a pirolise a alta temperatura. A detecção de hematita, observada nos picos próximos a 36,5°, 49,9° e 50,1°, indica a presença de óxidos de ferro, cuja formação pode ser atribuída tanto a contaminantes inorgânicos da biomassa quanto a transformações termoquímicas induzidas durante a ativação com KOH (Cornell & Schwertmann, 2003).

As regiões de difração em 23,9° e 45,8° são compatíveis com a presença de estruturas de carbono grafítico desordenado (turbostrático), uma característica comum em biocarvões ativados quimicamente a temperaturas intermediárias (Méndez et al., 2013). A formação de domínios grafíticos parciais confere ao material propriedades específicas de adsorção e estabilidade térmica.

A análise semiquantitativa das fases cristalinas, baseada na intensidade relativa dos picos, sugere uma composição mineralógica aproximada de 45–55% de quartzo, 20–25% de caulinita, 10–15% de hematita e 10–15% de carbono grafítico.

Segundo Chen et al. (2011) e Tan et al. (2015), o tratamento com KOH favorece a formação de porosidade e o desenvolvimento de superfícies com grupos funcionais ativos. Essas superfícies, associadas às fases como caulinita e quartzo, promovem interações eletrostáticas e complexação com íons metálicos como o Zn^{2+}, facilitando sua retenção no solo.

A adição do biocarvão ao solo numa taxa de 1% pode modificar a capacidade de troca catiônica (CTC) e aumentar os sítios ativos disponíveis para adsorção. Fases contendo potássio, como carbonatos ou óxidos, também podem influenciar o pH local do solo, favorecendo a imobilização de zinco por precipitação ou adsorção em superfícies negativas, como as das argilas e do próprio biocarvão ativado (Lehmann & Joseph, 2015).

Além disso, o aumento da área superficial e porosidade sugerido pela forma e largura dos picos DRX permite que mecanismos de adsorção física e química se tornem mais eficientes. Isso reforça a utilidade ambiental do biocarvão para remediação de metais pesados.

Esses resultados evidenciam a complexa heterogeneidade estrutural do biocarvão modificado estudado, integrando componentes minerais estáveis e fases carbonáceas altamente reativas, o que é relevante para aplicações em adsorção de contaminantes no solo, principalmente de metais potencialmente tóxicos.

Mohamed et al. (2019) utilizaram biocarvão derivado de bagaço de cana para imobilizar Cd^{2+} e Pb^{2+} em solos argilosos, obtendo retenção superior a 80%. Embora o foco tenha sido em outros metais, os mecanismos de adsorção descritos — complexação com grupos carboxílicos e aprisionamento físico — são compatíveis com os observados neste estudo para Zn^{2+}.

5.4.4. Interação e mobilidade do zinco no solo

A caracterização das colunas de solo e as condições aplicadas nos ensaios de deslocamento miscíveis com KBr (traçador) e Zinco estão dispostas na Tabela 14. Ao adicionar o biocarvão modificado na proporção de 1%, a densidade do solo da mistura resultou em 1,669 e 1,440 g cm^{-3} respectivamente para as colunas de Areia+BCM e Solo+BCM.

Tabela 14 – Parâmetros experimentais para os ensaios de deslocamento miscível para o traçador KBr e Zinco.

Camada	ρ_d *	**Vp**	q_s	**q (KBr)**	v **(KBr)**	T_{pulse} **(KBr)**	**q (Zn)**	v **(Zn)**	T_{pulse} **(Zn)**
0-20(cm)	g cm^{-3}		%	cm h^{-1}	cm h^{-1}	h	cm h^{-1}	cm h^{-1}	h
Areia+BCM	1,669	145,36	37,02	4,012	10,837	1,798	3,942	10,649	1,878
Solo+BCM	1,440	182,45	46,46	4,007	8,624	2,274	3,784	8,067	2,479

ρ_d * - massa específica do solo + biocarvão, *Vp* - volume de poros, q_s- umidade volumétrica saturada, *q* - densidade de fluxo, $v = q/\theta_s$ - velocidade média da água nos poros e T_{pulse} -tempo de pulso aplicado.

Fonte: Autor (2025).

O ensaio com traçador (KBr) serve como um teste diagnóstico para decidir se o modelo de equilíbrio (CDE) é suficiente ou se o de não-equilíbrio físico (duas regiões d'água, móvel e imóvel – CDE-MIM) é necessário. Como observado na Tabela 15, os valores do fator de Retardo (R) para ambos os solos com adição do biocarvão modificado são bem próximos da unidade, o que caracteriza uma curva de eluição bem-comportada (curvas quase simétricas). Neste caso, o modelo clássico CDE pode ser usado com segurança para a determinação dos parâmetros de transporte.

Os parâmetros hidrodispersivos dos ensaios com o traçador KBr foram determinados a partir do ajuste do modelo de CDE (Eq. 2) aos dados experimentais usando o programa CXTFTI 2.0 (Tabela 15). O coeficiente de dispersão hidrodinâmico (D) apresentou um valor significativamente maior na coluna de Areia+BCM. Esse fator pode ser justificado, pois a mistura da areia com o biocarvão modificado proporcionou uma maior continuidade de poros, devido a presença de macroporos em relação a coluna solo (Solo +BCM). Os valores calculados do número de Péclet para ambas as colunas foram superiores a 10, resultando em um

comportamento predominantemente convectivo. Os coeficientes de partição (K_d) de ambas as colunas apresentaram valores próximos de zero, indicando uma interação extremamente baixa.

Tabela 15 – Parâmetros hidrodispersivos estimados para o traçador KBr.

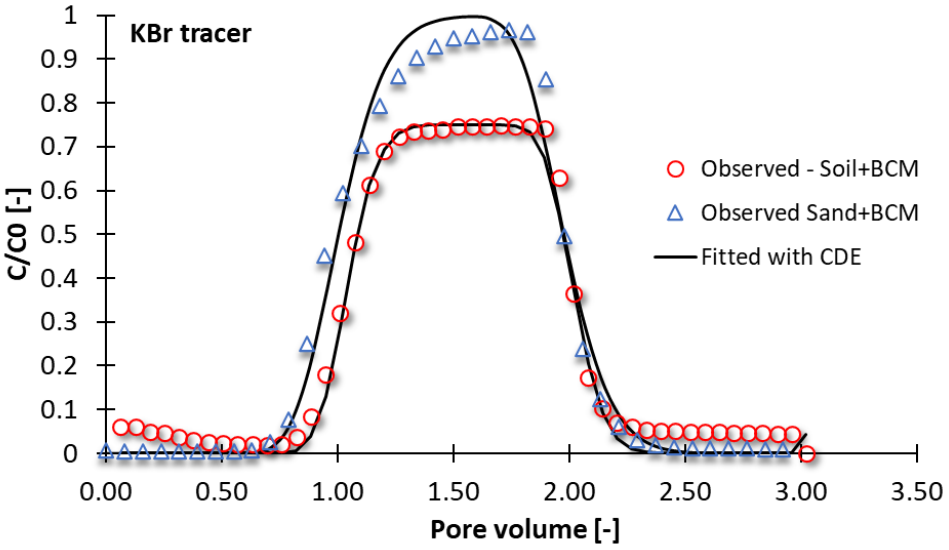
Camada 0-20(cm)	D $cm^2\ h^{-1}$	R –	r^2 –	λ cm	P –	K_d $g\ kg^{-1}$
Areia+BCM	2,671 (0,345)	1,024 (0,0073)	0,986	0,246	81,14	0,0053
Solo+BCM	0,8604 (0,1296)	1,046 (0,0055)	0,985	0,099	200,46	0,015

Entre parênteses são os valores do erro padrão.

Fonte: Autor (2025).

A Figura 24 apresenta as curvas de eluição para os ensaios com o traçador KBr para ambos as colunas (Areia+BCM e Solo+BCM). A curva do brometo (Observed Br^-) tem formato simétrico (forma de sino) e apresenta um excelente ajuste ao modelo CDE, evidenciando que o brometo não interagiu com os solos.

Figura 24 – Curvas de eluição ajustadas do traçador KBr para a Areia+BCM (triângulos azuis) e Solo+BCM (círculos vermelhos).



Fonte: Autor (2025).

Os resultados dos parâmetros hidrodispersivos a partir dos ensaios de deslocamento miscível do zinco (Zn) foram determinados com o modelo de dois sítios de sorção (CDE-2S) com o uso do programa CXTFIT 2.0 (Tabela 16).

Tabela 16 – Parâmetros de transporte estimados e calculados a partir dos ensaios de zinco com o modelo CDE a dois sítios de sorção.

Camada	D	R	β	ω	λ	P	K_d	α	f	1-f
0-20(cm)	$cm^2\ h^{-1}$	[–]	[–]	[–]	cm	[–]	$L\ kg^{-1}$	h^{-1}	(%)	(%)
Areia_BCM	0,3458 (0,0277)	2,178 (0,0232)	0,7254 (0,0073)	1,499 (0,0437)	0,043	465,12	0,261	1,335	49,28	50,72
Solo+BCM	-	-	-	-		-	-	-	-	-

Fonte: Autor (2025).

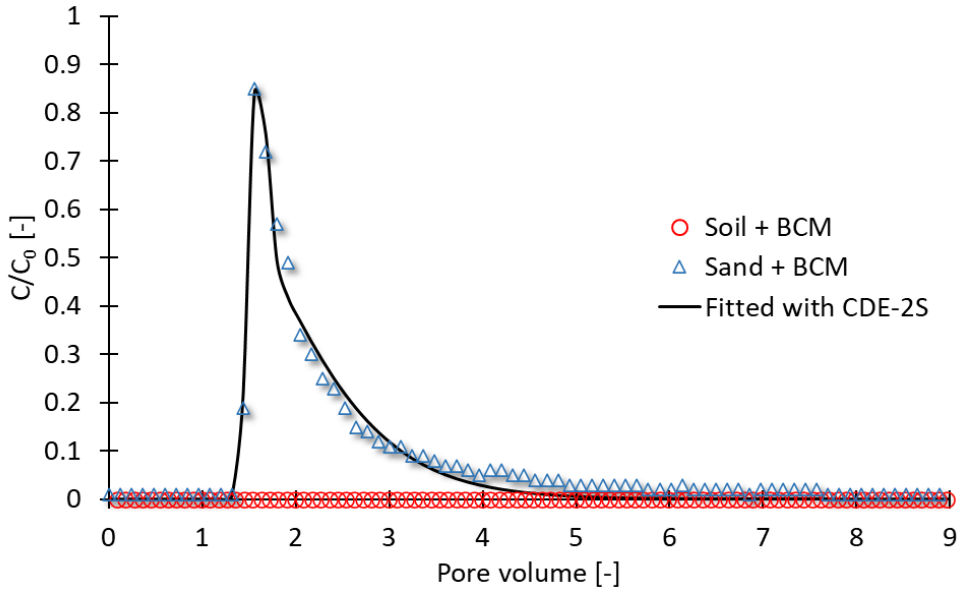
Observa-se que o coeficiente de dispersão (D), estimado pelo modelo CDE no transporte do KBr, apresentou valor consideravelmente superior (2,671 $cm^2\ h^{-1}$) quando comparado ao obtido no ajuste do transporte do Zn^{2+} (0,3458 $cm^2\ h^{-1}$) com o modelo a dois sítios de sorção (CDE-2S), o que corresponde a uma diferença superior a 7,7 vezes. Esse comportamento é compatível com a definição de traçador conservativo, caracterizado por ser transportado exclusivamente por advecção e dispersão, sem participação em reações químicas (Bech et al. 2017).

O valor do fator de retardo (R) para a coluna com Zinco foi de 2,178, ou seja, houve um aumento significativo em relação ao ensaio de KBr, cujo valor foi de 1,024. Esse aspecto significa que houve interação do zinco com o biocarvão modificado na coluna de areia. O número de Péclet resultou em um valor alto (465,12), bem acima de 10, destacando que o transporte predominante de zinco na coluna de Areia+BCM foi o convectivo.

O valor de fração de sítios de troca em equilíbrio (f) para a coluna de Areia+BCM foi de 49,25%. Este valor indica que parte do zinco foi retida imediatamente, enquanto a outra fração (1-f = 50,72%) sofre sorção lenta, causando cauda alongada na curva de eluição. Além disso, o valor do coeficiente de taxa de cinética de primeira ordem (α = 1,332 h^{-1}) foi baixo, indicando que o processo de transferência de massa entre o zinco e a Areia + BCM ocorreu de forma limitada (Satkowski et al., 2018). O valor de K_d (0,261 L kg^{-1}) mesmo ocorrendo um aumento significativo em comparação ao valor obtido para o traçador (KBr (0,0053 L kg^{-1})), é considerado como uma sorção fraca, resultando em uma baixa interação.

A Figura 25 apresenta o gráfico das curvas de eluição experimentais e ajustada, pelo modelo CDE-2S, da Areia+BCM e Solo+BCM.

Figura 25 – Curvas experimentais e ajustadas de eluição do zinco nas colunas de Areia+BCM (triângulos azuis) e do Solo+BCM (círculos vermelhos).



Fonte: Autor (2025).

A curva de eluição do Zn para a Areia+BCM apresenta um comportamento assimétrico, uma adsorção instantânea seguida de um comportamento cinético no processo de dessorção. Contudo, o resultado para o Solo+BCM apresentou uma curva de eluição onde os valores de C/C_0 para o Zn foram próximos a zero. Assim, o sistema Solo+BCM apresentou uma alta capacidade de retenção do zinco.

Desse modo, a partir dos cálculos de balanço de massa, observou-se que a taxa de recuperação do zinco na solução efluente da Areia+BCM foi de 11,62%**,** enquanto o restante (88,38%) ficou retido pelo biocarvão modificado, considerando que a areia sendo inerte, não participa no processo de adsorção.

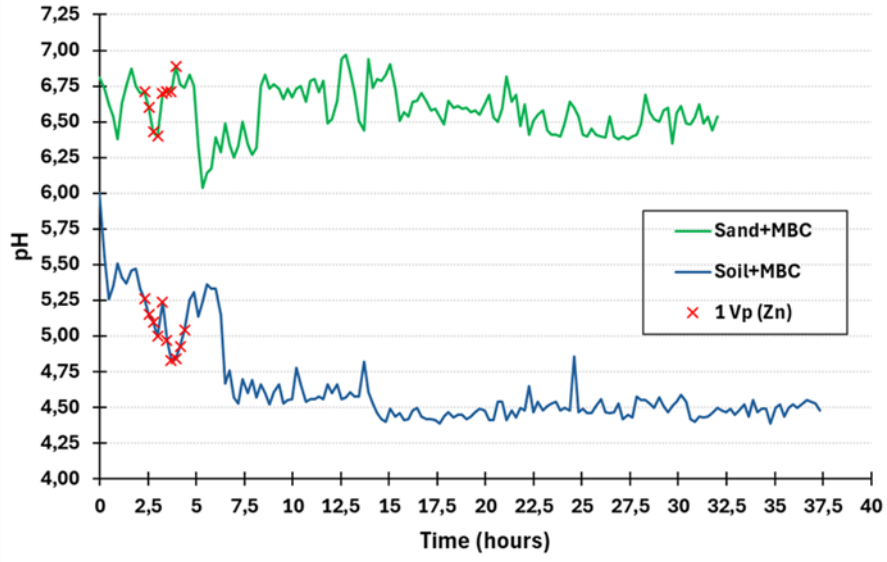
Na coluna de solo com adição do biocarvão modificado (Solo+BCM), além da presença do biocarvão, a contribuição da argila e do teor de matéria orgânica presentes contribuíram para a quase total adsorção do zinco. Além disso, as características físico-químicas do solo contribuíram para a retenção do zinco no solo.

A combinação entre rugosidade superficial, elevada área específica e funcionalização com grupos ativos proporcionou ao biocarvão modificado uma capacidade de retenção de Zn^{2+} de 88,38% na coluna de solo, sem necessidade de ajustes modelares de eluição, comportamento não observado em sistemas inertes como no caso da coluna de Areia+BCM.

Durante os testes de deslocamento miscível conduzidos com zinco (273 mg L^{-1}), observaram-se mudanças significativas nos níveis de pH dos sistemas analisados (Figura 26), as quais tiveram um impacto direto nos processos de imobilização do metal. Na coluna

Solo+BCM, houve uma redução acentuada no pH ao longo do tempo, registrando uma média de 4,66 e variando entre 4,39 e 5,55. Essa acidificação é resultado da interação catiônica entre Zn^{2+} e os sítios ativos presentes no solo e no biocarvão modificado, ocasionando a liberação de íons H^{+} na solução. Especificamente, antes da adição da solução de zinco (tempo zero), o pH apresentava valor aproximado de 6. No início da infiltração do zinco, observou-se uma queda abrupta para 4,8 em poucas horas, estabilizando-se posteriormente em torno de 4,5.

Figura 26 – Influência da Adição de Zinco na Variação do pH ao Longo do Tempo em Coluna Solo + Biocarvão Modificado (SBCM).



Fonte: Autor (2025).

Essa queda sugere a ocorrência de trocas de prótons entre o zinco e os componentes do solo. O biocarvão modificado atenuou parcialmente essa acidificação, provavelmente devido à protonação em suas superfícies e à liberação de ânions neutralizantes (como fosfato ou carbonato), que reagiram com os H^{+} livres, conforme descrito por Yuan et al. (2011), Rees et al. (2014) e Melo et al. (2016b). Embora a acidificação inicial possa aumentar a disponibilidade de Zn, sem controle, poderia levar à lixiviação ou toxicidade. O biocarvão atuou como regulador químico e físico, mantendo o Zn retido mesmo em ambiente ácido.

Na coluna Areia+BCM, em contrapartida, o pH manteve-se mais elevado e relativamente constante, com média de 6,58, variando de 6,25 a 6,80 – faixa que indica um ambiente ligeiramente ácido a quase neutro. Essa estabilidade ocorreu devido à ausência de constituintes

do solo com capacidade tampão significativa, o que limitou a produção de H^+ por trocas iônicas e manteve o impacto alcalino do biocarvão tratado com KOH mais evidente.

Esses resultados evidenciam que, além da alcalinidade do biocarvão, a mineralogia e a química do solo exercem papel decisivo no controle do pH e, consequentemente, na eficiência de imobilização de metais, como o zinco. Os resultados indicam que a composição mineralógica e química do solo é fundamental para regular o pH e influenciar a capacidade de fixação de metais como o zinco no biocarvão fabricado com base na alcalinidade do material.

5.4.5. Sustentabilidade do Biocarvão: Aspectos Econômicos e Escalabilidade.

A sustentabilidade do biocarvão modificado com hidróxido de potássio (BCM), além de seus benefícios ambientais e agronômicos, também pode ser analisada sob a ótica econômica e da escalabilidade produtiva. O uso de resíduos agrícolas abundantes, como o bagaço de cana-de-açúcar, confere ao processo um caráter circular e de baixo custo, especialmente em regiões tropicais como a Zona da Mata de Pernambuco, onde há elevada disponibilidade de biomassa.

Segundo Andrade e Puga (2023), a pirólise lenta é uma tecnologia de baixo impacto ambiental e custo operacional reduzido, podendo ser adaptada a diferentes escalas produtivas, desde unidades artesanais até plantas industriais. A produção do BCM neste estudo utilizou equipamentos acessíveis e metodologia replicável, o que favorece sua adoção por cooperativas agrícolas e pequenos produtores.

Estudos internacionais reforçam esse potencial. Liu et al. (2021) demonstraram que biocarvões modificados com KOH podem ser produzidos com alta eficiência em países asiáticos, utilizando resíduos como palha de arroz. Já o relatório da EPE (2024) destaca que o Brasil possui capacidade para produzir até 4,5 mil toneladas de biocarvão por ano, com custo estimado entre R$ 400 e R$ 600 por tonelada de CO_2 removido. Esse valor é competitivo frente ao mercado voluntário de créditos de carbono, onde o preço por tonelada pode ultrapassar R$ 1.000.

Além disso, o uso do biocarvão como insumo agrícola pode reduzir a dependência de fertilizantes químicos, cujo custo é elevado e cuja importação representa mais de 80% da demanda nacional. O BCM, ao melhorar a retenção de nutrientes e a estrutura do solo, pode contribuir para o aumento da produtividade e redução de insumos, gerando economia direta para o produtor.

A escalabilidade também é favorecida pela flexibilidade na escolha da biomassa. Conforme o CCARBON/USP (2025), diversos resíduos agrícolas como palha de milho, casca

de café e resíduos florestais podem ser utilizados na produção de biocarvão, ampliando sua aplicabilidade em diferentes regiões e sistemas produtivos.

Portanto, o BCM apresenta não apenas viabilidade técnica e ambiental, mas também potencial econômico e escalável, sendo uma solução sustentável para a remediação de solos contaminados e para o fortalecimento da agricultura regenerativa. A adoção em larga escala dependerá de políticas públicas, incentivos fiscais e integração com programas de crédito de carbono, além da capacitação técnica de produtores e gestores ambientais.

5.5. Conclusões

O Argissolo Amarelo estudado apresentou concentrações de zinco (Zn), indicando a necessidade de investigação e aplicação de técnicas de remediação. O biocarvão modificado com KOH demonstrou ser uma estratégia eficaz, uma vez que sua caracterização revelou alterações estruturais significativas, incluindo: aumento do pH, condutividade elétrica e área de superfície específica. Sua morfologia indicou a presença de micro e mesoporos. Esses parâmetros influenciaram na imobilização de do zinco no solo estudado.

Nos ensaios de coluna com solução miscível, a simetria das curvas de eluição do KBr indicou transporte na ausência de não-equilíbrio físico, com resultados consistentes com o modelo de Convecção-Dispersão (CDE), evidenciado por fatores de retardamento (R) próximos a 1 tanto na coluna de Areia+BCM como no Solo+BCM.

Para o zinco, o modelo CDE à dois sítios de sorção demonstrou eficiência na simulação dos dados experimentais, capturando adequadamente a dinâmica de transporte.

Nos ensaios realizados com o tratamento controle, areia mais biocarvão modificado (Areia+BCM), observou-se uma imobilização limitada do zinco, com eficiência significativamente inferior quando comparada ao Solo+BCM. Esta menor capacidade de retenção pode ser atribuída as características físico-químicas da areia.

No tratamento com solo mais biocarvão modificado (Solo+BCM), observou-se comportamento distinto, ou seja, as concentrações efluentes relativas de Zn (C/C_0) mantiveram-se próximas de zero ao longo de todo o experimento, indicando retenção praticamente total do metal. Essa completa imobilização dispensou a aplicação de modelos de ajuste, uma vez que não foi detectada uma curva de eluição significativa de Zn nas análises do efluente.

Portanto, o biocarvão modificado com KOH destaca-se como alternativa viável e sustentável frente a adsorventes sintéticos sofisticados. A caracterização multidimensional mostra que o tratamento químico intensifica propriedades adsortivas, tornando o material

altamente eficiente para aplicações em solos contaminados, especialmente em ambientes tropicais. Estudos futuros devem explorar sua eficácia em campo e avaliar efeitos sinérgicos com matéria orgânica e textura do solo.

5.6. Referências

ABDELHAFEZ, Ahmed A.; LI, Jianhua; ABBAS, Mohamed H. H. Feasibility of biochar manufactured from organic wastes on the stabilization of heavy metals in a metal smelter contaminated soil. **Chemosphere**, v. 117, n. 1, p. 66–71, 2014. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2014.05.086.

ALMEIDA, B. G.; FREITAS, P. L.; TEIXEIRA, W. G.; VIANA, J. H. M.; DONAGEMMA, G. K. Porosidade. In: TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. (org.). **Manual de métodos de análise de solo.** 3. ed. rev. e ampl. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2017a. p. 82-94. ISBN 978-85-7035-771-7.

ALMEIDA, B. G. **Métodos alternativos de determinação de parâmetros físicos do solo e uso de condicionadores químicos no estudo da qualidade do solo.** 2008. 103 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2008.

ALMEIDA, B. G.; VIANA, J. H. M.; TEIXEIRA, W. G.; DONAGEMMA, G. K. Densidade do solo. In: TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. (org.). **Manual de métodos de análise de solo. 3. ed. rev. e ampl. Brasília,** DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2017b. p. 65-75. ISBN 978-85-7035-771-7.

ANDRADE, C. A. de; PUGA, A. P. **Biocarvão: uso agrícola e ambiental**. In: BETTIOL, W. et al. (org.). Entendendo a matéria orgânica do solo em ambientes tropical e subtropical. 2. ed. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2023. p. 435-473.

ANGON, Prodipto Bishnu et al. Sources, effects and present perspectives of heavy metals contamination: soil, plants and human food chain. **Heliyon**, v. 10, n. 7, e28357, 2024. DOI: 10.1016/j.heliyon.2024.e28357.

BECH, Tina B. et al. Conservative tracer bromide inhibits pesticide mineralisation in soil. **Environmental Pollution**, v. 222, p. 404–411, 2017. DOI: 10.1016/j.envpol.2016.12.016.

BRADY, Nyle C.; WEIL, Ray R. **Elementos da natureza e propriedades dos solos**. 3. ed. Porto Alegre: Bookman, 2013.

CAMPAGNOL, Rafael; MELLO, Simone da Costa; PINHEIRO, Renes Rossi. **Cultivo de hortaliças em ambiente protegido**. Curitiba: SENAR-PR, 2015. 72 p. ISBN 978-85-7565-121-6.

CASTRO, A. E. de. **Produção e caracterização de biocarvões obtidos de bagaço de cana-de-açúcar modificado para remoção de manganês de efluentes aquosos**. 2023. 83 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2023.

CAVALETT, O. et al. Environmental and economic assessment of sugarcane first generation biorefineries in Brazil. **Clean Technologies and Environmental Policy**, v. 14, p. 399–410, 2012.

CENTRO DE PESQUISA EM CARBONO (CCARBON). **Biochar: um potencial sustentável para mitigação e adaptação às mudanças climáticas na agricultura e pecuária.** [S. l.]: CCarbon – USP, [2025]. Disponível em: https://ccarbon.usp.br/pt/biochar-um-potencial-sustentavel-para-mitigacao-e-adaptacao-as-mudancas-climaticas-na-agricultura-e-pecuaria/. Acesso em: 5 jul. 2025.

CHEN, B. et al. Biochar characterization and its potential applications for environmental remediation. **Environmental Science & Technology**, [s. l.], 2011.

CORNELL, R. M.; SCHWERTMANN, U. *The Iron Oxides: Structure, Properties, Reactions, Occurrences and Uses*. 2. ed. Weinheim: Wiley-VCH, 2003.

CORRÊA, Edvania Aparecida; MORAES, Isabel Cristina; PINTO, Sérgio dos Anjos Ferreira. Estimativa da erodibilidade e tolerância de perdas de solo na região do centro leste paulista. **Geociências (UNESP)**, São Paulo, v. 34, n. 4, p. 848–860, 2015.

CPRH – Agência Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Instrução Normativa CPRH n.º 007, de 31 de dezembro de 2014. Recife: CPRH, 2014. Disponível em: http://www.jusbrasil.com.br/diarios/82838343/doepe-31-12-2014-pg-13/pdfView. Acesso em: 10 jan. 2025.

CULLITY, B. D.; STOCK, S. R. *Elements of X-ray Diffraction*. 3. ed. Upper Saddle River: Prentice Hall, 2001.

CUNHA FILHO, Fernando Ferreira da. **Metais pesados em solo, água e hortaliças em áreas produtoras de olerícolas na Zona da Mata de Pernambuco**. 2013. 106 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Energéticas e Nucleares) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2013. Disponível em: https://repositorio.ufpe.br/handle/123456789/10120. Acesso em: 10 jan. 2024.

CUNHA FILHO, Fernando Ferreira da. **Avaliação de risco à saúde humana pela exposição de solos e olerícolas com teores de metais potencialmente tóxicos**. 2018. 128 f. Tese (Doutorado em Tecnologias Energéticas e Nucleares) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2018.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). **Solos do Nordeste: levantamento de reconhecimento de baixa e média intensidade dos solos do Estado de Pernambuco.** Escala 1:100.000. Recife: Embrapa Solos, 2000. Disponível em: http://www.uep.cnps.embrapa.br/solos/pe/vitoriadesantoantao.pdf. Acesso em: 3 jun. 2025.

EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA (Brasil). **Balanço Energético Nacional 2024: ano base 2023**. Rio de Janeiro: EPE, 2024. 224 p.

GEE, G. W.; OR, D. Particle size analysis. In: DANE, J. H.; TOPP, G. C. (ed.). **Methods of soil analysis. Part 4: physical methods.** Madison: Soil Science Society of America, 2002. p. 255-293. (SSSA Book Series, n. 5).

GENUCHTEN, M. Th. van; PARKER, J. C. Boundary conditions for displacement experiments through short laboratory soil columns. **Soil Science Society of America Journal**, v. 48, n. 4, p. 703-708, 1984. DOI: 10.2136/sssaj1984.03615995004800040002x

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. *ISO 13528: Statistical methods for use in proficiency testing by interlaboratory comparison*. 2. ed. Geneva: ISO, 2022. Disponível em: https://www.iso.org/obp/ui/en/#iso:std:iso:13528:ed-3:v1:en. Acesso em: 20 jun. 2025.

INSTITUTO NACIONAL DE METROLOGIA, QUALIDADE E TECNOLOGIA (Brasil). *DOQ-Cgcre-008: Orientação sobre validação de métodos analíticos*. Revisão 09. Rio de Janeiro: Inmetro, 2020. Disponível em: https://www.gov.br/inmetro/pt-br/assuntos/gestao-da-qualidade/acreditacao/arquivos/DOQ-Cgcre-08.pdf. Acesso em: 20 jun. 2025.

ISMAEL, Daniele Aparecida Monteiro. **Eficiência do biocarvão na sorção do herbicida Imazapic em um Argissolo Amarelo cultivado com cana-de-açúcar**. 2019. 88 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Energéticas e Nucleares) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2019.

JENKINS, R.; SNYDER, R. L. *Introduction to X-ray Powder Diffractometry*. New York: Wiley, 1996.

KAUR, Harmanjit et al. Behavior of zinc in soils and recent advances on strategies for ameliorating zinc phyto-toxicity. **Environmental and Experimental Botany**, v. 220, 105676, 2024. DOI: 10.1016/j.envexpbot.2024.105676.

KOMNITSAS, Kostas et al. Assessment of pistachio shell biochar quality and its potential for adsorption of heavy metals. **Waste and Biomass Valorization**, v. 6, n. 5, p. 805–816, 2015. DOI: 10.1007/s12649-015-9364-5.

LAFAYETTE et al. **Guia Prático para Interpretação de Resultados de Análises de Solo**. Aracaju: Embrapa Tabuleiros Costeiros, 2015.

LEHMANN, J.; JOSEPH, S. (Ed.). *Biochar for Environmental Management: Science and Technology*. 2. ed. London: Routledge, 2015.

LI, Xingyuan; ZHOU, Yongzhang; ZHANG, Jingru. Status and associated human health risk of zinc accumulation in agricultural soils across China. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 146, p. 867–876, 2021. DOI: 10.1016/j.psep.2020.12.017.

LIMA, B. da S. et al. Análise morfológica do solo de um fragmento florestal da universidade federal do Amazonas – UFAM, campus de Manaus (setor norte). **Pensar Geografia**, v. 6, n. 2, p. 25–45, 2022. DOI: 10.26704/rpge.

LIU, Yong et al. Effects of biochar on water quality and rice productivity under straw returning condition in a rice-wheat rotation region. **Science of The Total Environment**, v. 819, 152063, 2022. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.152063.

LIU, Shichao et al. Adsorption characteristics of modified rice straw biochar for Zn and in-situ remediation of Zn contaminated soil. **Environmental Technology and Innovation**, v. 22, 101388, 2021. DOI: 10.1016/j.eti.2021.101388.

LIU, Xiaoyu et al. Biochar has no effect on soil respiration across Chinese agricultural soils. **Science of The Total Environment**, v. 554-555, p. 259–265, 2016. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.02.179.

MAIA, C. M. B. F. Produção de biocarvão a partir de diferentes fontes de biomassa. In: **IX Encontro Brasileiro de Substâncias Húmicas**, 2011, Cachoeira da Serra de Itabaiana. Anais... Sergipe, 2011.

MELO, Leônidas C. A. et al. Sorption and desorption of cadmium and zinc in two tropical soils amended with sugarcane-straw-derived biochar. **Journal of Soils and Sediments**, v. 16, n. 1, p. 226–234, 2016. DOI: 10.1007/s11368-015-1199-y.

MÉNDEZ, A.; TERRADILLOS, M.; GASCÓ, G. Physicochemical and agronomic properties of biochar from sewage sludge pyrolysed at different temperatures. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, v. 102, p. 124–130, 2013.

MOHAMED, Ibrahim et al. Cadmium immobilization and alleviation of its toxicity for soybean grown in a clay loam contaminated soil using sugarcane bagasse-derived biochar. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, n. 21, p. 21849–21857, 2019. DOI: 10.1007/s11356-019-05501-7.

PAZ-FERREIRO, J. et al. Use of phytoremediation and biochar to remediate heavy metal polluted soils: a review. **Solid Earth**, v. 5, n. 1, p. 65–75, 2014. DOI: 10.5194/se-5-65-2014.

PLICAS, L. M. A.; CABRAL, D. C. A.; MANZINI, F. F. Adsorção de cádmio em solo da cidade de Neves Paulista-SP. **IX Fórum Ambiental da Alta Paulista**, v. 9, p. 1–18, 2013.

PUGA, A. P. et al. Biochar application to a contaminated soil reduces the availability and plant uptake of zinc, lead and cadmium. **Journal of Environmental Management**, v. 159, p. 86–93, 2015. DOI: 10.1016/j.jenvman.2015.05.036.

RAJAPAKSHA, Anushka Upamali et al. Engineered/designer biochar for contaminant removal/immobilization from soil and water: potential and implication of biochar modification. **Chemosphere**, v. 148, p. 276–291, 2016. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2016.01.043.

REICHERT, J. M.; REINERT, D. J.; BRAIDA, J. A. Qualidade dos solos e sustentabilidade de sistemas agrícolas. **Ciência e Ambiente**, v. 27, p. 29-48, 2003.

SATKOWSKI, Laura E. et al. Imidacloprid sorption and transport in cropland, grass buffer, and riparian buffer soils. **Vadose Zone Journal**, v. 17, n. 1, p. 1–12, 2018. DOI: 10.2136/vzj2017.07.0139.

SKOOG, Douglas A.; HOLLER, F. James; CROUCH, Stanley R. **Principles of instrumental analysis**. 7. ed. Boston: Cengage Learning, 2017.

SOUZA, J. L.; RESENDE, P. **Manual de horticultura orgânica**. Viçosa: Aprenda Fácil, 2003. 564 p.

SUBRAMANIAN, Ponmani et al. Biochar for heavy metal cleanup in soil and water: a review. **Biomass Conversion and Biorefinery**, v. 15, n. 8, p. 11421–11441, 2025. DOI: 10.1007/s13399-024-05989-1.

TAN, X. et al. Biochar as an adsorbent for inorganic nitrogen and phosphorus removal from water: A review. **Chemical Engineering Journal**, v. 268, p. 319–330, 2015.

TARAQQI-A-KAMAL, A. et al. Biochar remediation of soil: linking biochar production with function in heavy metal contaminated soils. **Plant, Soil and Environment**, v. 67, n. 4, p. 183–201, 2021. DOI: 10.17221/544/2020-PSE.

TEIXEIRA, P. C. et al. **Manual de métodos de análise de solo**. 3. ed. Brasília, DF: EMBRAPA, 2017.

VALE, R. L. **Estimativa do volume de água cinza de misturas de pesticidas utilizados em zona canavieira do estado de Pernambuco**. 2017. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2017.

VIANA, J. H. M.; TEIXEIRA, W. G.; DONAGEMMA, G. K. Densidade de partículas. In: TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. (org.). **Manual de métodos de análise de solo.** 3. ed. rev. e ampl. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2017. p. 34-46. ISBN 978-85-7035-771-7.

XIN, Xiaoping et al. Sources, indicators, and assessment of soil contamination by potentially toxic metals. **Sustainability**, v. 14, n. 23, 15878, 2022. DOI: 10.3390/su142315878.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Diante da crescente preocupação com a presença de metais potencialmente tóxicos em solos agrícolas e urbanos, especialmente em áreas submetidas a práticas intensivas de cultivo e uso indiscriminado de insumos químicos, torna-se urgente o desenvolvimento e aplicação de tecnologias sustentáveis para a remediação ambiental. O biocarvão, sobretudo aquele derivado de restos vegetais como o bagaço de cana-de-açúcar, vem despontando como uma alternativa promissora devido às suas propriedades físico-químicas, elevada porosidade e capacidade de adsorção de contaminantes.

O presente estudo reforça o potencial do biocarvão modificado com hidróxido de potássio como material de alta eficiência na imobilização de zinco em solos contaminados, evidenciando resultados significativos mesmo em concentrações reduzidas de aplicação. No entanto, apesar dos avanços observados, a literatura científica nacional ainda é incipiente, com a maioria dos estudos concentrados nas regiões Sudeste e Sul, e uma expressiva carência de pesquisas voltadas às especificidades dos solos nordestinos.

É necessário ampliar os estudos sobre a aplicação do biocarvão vegetal em diferentes tipos de solo, considerando características regionais, variações climáticas, tipos de cultivo e potenciais contaminantes locais. Além disso, estudos de campo de longa duração são

indispensáveis para compreender melhor a dinâmica de adsorção, biodisponibilidade, estabilidade dos metais e eventuais efeitos colaterais sobre a microbiota e a fertilidade dos solos.

A valorização de resíduos agrícolas como insumo para a produção de biocarvões não apenas contribui para a economia circular e gestão sustentável de resíduos, como também oferece uma estratégia viável para mitigar a degradação ambiental em áreas produtivas. Com apoio institucional, incentivo à pesquisa e integração com políticas públicas, o biocarvão vegetal pode consolidar-se como uma tecnologia central na construção de sistemas agrícolas mais resilientes e saudáveis no Brasil.

REFERÊNCIAS

ABBAS, Z. et al. A critical review of mechanisms involved in the adsorption of organic and inorganic contaminants through biochar. **Arabian Journal of Geosciences**, v. 11, 2018. DOI: 10.1007/s12517-018-3790-1.

ABDELHAFEZ, Ahmed A.; LI, Jianhua; ABBAS, Mohamed H. H. Feasibility of biochar manufactured from organic wastes on the stabilization of heavy metals in a metal smelter contaminated soil. **Chemosphere**, v. 117, n. 1, p. 66–71, 2014. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2014.05.086.

ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. **Rochas e Solos**. NBR 6502. Rio de Janeiro, 1995.

ANDRADE, C. A. de; PUGA, A. P. **Biocarvão: uso agrícola e ambiental**. In: BETTIOL, W. et al. (org.). Entendendo a matéria orgânica do solo em ambientes tropical e subtropical. 2. ed. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2023. p. 435-473.

AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA - ANEEL. **Biomassa**, 2005. Disponível em: https://livroaberto.ibict.br/bitstream/1/582/6/05%20-%20Biomassa%282%29.pdf. Acesso em: 20 out. 2024.

ANGON, Prodipto Bishnu et al. Sources, effects and present perspectives of heavy metals contamination: soil, plants and human food chain. **Heliyon**, v. 10, n. 7, e28357, 2024. DOI: 10.1016/j.heliyon.2024.e28357.

AHMAD, M. et al. Biochar as a sorbent for contaminant management in soil and water: A review. **Chemosphere**, v. 99, p. 19–33, 2014. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.10.071.

ALBURQUERQUE, J. A.; CALERO, J. M.; BARRÓN, V.; TORRENT, J.; CAMPILLO, M. C.; GALLARDO, A.; VILLAR, R. Effects of biochars produced from different feedstocks on soil properties and sunflower growth. ***Journal of Plant Nutrition and Soil Science***, v. 177, n. 1, p. 16-25, 2014. DOI: 10.1002/jpln.201200652.

ATSDR. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. **ATSDR's Substance Priority List**, 2022. Disponível em: https://www.atsdr.cdc.gov/spl/index.html. Acesso em: 3 jan. 2024.

AWAD, Y. M. et al. Pine sawdust biomass and biochars at different pyrolysis temperatures change soil redox processes. **Science of the Total Environment**, v. 625, p. 147-154, 2018. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.12.194.

BARROS, R. E. et al. Impacts of the addition of biochar, biosolid and aluminum silicate on the leaching and bioavailability of 2,4-D + picloram in soil. **Environmental Technology & Innovation**, v. 23, 101682, 2021. DOI: 10.1016/j.eti.2021.101682.

BECH, Tina B. et al. Conservative tracer bromide inhibits pesticide mineralisation in soil. **Environmental Pollution**, v. 222, p. 404–411, 2017. DOI: 10.1016/j.envpol.2016.12.016.

BOUMA, J.; MCBRATNEY, A. Framing soils as an actor when dealing with wicked environmental problems. **Geoderma**, v. 200-201, p. 130–139, 2013. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.02.011.

BRAGATO, M. **Tratamento 'in-situ' de solo contaminado por derivado de petróleo e metais**. 2006. 194 f. Tese (Doutorado em Engenharia Metalúrgica e de Materiais) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.

BRADY, Nyle C.; WEIL, Ray R. **Elementos da natureza e propriedades dos solos**. 3. ed. Porto Alegre: Bookman, 2013.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Resolução n.º 420, de 28 de dezembro de 2009. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. **Diário Oficial da União**: seção 1, Brasília, DF, n. 249, p. 81–84, 30 dez. 2009. Disponível em: http://www.mma.gov.br/port/conama/legiano1.cfm?codlegitipo=3&ano=2009. Acesso em: 10 jan. 2025.

BROWNSORT, P. A. **Biomass pyrolysis process: review of scope, control and variability**. UKBRC, 2009. Disponível em: https://www.biochar.ac.uk/resources. Acesso em: 24 maio 2023.

BURACHEVSKAYA, M. et al. Fabrication of biochar derived from different types of feedstocks as an efficient adsorbent for soil heavy metal removal. **Scientific Reports**, v. 13, n. 1, p. 2020, 2023. https://doi.org/10.1038/s41598-023-27638-9.

CAMPAGNOL, Rafael; MELLO, Simone da Costa; PINHEIRO, Renes Rossi. **Cultivo de hortaliças em ambiente protegido**. Curitiba: SENAR-PR, 2015. 72 p. ISBN 978-85-7565-121-6.

CANTELE, K. F. F.; DIAS, Y. N.; FERNANDES, A. R. Biochars from agro-industrial residues of the Amazon: an ecological alternative to enhance the use of phosphorus in agriculture. **Clean Technologies and Environmental Policy**, v. 25, n. 4, p. 1119-1132, 2022. DOI: 10.1007/s10098-022-02427-6.

CARNIER, R. et al. Jack Bean Development in Multimetal Contaminated Soil Amended with Coffee Waste-Derived Biochars. **Processes**, v. 10, n. 10, 2022. https://doi.org/10.3390/pr10102157.

CASTRO, A. E. de. **Produção e caracterização de biocarvões obtidos de bagaço de cana-de-açúcar modificado para remoção de manganês de efluentes aquosos**. 2023. 83 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2023.

CAVALETT, O. et al. Environmental and economic assessment of sugarcane first generation biorefineries in Brazil. **Clean Technologies and Environmental Policy**, v. 14, p. 399–410, 2012.

CENTRO DE PESQUISA EM CARBONO (CCARBON). **Biochar: um potencial sustentável para mitigação e adaptação às mudanças climáticas na agricultura e pecuária.** [S. l.]: CCarbon – USP, [2025]. Disponível em: https://ccarbon.usp.br/pt/biochar-

um-potencial-sustentavel-para-mitigacao-e-adaptacao-as-mudancas-climaticas-na-agricultura-e-pecuaria/. Acesso em: 5 jul. 2025.

CHAGAS, J. K. M. et al. The residual effect of sewage sludge biochar on soil availability and bioaccumulation of heavy metals: Evidence from a three-year field experiment. **Journal of Environmental Management**, v. 279, 2021. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111824.

CHEN, B. et al. Biochar characterization and its potential applications for environmental remediation. **Environmental Science & Technology**, [s. l.], 2011.

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. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.04.048.

CHEN, X. et al. Effects of biochar and crop straws on the bioavailability of cadmium in contaminated soil. **Scientific Reports**, v. 10, n. 1, 2020. https://doi.org/10.1038/s41598-020-65631-8.

CHEN, Z. L. et al. Removal of Cd and Pb with biochar made from dairy manure at low temperature. **Journal of Integrative Agriculture**, v. 18, n. 1, p. 201–210, 2019. https://doi.org/10.1016/S2095-3119(18)61987-2.

CONAMA- Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009. "Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas."**, Diário Oficial [da República Federativa do Brasil], Brasília, DF, nº 249, de 30/12/2009, págs. 81-84. Disponível em http://www.mma.gov.br/port/conama/legiano1.cfm?codlegitipo=3&ano=2009. Acessado em 12 Jun. 2025.

CORNELL, R. M.; SCHWERTMANN, U. ***The Iron Oxides: Structure, Properties, Reactions, Occurrences and Uses***. 2. ed. Weinheim: Wiley-VCH, 2003.

CORRÊA, Edvania Aparecida; MORAES, Isabel Cristina; PINTO, Sérgio dos Anjos Ferreira. Estimativa da erodibilidade e tolerância de perdas de solo na região do centro leste paulista. **Geociências (UNESP)**, São Paulo, v. 34, n. 4, p. 848–860, 2015.

CORTEZ, L. A. B.; LORA, E. E. S.; GOMEZ, E. O. **Biomassa para energia**. Campinas: Editora UNICAMP, 2008.

COSTA, H. S. C. et al. Phytoremediator Potential of *Ipomea asarifolia* in Gold Mine Waste Treated with Iron Impregnated Biochar. **Minerals**, v. 12, n. 2, 2022. https://doi.org/10.3390/min12020150.

CPRH – Agência Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Instrução Normativa CPRH n.º 007, de 31 de dezembro de 2014. Recife: CPRH, 2014. Disponível em: http://www.jusbrasil.com.br/diarios/82838343/doepe-31-12-2014-pg-13/pdfView. Acesso em: 10 jan. 2025.

CUNHA FILHO, Fernando Ferreira da. **Metais pesados em solo, água e hortaliças em áreas produtoras de olerícolas na Zona da Mata de Pernambuco**. 2013. 106 f. Dissertação

(Mestrado em Tecnologias Energéticas e Nucleares) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2013. Disponível em: https://repositorio.ufpe.br/handle/123456789/10120. Acesso em: 10 jan. 2024.

CUNHA FILHO, Fernando Ferreira da. **Avaliação de risco à saúde humana pela exposição de solos e olerícolas com teores de metais potencialmente tóxicos**. 2018. 128 f. Tese (Doutorado em Tecnologias Energéticas e Nucleares) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2018.

DIAS, Y. N. et al. Biochar mitigates bioavailability and environmental risks of arsenic in gold mining tailings from the eastern Amazon. **Journal of Environmental Management**, v. 311, 2022. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.114840.

DIEDOVIEC, E. **Obtenção e caracterização cromatográfica de bio-óleos de bagaço de cana-de-açúcar por pirólise convencional e catalítica, empregando reatores de leito fixo**. 2016. Dissertação (Mestrado em Química) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2016.

DOMINGUES, M. T. **Imobilização de fosfatos em microesferas poliméricas contendo biochar: preparação, caracterização e liberação lenta em sistemas aquosos**. 2015. 90 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Universidade Estadual Paulista, São Paulo, 2015.

DO NASCIMENTO, A. R. V. J. et al. Assessing Soil Quality and Heavy Metal Contamination on Scheelite Mining Sites in a Tropical Semi-arid Setting. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 232, n. 9, 2021. https://doi.org/10.1007/s11270-021-05299-6.

DUKU, M. H.; GU, S.; HAGAN, E. B. Biochar production potential in Ghana—A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 15, n. 8, p. 3539–3551, 2011. https://doi.org/10.1016/j.rser.2011.05.010.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). **Solos do Nordeste: levantamento de reconhecimento de baixa e média intensidade dos solos do Estado de Pernambuco.** Escala 1:100.000. Recife: Embrapa Solos, 2000. Disponível em: http://www.uep.cnps.embrapa.br/solos/pe/vitoriadesantoantao.pdf. Acesso em: 3 jun. 2025.

EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA (Brasil). **Balanço Energético Nacional 2024: ano base 2023**. Rio de Janeiro: EPE, 2024. 224 p.

EP Solos e Sedimentos. **Relatório de Atividades da EP Solos e Sedimentos 2009/2011**. Plano Nacional de Ação Ambiente e Saúde – PNAAS, 2012. 120 p.

FEBRINA, Wetri et al. Enhanced adsorption performance of biochar derived from palm empty fruit bunches for wastewater treatment. In: JOSHI, R. C.; KAFLE, L.; NAZIR, N. (ed.). ***BIO Web of Conferences***, [S.l.], v. 159, p. 05001, 2025. DOI: https://doi.org/10.1051/bioconf/202515905001.

FERNÁNDEZ, Z. H. **Análise de metais pesados em solos de Pernambuco com diferentes atividades antrópicas**. 2017. Tese (Doutorado em Ciência) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2017.

FONTANIVE, D. E. et al. Biochar in copper reduction in black beans and soil decontamination. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, v. 58, n. 3, p. 386-394, 2023. DOI: 10.5327/Z2176-94781595.

GALVÃO, M. C. B.; RICARTE, I. L. M. Revisão sistemática da literatura: conceituação, produção e publicação. **Logeion: Filosofia da Informação**, v. 6, n. 1, p. 57-73, 2019. DOI: 10.21728/logeion.2019v6n1.p57-73.

GARCIA, A. C.; TAVARES, O. C. H.; DE OLIVEIRA, D. F. Biochar as agricultural alternative to protect the rice plant growth in fragile sandy soil contaminated with cadmium. **Biocatalysis and Agricultural Biotechnology**, v. 29, 2020. https://doi.org/10.1016/j.bcab.2020.101829.

GENUCHTEN, M. Th. van; PARKER, J. C. Boundary conditions for displacement experiments through short laboratory soil columns. **Soil Science Society of America Journal**, v. 48, n. 4, p. 703-708, 1984. DOI: 10.2136/sssaj1984.03615995004800040002x.

GHOLAMI, L.; RAHIMI, G. Chemical fractionation of copper and zinc after addition of carrot pulp biochar and thiourea–modified biochar to a contaminated soil. **Environmental Technology**, v. 42, n. 22, p. 3523–3532, 2021. https://doi.org/10.1080/09593330.2020.1733101.

GLASER, B. et al. The "Terra Preta" phenomenon: A model for sustainable agriculture in the humid tropics. **Naturwissenschaften**, v. 88, n. 1, p. 37–41, 2001. https://doi.org/10.1007/s001140000193.

GOMES, F. P. et al. How does the use of biochar, phosphate, calcite, and biosolids affect the kinetics of cadmium release in contaminated soil? **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 234, n. 7, 2023. DOI: 10.1007/s11270-023-06452-z.

GONCALVES, S. P. C. et al. The Positive Fate of Biochar Addition to Soil in the Degradation of PHBV-Silver Nanoparticle Composites. **Environmental Science & Technology**, v. 52, n. 23, p. 13845–13853, 2018. https://doi.org/10.1021/acs.est.8b01524.

GONZAGA, M. I. S. et al. Aged biochar changed copper availability and distribution among soil fractions and influenced corn seed germination in a copper-contaminated soil. **Chemosphere**, v. 240, 124828, 2020. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2019.124828.

GUSIATIN, M. Z.; ROUHANI, A. Application of Selected Methods to Modify Pyrolyzed Biochar for the Immobilization of Metals in Soil: A Review. **Materials**, v. 16, n. 23, 2023. https://doi.org/10.3390/ma16237342.

HUANG, Y. et al. Heavy metal pollution and health risk assessment of agricultural soils in a typical peri-urban area in southeast China. **Journal of Environmental Management**, v. 207, p. 159–168, 2018. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.10.072.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Levantamento Sistemático da Produção Agrícola**. Tabela 7832 - Produção por ano da safra e produto (Toneladas). Disponível em: https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/agricultura-e-pecuaria/9201-levantamento-sistematico-da-producao-agricola.html. Acesso em: 10 out. 2024.

ISMAEL, Daniele Aparecida Monteiro. **Eficiência do biocarvão na sorção do herbicida Imazapic em um Argissolo Amarelo cultivado com cana-de-açúcar**. 2019. 88 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Energéticas e Nucleares) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2019.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. *ISO 13528: Statistical methods for use in proficiency testing by interlaboratory comparison*. 2. ed. Geneva: ISO, 2022. Disponível em: https://www.iso.org/obp/ui/en/#iso:std:iso:13528:ed-3:v1:en. Acesso em: 20 jun. 2025.

INSTITUTO NACIONAL DE METROLOGIA, QUALIDADE E TECNOLOGIA (Brasil). *DOQ-Cgcre-008: Orientação sobre validação de métodos analíticos*. Revisão 09. Rio de Janeiro: Inmetro, 2020. Disponível em: https://www.gov.br/inmetro/pt-br/assuntos/gestao-da-qualidade/acreditacao/arquivos/DOQ-Cgcre-08.pdf. Acesso em: 20 jun. 2025.

JENKINS, R.; SNYDER, R. L. *Introduction to X-ray Powder Diffractometry*. New York: Wiley, 1996.

JOPPERT, C. L. et al. Energetic shift of sugarcane bagasse using biogas produced from sugarcane vinasse in Brazilian ethanol plants. **Biomass and Bioenergy**, v. 107, p. 63–73, 2017. https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2017.09.011.

KALOUSEK, P.; HOLÁTKO, J.; SCHREIBER, P.; PLUHÁČEK, T.; LÓNOVÁ, K. Š.; RADZIEMSKA, M.; TARKOWSKI, P. et al. The effect of chelating agents on the Zn-phytoextraction potential of hemp and soil microbial activity. **Chemical and Biological Technologies in Agriculture**, v. 11, n. 1, p. 23, 2024. https://doi.org/10.1186/s40538-024-00544-6.

KAUR, Harmanjit et al. Behavior of zinc in soils and recent advances on strategies for ameliorating zinc phyto-toxicity. **Environmental and Experimental Botany**, v. 220, 105676, 2024. DOI: 10.1016/j.envexpbot.2024.105676.

KANDZIORA-CIUPA, M. et al. Pollution and ecological risk assessment of heavy metals in forest soils with changes in the leaf traits and membrane integrity of *Vaccinium myrtillus* L. **European Journal of Forest Research**, v. 141, n. 3, p. 409–419, 2022. https://doi.org/10.1007/s10342-022-01446-8.

KOMNITSAS, Kostas et al. Assessment of pistachio shell biochar quality and its potential for adsorption of heavy metals. **Waste and Biomass Valorization**, v. 6, n. 5, p. 805–816, 2015. DOI: 10.1007/s12649-015-9364-5.

KUMAR, A. et al. Biochar aging in contaminated soil promotes Zn immobilization due to changes in biochar surface structural and chemical properties. **Science of the Total Environment**, v. 626, p. 953–961, 2018. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.157.

LAFAYETTE et al. **Guia Prático para Interpretação de Resultados de Análises de Solo**. Aracaju: Embrapa Tabuleiros Costeiros, 2015.

LANGE, C. N. **Contaminação do solo e mobilidade de As, Cd, Mo, Pb e Zn em colunas de solo franco arenoso com cinza de carvão**. 2012. Tese (Doutorado em Ciências) –

Universidade de São Paulo, São Paulo, 2012. https://doi.org/10.11606/D.85.2012.tde-24082012-140027.

LEHMANN, J.; JOSEPH, S. (Ed.). **Biochar for Environmental Management: Science and Technology**. 2. ed. London: Routledge, 2015.

LI, Xingyuan; ZHOU, Yongzhang; ZHANG, Jingru. Status and associated human health risk of zinc accumulation in agricultural soils across China. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 146, p. 867–876, 2021. DOI: 10.1016/j.psep.2020.12.017.

LIMA, B. da S. et al. Análise morfológica do solo de um fragmento florestal da universidade federal do Amazonas – UFAM, campus de Manaus (setor norte). **Pensar Geografia**, v. 6, n. 2, p. 25–45, 2022. DOI: 10.26704/rpge.

LINDE, K.; WILLICH, S. N. How objective are systematic reviews? Differences between reviews on complementary medicine. **Journal of the Royal Society of Medicine**, v. 96, n. 1, p. 17-22, 2003. DOI: 10.1177/014107680309600105.

LIU, L. et al. Priority sources identification and risks assessment of heavy metal(loid)s in agricultural soils of a typical antimony mining watershed. **Journal of Environmental Sciences**, v. 147, p. 153–164, 2025. https://doi.org/10.1016/j.jes.2023.11.007.

LIU, Yong et al. Effects of biochar on water quality and rice productivity under straw returning condition in a rice-wheat rotation region. **Science of The Total Environment**, v. 819, 152063, 2022. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.152063.

LIU, S. et al. Adsorption characteristics of modified rice straw biochar for Zn and in-situ remediation of Zn contaminated soil. **Environmental Technology and Innovation**, v. 22, 2021. https://doi.org/10.1016/j.eti.2021.101388.

LIU, Xiaoyu et al. Biochar has no effect on soil respiration across Chinese agricultural soils. **Science of The Total Environment**, v. 554-555, p. 259–265, 2016. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.02.179.

LIU, W. J.; JIANG, H.; YU, H. Q. Development of Biochar-Based Functional Materials: Toward a Sustainable Platform Carbon Material. **Chemical Reviews**, v. 115, n. 22, p. 12251–12285, 2015. https://doi.org/10.1021/acs.chemrev.5b00195.

LIU, L.; LI, W.; SONG, W.; GUO, M. Remediation techniques for heavy metal-contaminated soils: principles and applicability. **Science of the Total Environment**, v. 633, p. 206-219, 2018. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.161.

MA, Y. et al. Adsorptive removal of imidacloprid by potassium hydroxide activated magnetic sugarcane bagasse biochar: Adsorption efficiency, mechanism and regeneration. **Journal of Cleaner Production**, v. 292, p. 126005, 2021.

MAIA, C. M. B. F. **Produção de biocarvão a partir de diferentes fontes de biomassa**. In: IX Encontro Brasileiro de Substâncias Húmicas, Cachoeira da Serra de Itabaiana – Sergipe, 2011.

MALLETT, R. et al. The benefits and challenges of using systematic reviews in international development research. **Journal of Development Effectiveness**, v. 4, n. 3, p. 445-455, 2012. DOI: 10.1080/19439342.2012.711342.

MALUNGUJA, G. K. et al. Heavy Metal Contamination of Forest Soils by Vehicular Emissions: Ecological Risks and Effects on Tree Productivity. **Environmental Processes**, v. 9, n. 1, p. 1–33, 2022. https://doi.org/10.1007/s40710-022-00567-x.

MANGRICH, A. S.; MAIA, C. M. B. F.; NOVOTNY, E. H. Biocarvão - As terras pretas de índios e o sequestro de carbono. **Embrapa Solos**, v. 47, n. 281, p. 48–52, 2011.

MANOEL, F. da R.; JÚNIOR, S. "De olho no que pisa": os perigos da contaminação do solo. **Revista Pan-Amazônica de Saúde**, v. 8, n. 4, p. 19–21, 2017. https://doi.org/10.5123/S2176-62232017000400005.

MARTINSEN, V. et al. pH effects of the addition of three biochars to acidic Indonesian mineral soils. **Soil Science and Plant Nutrition**, v. 61, n. 5, p. 821–834, 2015. https://doi.org/10.1080/00380768.2015.1052985.

MAXIMINIANO, A. M. de S. et al. **PANORAMA GAC (2016). Mapeamento da cadeia de gerenciamento de áreas contaminadas**. São Paulo: IPT - Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo, 2016.

MEDYŃSKA-JURASZEK, A. et al. Biochar affects heavy metal uptake in plants through interactions in the rhizosphere. **Applied Sciences**, v. 10, n. 15, 5105, 2020. DOI: 10.3390/app10155105.

MELO, Leônidas C. A. et al. Sorption and desorption of cadmium and zinc in two tropical soils amended with sugarcane-straw-derived biochar. **Journal of Soils and Sediments**, v. 16, n. 1, p. 226–234, 2016. DOI: 10.1007/s11368-015-1199-y.

MÉNDEZ, A. et al. Influence of pyrolysis temperature on composted sewage sludge biochar priming effect in a loamy soil. **Chemosphere**, v. 93, n. 4, p. 668–676, 2013. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.06.004.

MÉNDEZ, A.; TERRADILLOS, M.; GASCÓ, G. Physicochemical and agronomic properties of biochar from sewage sludge pyrolysed at different temperatures. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, v. 102, p. 124–130, 2013.

MESA-PÉREZ, J. M. **Testes em uma Planta de Pirólise Rápida de Biomassa em Leito Fluidizado: Critérios para sua Otimização**. 2004. 162 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Campinas, Campinas, 2004.

MEYER, S.; GLASER, B.; QUICKER, P. Technical, economical, and climate-related aspects of biochar production technologies: a literature review. **Environmental Science & Technology**, v. 45, n. 22, p. 9473-9483, 2011. DOI: 10.1021/es201792c.

MOHAMED, Ibrahim et al. Cadmium immobilization and alleviation of its toxicity for soybean grown in a clay loam contaminated soil using sugarcane bagasse-derived biochar. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, n. 21, p. 21849–21857, 2019. DOI: 10.1007/s11356-019-05501-7.

NARTEY, O. D.; ZHAO, B. Biochar preparation, characterization, and adsorptive capacity and its effect on bioavailability of contaminants: an overview. **Advances in Materials Science and Engineering**, v. 2014, 715398, 2014. DOI: 10.1155/2014/715398.

NÓBREGA, Í. P. C. **Efeitos do biochar nas propriedades físicas e químicas do solo: sequestro de carbono no solo**. 2011. 46 p. Disponível em: https://www.repository.utl.pt/handle/10400.5/4104.

NOVAK, J. M. et al. Characterization of designer biochar produced at different temperatures and their effects on a loamy sand. **Annals of Environmental Science**, v. 3, p. 195–206, 2009a.

NOVAK, J. M. et al. Impact of biochar amendment on fertility of a southeastern coastal plain soil. **Soil Science**, v. 174, n. 2, p. 105–112, 2009b.

OLIVEIRA, D. C. de; MURTA, L. O. **Efeitos do biocarvão obtido do bagaço de cana-de-açúcar na germinação e no crescimento inicial de milho (Zea mays L.)**. 2022. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Química) – Centro Universitário de Belo Horizonte, Belo Horizonte, 2022.

PAZ-FERREIRO, J. et al. Use of phytoremediation and biochar to remediate heavy metal polluted soils: a review. **Solid Earth**, v. 5, n. 1, p. 65–75, 2014. DOI: 10.5194/se-5-65-2014.

PENIDO, E. S. et al. Combining biochar and sewage sludge for immobilization of heavy metals in mining soils. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 172, p. 326–333, 2019. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.01.110.

PERIS, M. et al. Increasing the Knowledge of Heavy Metal Contents and Sources in Agricultural Soils of the European Mediterranean Region. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 192, p. 25–37, 2008.

PEREIRA, A. C. C. et al. **Análise e monitoramento de metais pesados no solo**. Valores Orientadores de Qualidade de Solos no Espírito Santo, 2015. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/286453977_ANALISE_E_MONITORAMENTO_DE_METAIS_PESADOS_NO_SOLO.

PINTO, T. D. et al. Assessment of the use of natural materials for the remediation of cadmium soil contamination. **PLOS ONE**, v. 11, n. 6, e0157547, 2016. DOI: 10.1371/journal.pone.0157547.

PLICAS, L. M. A.; CABRAL, D. C. A.; MANZINI, F. F. Adsorção de cádmio em solo da cidade de Neves Paulista-SP. **IX Fórum Ambiental da Alta Paulista**, v. 9, p. 1–18, 2013.

PUGA, A. P. et al. Leaching and fractionation of heavy metals in mining soils amended with biochar. **Soil and Tillage Research**, v. 164, p. 25–33, 2016. https://doi.org/10.1016/j.still.2016.01.008.

PUGA, A. P. et al. Cadmium, lead, and zinc mobility and plant uptake in a mine soil amended with sugarcane straw biochar. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 22, n. 22, p. 17606-17614, 2015a. DOI: 10.1007/s11356-015-4977-6.

PUGA, A. P. et al. Biochar application to a contaminated soil reduces the availability and plant uptake of zinc, lead and cadmium. **Journal of Environmental Management**, v. 159, p. 86–93, 2015b. DOI: 10.1016/j.jenvman.2015.05.036.

QAMBARANI, 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. https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.05.057.

QU, J. et al. KOH-activated porous biochar with high specific surface area for adsorptive removal of chromium (VI) and naphthalene from water: Affecting factors, mechanisms and reusability exploration. **Journal of Hazardous Materials**, v. 401, 2021. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123292.

RAJAPAKSHA, A. U. et al. Engineered/designer biochar for contaminant removal/immobilization from soil and water: Potential and implication of biochar modification. **Chemosphere**, v. 148, p. 276–291, 2016. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.01.043.

REICHERT, J. M.; REINERT, D. J.; BRAIDA, J. A. Qualidade dos solos e sustentabilidade de sistemas agrícolas. **Ciência e Ambiente**, v. 27, p. 29-48, 2003.

REHMAN, M. Z. U. et al. Alleviation of cadmium (Cd) toxicity and minimizing its uptake in wheat (*Triticum aestivum*) by using organic carbon sources in Cd-spiked soil. **Environmental Pollution**, v. 241, p. 557–565, 2018.

ROMEO, S.; FRANCINI, A.; ARIANI, A.; SEBASTIANI, L. Phytoremediation of Zn: identify the diverging resistance, uptake and biomass production behaviours of poplar clones under high zinc stress. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 225, n. 1, p. 1-12, 2014.

SANTOS, F. H. D. et al. Pristine and biochar-supported nano zero-valent iron to immobilize As, Zn and Pb in soil contaminated by smelting activities. **Journal of Environmental Management**, v. 321, 116017, 2022. DOI: 10.1016/j.jenvman.2022.116017.

SANTOS, D. da S. **Metais pesados em áreas agrícolas e Cerrado nativo no Oeste da Bahia**. 2019. Tese (Doutorado em Solos e Qualidade de Ecossistemas) – Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2019. https://doi.org/10.14393/UFU.TE.2019.1248.

SANTOS, F. A. et al. Potential of sugarcane straw for ethanol production. **Química Nova**, v. 35, n. 5, p. 1004–1010, 2012. https://doi.org/10.1590/S0100-40422012000500025.
SINGH, K.; MALLA, M. A.; KUMAR, A.; YADAV, S. Biological monitoring of soil pollution caused by two different zinc species using earthworms. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 31, n. 47, p. 57789-57803, 2024. https://doi.org/10.1007/s11356-024-34900-8.

SILVA JUNIOR, Manoel. “Watch your step”: dangers of soil contamination. **Revista Pan-Amazônica de Saúde**, Ananindeua, v. 8, p. 19-21, 2017. DOI: https://doi.org/10.5123/S2176-62232017000400005.

SILVA, M. S. A. et al. Biochar from *Caryocar brasiliense* as a soil conditioner for common bean plants. **Ciência Rural**, v. 52, n. 7, e20200871, 2022. DOI: 10.1590/0103-8478cr20200871.

SILVA, M. C. M. **Avaliação da adsorção de cobre a partir de carvão ativado obtido quimicamente do bagaço de cana-de-açúcar**. 2017. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Química) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2017.

SILVA, P.; LOPES, B.; BALDUINO JUNIOR, A.; CAMPOS, M.; KLAUBERG FILHO, O. **Uso do biochar para mitigação de solos contaminado com zinco.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GESTÃO AMBIENTAL, 14., 2023. Anais [...]. https://doi.org/10.55449/congea.14.23.IV-004.

SATKOWSKI, Laura E. et al. Imidacloprid sorption and transport in cropland, grass buffer, and riparian buffer soils. **Vadose Zone Journal**, v. 17, n. 1, p. 1–12, 2018. DOI: 10.2136/vzj2017.07.0139.

SKOOG, Douglas A.; HOLLER, F. James; CROUCH, Stanley R. **Principles of instrumental analysis**. 7. ed. Boston: Cengage Learning, 2017.

SMIDER, B.; SINGH, B. Agronomic performance of a high ash biochar in two contrasting soils. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 191, p. 99–107, 2014. https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.01.024.

SOARES DA SILVA, J.; SILVA, T. T. S.; PASTICH, E. A. Benefícios e limitações do uso de telhados verdes: uma revisão sistemática. **Revista Geama**, v. 8, n. 3, p. 15-28, 2022. Disponível em: https://www.journals.ufrpe.br/index.php/geama/article/view/5122. Acesso em: 1 abr. 2025.

SOARES, M. B. et al. How does the biochar of sugarcane straw pyrolysis temperature change arsenic and lead availabilities and the activity of the microorganisms in a contaminated sediment? **Journal of Soils and Sediments**, v. 21, n. 9, p. 3185–3200, 2021. https://doi.org/10.1007/s11368-021-03028-4.

SOUZA, E. L. de et al. Resíduos contaminantes no solo: possibilidades e consequências. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, v. 7, n. 2, p. 484–509, 2018. https://doi.org/10.19177/rgsa.v7e22018484-509.

SOUZA, E. S. et al. Organic residues and biochar to immobilize potentially toxic elements in soil from a gold mine in the Amazon. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 169, p. 425–434, 2019. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.11.032.

SOUZA, J. L.; RESENDE, P. **Manual de horticultura orgânica**. Viçosa: Aprenda Fácil, 2003. 564 p.

SPOSITO, G.; PAGE, A. L. Cycling of metal ions in the soil environment. In: SIGEL, H. (ed.). **Metal Ions in Biological Systems**. New York: Marcel Dekker, 1984. p. 287-332.

SUBRAMANIAN, Ponmani et al. Biochar for heavy metal cleanup in soil and water: a review. **Biomass Conversion and Biorefinery**, v. 15, n. 8, p. 11421–11441, 2025. DOI: 10.1007/s13399-024-05989-1.

TAN, X. et al. Biochar as an adsorbent for inorganic nitrogen and phosphorus removal from water: A review. **Chemical Engineering Journal**, v. 268, p. 319–330, 2015.

TARAQQI-A-KAMAL, A. et al. Biochar remediation of soil: linking biochar production with function in heavy metal contaminated soils. **Plant, Soil and Environment**, v. 67, n. 4, p. 183–201, 2021. DOI: 10.17221/544/2020-PSE.

TEIXEIRA, P. C. et al. **Manual de métodos de análise de solo**. 3. ed. Brasília, DF: EMBRAPA, 2017.

TU, P. et al. Influence of pyrolysis temperature on the physicochemical properties of biochars obtained from herbaceous and woody plants. **Bioresources and Bioprocessing**, v. 9, n. 1, 2022. https://doi.org/10.1186/s40643-022-00618-z.

VALE, R. L. **Estimativa do volume de água cinza de misturas de pesticidas utilizados em zona canavieira do estado de Pernambuco**. 2017. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2017.

VAN, H. T.; HOANG, V. H.; NGA, L. T. Q.; NGUYEN, V. Q. Effects of Zn pollution on soil: pollution sources, impacts and solutions. **Results in Surfaces and Interfaces**, v. 17, p. 100360, 2024. https://doi.org/10.1016/j.rsurfi.2024.100360.

VASSILEV, S. V. et al. An overview of the chemical composition of biomass. **Fuel**, v. 89, n. 5, p. 913–933, 2010. https://doi.org/10.1016/j.fuel.2009.10.022.

VELOSO, V. D. et al. Phytoattenuation of Cd, Pb, and Zn in a Slag-contaminated Soil Amended with Rice Straw Biochar and Grown with Energy Maize. **Environmental Management**, v. 69, n. 1, p. 196–212, 2022. https://doi.org/10.1007/s00267-021-01530-6.

VIEIRA, L. P. **Acumulação de nutrientes e metais pesados em solo, água e hortaliças em áreas cultivadas com olerícolas no Agreste de Pernambuco**. 2011. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2011.

VERHEIJEN, F.; JEFFERY, S.; BASTOS, A. C.; VAN DER VELDE, M.; DIAFAS, I. ***Biochar application to soils - A critical scientific review of effects on soil properties, processes and functions*.** Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2010. 149 p. (EUR, 24099).

WANG, C. C. et al. Heavy metal(loid)s in agricultural soil from main grain production regions of China: Bioaccessibility and health risks to humans. **Science of the Total Environment**, v. 858, p. 159819, 2023. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159819.

WANG, H.; FENG, L.; CHEN, Y. Advances in biochar production from wastes and its applications. **Chemical Industry and Engineering Progress**, v. 63, p. 3727–3740, 2012.

WANG, Y. et al. Effects of biochar on growth, and heavy metals accumulation of moso bamboo (*Phyllostachy pubescens*), soil physical properties, and heavy metals solubility in

soil. **Chemosphere**, v. 219, p. 510–516, 2019. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.11.159.

WU, W. et al. Assessment of heavy metal pollution and human health risks in urban soils around an electronics manufacturing facility. **Science of the Total Environment**, v. 630, p. 53–61, 2018. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.183.

XU, Y.; FANG, Z. Advances on remediation of heavy metal in the soil by biochar. **Environmental Engineering**, v. 33, n. 2, p. 156–159, 2015. https://doi.org/10.13205/j.hjgc.201502035.

XIN, Xiaoping et al. Sources, indicators, and assessment of soil contamination by potentially toxic metals. **Sustainability**, v. 14, n. 23, 15878, 2022. DOI: 10.3390/su142315878.

YAMAN, S. Pyrolysis of biomass to produce fuels and chemical feedstocks. **Energy Conversion and Management**, v. 45, n. 5, p. 651–671, 2004. https://doi.org/10.1016/S0196-8904(03)00177-8.

YANG, L. et al. Occurrence, speciation, and risks of trace metals in soils of greenhouse vegetable production from the vicinity of industrial areas in the Yangtze River Delta, China. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, n. 9, p. 8696–8708, 2019.

YUAN, H. et al. Influence of temperature on product distribution and biochar properties by municipal sludge pyrolysis. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, v. 15, n. 3, p. 357–361, 2013. https://doi.org/10.1007/s10163-013-0126-9.

YUAN, J.-H.; XU, R.-K.; ZHANG, H. The forms of alkalis in the biochar produced from crop residues at different temperatures. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 3, p. 3488–3497, 2011.

ZHANG, L.; ZHONG, Y.; GENG, Y. A bibliometric and visual study on urban mining. **Journal of Cleaner Production**, v. 239, 118067, 2019. DOI: 10.1016/j.jclepro.2019.118067.

ZHANG, X. et al. Impact of Soil Heavy Metal Pollution on Food Safety in China. **PLOS ONE**, v. 10, n. 8, p. e0135182, 2015. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0135182.

ZHANG, X. et al. Using biochar for remediation of soils contaminated with heavy metals and organic pollutants. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 20, n. 12, p. 8472–8483, 2013. https://doi.org/10.1007/s11356-013-1659-0.