

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO

VENÂNCIO DE LIMA VELOSO

**USO DE BIOCHAR NA REMEDIAÇÃO DE SOLOS CONTAMINADOS:
EFEITOS NA DISPONIBILIDADE DE METAIS PESADOS,
FITOESTABILIZAÇÃO E SEGURANÇA ALIMENTAR**

RECIFE

2025

Venâncio de Lima Veloso
Engenheiro Agrônomo

Uso de biochar na remediação de solos contaminados: efeitos na disponibilidade de metais pesados, fitoestabilização e segurança alimentar

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, da Universidade Federal Rural de Pernambuco, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciência do Solo.

Orientador: Prof. Dr. Clístenes Williams Araújo do Nascimento

Coorientador: Dr. Fernando Bruno Vieira da Silva

**Recife
2025**

Autorizo a reprodução e divulgação total ou parcial deste trabalho, por qualquer meio convencional ou eletrônico, para fins de estudo e pesquisa, desde que citada a fonte.

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação Sistema Integrado de Bibliotecas da UFRPE Bibliotecário(a): Auxiliadora Cunha – CRB-4 1134

V432u Veloso, Venâncio de Lima.

Uso de biochar na remediação de solos contaminados: efeitos na disponibilidade de metais pesados, fitoestabilização e segurança alimentar / Venâncio de Lima Veloso. – Recife, 2025.

112 f.; il.

Orientador(a): Clístenes Williams Araújo do Nascimento.

Co-orientador(a): Fernando Bruno Vieira da Silva.

Tese (Doutorado) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Recife, BR-PE, 2025.

Inclui referências.

1. Fitorremediação. 2. Silício. 3. Escória metalúrgica. 4. Sorghum bicolor 5. Agricultura sustentável. I. Nascimento, Clístenes Williams Araújo do, orient. II. Silva, Fernando Bruno Vieira da, coorient. III. Título

CDD 631.4

VENÂNCIO DE LIMA VELOSO

Uso de biochar na remediação de solos contaminados: efeitos na disponibilidade de metais pesados, fitoestabilização e segurança alimentar

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, da Universidade Federal Rural de Pernambuco, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciência do Solo.

Aprovada em 21 de fevereiro de 2025

Prof. Dr. Clístenes Williams Araújo do Nascimento
Orientador
Universidade Federal Rural de Pernambuco

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Edivan Rodrigues de Souza
Universidade Federal Rural de Pernambuco

Prof. Dr. Nielson Machado dos Santos
Universidade Federal do Recôncavo da Bahia

Prof.^a Dra. Karina Patrícia Vieira da Cunha
Universidade Federal do Rio Grande do Norte

Prof. Dr. Leônidas Carrijo Azevedo Melo
Universidade Federal de Lavras

*Aos meus pais, José e Cristina.
Minhas raízes mais firmes.*

DEDICO

AGRADECIMENTOS

Estas palavras foram escritas em mais uma madrugada solitária de trabalho, diante de uma tela fria de computador. No entanto, solidão está longe de ser uma palavra que define esta caminhada. Tive o suporte de pessoas muito importantes. Portanto, tento traduzir em algumas modestas palavras o quão grato sou por tê-los ao meu lado, ao longo do doutorado e da vida!

Agradeço, portanto, aos meus pais, José e Cristina, por compreenderem minhas ausências, pelo apoio incondicional, por vibrarem com cada conquista, por acreditarem tanto no poder da educação e, sobretudo, pelo amor infinito.

À minha namorada, Jordana Antônia. Por compreender a vida de pós-graduando. Por me fazer uma pessoa melhor. Por ser companheira de uma vida simples, cheia de sorrisos e amor.

À minha irmã, Maria Beatriz. Demonstrações públicas de afeto não são nosso forte, mas saiba que tenho orgulho da pessoa forte e independente que és. Conviver contigo me fez uma pessoa melhor, talvez mais responsável e, certamente, mais zoeiro.

Aos meus amigos queridos, Rayhonay, Nardiele, Suzanny e Jailma. Por tantos momentos leves. Às vezes, fazer uma pessoa esquecer suas preocupações é a coisa mais importante que se pode fazer por alguém.

Ao meu Orientador, professor Clístenes Nascimento. Um verdadeiro mestre. Obrigado pelo apoio constante, pela relação leve e respeitosa e por tanta confiança depositada em mim. Além de um pesquisador excepcional, uma excelente pessoa. Saiba que tem minha eterna admiração.

Ao meu coorientador, Dr. Fernando Bruno. Uma relação que superou a convivência profissional, e tornou-se uma verdadeira amizade! Obrigado pelos "puxões de orelha", mas por ainda manter a confiança em mim. Pelas incontáveis ajudas. Por ser exemplo de seriedade, dedicação e de péssimo gosto para futebol. Trabalhar contigo foi uma grande oportunidade de crescimento.

Aos amigos Luiz e Frank, que se tornaram muito além de colegas do grupo de pesquisa. Obrigado por toda parceria, seja nas discussões científicas, futebolísticas ou da vida. Sou muito grato por nossa amizade.

À Simone e Josângela, uma dupla que é exemplo de dedicação e cuidado com nosso grupo. Obrigado por toda ajuda, torcida e apoio.

À professora Paula Araújo, exemplo de entrega e amor à ciência. Obrigado pela confiança e parceria nos trabalhos científicos.

Aos colegas do Laboratório de Química Ambiental de Solos, especialmente aqueles que me acompanharam enquanto estagiários: Taciana, Allan, Poliana e Rafael. Obrigado por toda ajuda, seriedade e competência nas análises.

À Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia de Pernambuco (FACEPE) pela concessão da tão importante bolsa de doutorado.

À CAPES e CNPQ, apesar de não estarem diretamente envolvidas no financiamento à esta pesquisa, são órgãos essenciais na sobrevivência da pesquisa brasileira. Faço votos de constante fortalecimento destes órgãos.

Ao Instituto Agrônomo de Pernambuco (IPA), pelo fornecimento das sementes para condução dos experimentos.

Por fim, a todos os professores que me guiaram e inspiraram ao longo dos anos, desde a infância até aqui, meu profundo agradecimento. Vocês fizeram a diferença!

“Se queres vencer o mundo inteiro, vence a ti mesmo”

Fiódor Dostoiévski

Os Demônios

Uso de biochar na remediação de solos contaminados: efeitos na disponibilidade de metais pesados, fitoestabilização e segurança alimentar

RESUMO GERAL

A contaminação do solo por metais pesados é um problema ambiental significativo, resultante principalmente da exploração de recursos minerais e atividades industriais, com graves impactos na saúde pública e na sustentabilidade. A persistência desses poluentes nos solos exige a investigação de estratégias eficazes e acessíveis para mitigar seus efeitos, especialmente em países em desenvolvimento, onde os recursos para remediação são escassos. O presente trabalho teve como objetivo avaliar o potencial do biochar na remediação de solos contaminados por metais pesados, com foco na redução da mobilidade desses poluentes, na melhoria da fertilidade do solo e na produção de biomassa vegetal. Foram conduzidos experimentos de incubação do solo com diferentes tipos de biochar oriundos de palha de arroz, bagaço de cana, lodo de esgoto e torta de filtro, visando avaliar aqueles com maior potencial de imobilização dos metais no solo. Posteriormente, foram cultivadas hortaliças em solo poluído por Cd e adicionado de biochar e foi cultivado sorgo em solo poluído por escória de metalurgia e tratado com diferentes tipos de biochar. As amostras de solo e plantas foram analisadas para determinar os teores de metais pesados, nutrientes e biomassa. Os resultados demonstraram que a aplicação de biochar reduziu a disponibilidade de cádmio (Cd) e chumbo (Pb) no solo, transferindo-os para frações menos biodisponíveis e diminuindo sua absorção pelas plantas. Houve também melhora na fertilidade do solo, com aumento do pH, da matéria orgânica do solo e da disponibilidade de nutrientes. O crescimento das plantas também foi promovido, com aumento da biomassa vegetal e absorção de silício, que potencializou a tolerância aos efeitos dos metais pesados. O biochar de lodo de esgoto (BLE) e o de torta de filtro (BTF) apresentaram os melhores resultados. Este trabalho evidenciou o potencial do biochar como uma ferramenta sustentável para a remediação de solos contaminados, promovendo a segurança alimentar e a proteção ambiental.

Palavras-chave: Fitorremediação. Silício. Escória metalúrgica. *Sorghum bicolor*. Sustentabilidade agrícola.

Use of biochar in the remediation of contaminated soils: effects on heavy metal availability, phytostabilization, and food safety

GENERAL ABSTRACT

Soil contamination by heavy metals is a significant environmental and agricultural issue, arising from mineral resource exploitation and industrial activities, with severe impacts on public health and sustainability. The persistence of these pollutants in soils, particularly in underdeveloped countries, necessitates the investigation of effective and accessible strategies to mitigate their effects. This study aimed to evaluate the potential of biochar in remediating soils contaminated by heavy metals, focusing on reducing the mobility of these pollutants, improving soil fertility, and promoting the growth of cultivated plants. Additionally, it examined the effects of modifications applied to biochar on its influence on these attributes. Soil incubation experiments were conducted using different types of biochar (rice husk, sugarcane bagasse, sewage sludge, and filter cake), assessing which biochars showed the highest potential for metal immobilization in soil. Subsequently, vegetables were cultivated in soil polluted by cadmium (Cd) and amended with biochar, and sorghum was grown in soil contaminated by metallurgical slag and treated with biochars. Soil and plant samples were analyzed to determine the levels of heavy metals, nutrients, and biomass. Furthermore, the influence of silicon (Si) in mitigating metal toxicity was evaluated. The results demonstrated that biochar application reduced the availability of cadmium (Cd) and lead (Pb) in soil by transferring them to less bioavailable fractions and decreasing their absorption by plants. Improvements in soil fertility were observed, including increases in pH, soil organic matter, and nutrient availability. Plant growth was also enhanced, with increased biomass production and silicon absorption, which augmented tolerance to heavy metal effects. Biochars derived from sewage sludge (BLE) and filter cake (BTF) yielded the best results. This study highlighted the potential of biochar as a sustainable tool for remediating contaminated soils and promoting food security and environmental protection. Combining biochar with phytoremediation emerges as an effective strategy for recovering degraded areas.

Keywords: Phytoremediation. Silicon. Metallurgical slag. *Sorghum bicolor*. Agricultural sustainability.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Modelo de forno caseiro tipo leito fixo	38
Figura 2 - Características químicas dos solos poluídos pela escória da metalurgia de Pb e tratados com a dose de 10% de diferentes tipos de biochars após o período de incubação de 64 dias.....	44
Figura 3 - Disponibilidade e fracionamento químico de Cd e Pb em um solo poluído pela escória da metalurgia de Pb e tratados com a dose de 10% de diferentes tipos de biochars após o período de incubação de 64 dias	48
Figura 4 - Modelo de forno caseiro tipo leito fixo	61
Figura 5 - Características químicas da fertilidade de um solo poluído por metais pesados que foi cultivado com sorgo e tratado com biochar derivado de lodo de esgoto modificado com CaO e sílica amorfa.....	66
Figura 6 - Teores disponíveis de Cd e Pb em um solo poluído por metais pesados que foi cultivado com sorgo e tratado com biochar derivado de lodo de esgoto modificado com CaO e sílica amorfa	68
Figura 7 - Teores de Si, dos teores e índices de translocação de Cd e Pb na parte aérea e raízes do sorgo cultivado em um solo poluído por metais pesados e tratado com biochar derivado de lodo de esgoto modificado com CaO e sílica amorfa.....	71
Figura 8 - Biomassa seca da parte aérea e das raízes do sorgo cultivado em um solo poluído por metais pesados e tratado com biochar derivado de lodo de esgoto modificado com CaO e sílica amorfa	73
Figura 9 - Correlação linear de Pearson entre as variáveis dos solos e variáveis analisadas na parte aérea do sorgo.	74
Figura 10 - Modelo de forno caseiro tipo leito fixo	88
Figura 11 -Disponibilidade de Cd no solo e dos teores de Cd na parte aérea das hortaliças cultivadas em um solo poluído por Cd e tratado com a dose de 5% de biochar de torta de filtro	92
Figura 12 - Teores dos nutrientes na parte aérea das hortaliças cultivadas em um solo poluído por Cd e tratado com a dose de 5% de biochar de torta de filtro	96
Figura 13 - Matéria seca da parte aérea e da matéria seca das raízes das hortaliças cultivadas em um solo poluído por Cd e tratado com a dose de 5% de biochar de torta de filtro.....	99

Figura 14 - Matriz de correlação linear de Pearson das variáveis dos solos, das variáveis analisadas na parte aérea das hortaliças e solos × plantas cultivadas em um solo poluído por Cd e tratado com a dose de 5% de biochar de torta de filtro.....	100
Figura 15 - Valores médios da matéria fresca e dos teores de cádmio nos tecidos comestíveis das hortaliças cultivadas em um solo poluído por Cd e tratado com a dose de 5% de biochar de torta de filtro.	103

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Características químicas e físicas do solo utilizado no experimento e valores orientadores de investigação (VI) para metais pesados no solo	37
Tabela 2 - Valores médios do pH, dos teores dos macronutrientes, dos micronutrientes e dos elementos potencialmente tóxicos em diferentes tipos de biochars produzidos na temperatura de pirolise lenta de 400°C.....	40
Tabela 3 - Características químicas e físicas do solo utilizado no experimento e valores de investigação (VI) para metais pesados no solo.....	60
Tabela 4 - Valores médios das características químicas dos biochars derivados de lodo de esgoto modificado com CaO e sílica amorfa.....	63
Tabela 5 - Valores médios dos teores dos nutrientes na parte aérea do sorgo cultivado em um solo poluído por metais pesados e tratado com biochar derivado de lodo de esgoto modificado com CaO e sílica amorfa	69
Tabela 6 - Caracterização química, físico-química e granulométrica do Argissolo Amarelo sob contaminação induzida e utilizado nos experimentos	86
Tabela 7 - Valores médios das características do biochar de torta de filtro usado no experimento	89
Tabela 8 - Valores médios das características da fertilidade do solo poluído por Cd que foi tratado com biochar de torta de filtro e cultivado com diferentes hortaliças	94

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO GERAL	16
1.1 Hipóteses	17
1.2 Objetivos.....	17
1.2.1 <i>Objetivo Geral</i>	17
1.2.2 <i>Objetivos Específicos</i>	18
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	19
2.1 ORIGEM E IMPACTOS DOS METAIS PESADOS NOS SOLOS.....	19
2.2 FITORREMEDIAÇÃO DE METAIS PESADOS E USO DE BIOCHAR	20
2.3 O PAPEL DO SILÍCIO NO ENFRENTAMENTO DOS ESTRESSES BIÓTICOS E ABIÓTICOS	23
Referências Bibliográficas.....	26
3. Diferentes tipos de biochar na imobilização de Pb e Cd e na dinâmica de micronutrientes em solo contaminado por resíduos de metalurgia	33
RESUMO	33
ABSTRACT	34
3.1 Introdução.....	35
3.2 Material e Métodos.....	36
3.2.1 COLETA E ANÁLISE DO SOLO	36
3.2.2 CONFECÇÃO DOS BIOCHARS PARA O EXPERIMENTO	38
3.2.3 CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA DOS BIOCHAR	39
3.2.4 INCUBAÇÃO DOS TRATAMENTOS	40
3.2.5 TEORES DE P, CA, MG, K, NA E MO E PH DO SOLO APÓS A INCUBAÇÃO..	41
3.2.6 ANÁLISE DE METAIS E MICRONUTRIENTES NO SOLO.....	41
3.2.7 CONTROLE DE QUALIDADE E ANÁLISES ESTATÍSTICAS	42
3.3 Resultados e Discussão.....	42

3.3.1 CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA DAS AMOSTRAS DE SOLO PÓS-INCUBAÇÃO	42
3.3.2 DISPONIBILIDADE E EXTRAÇÃO SEQUENCIAL DE CHUMBO E CÁDMIO	46
3.4 CONCLUSÕES	50
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	51
4 USO DE BIOCHAR NA FITOESTABILIZAÇÃO DE METAIS EM SOLO POLUÍDO POR ESCÓRIA METALÚRGICA	56
Resumo	56
Abstract.....	57
4.1 Introdução.....	58
4.2 Material e Métodos.....	59
4.2.1 COLETA, PREPARO E ANÁLISE DO SOLO	59
4.2.2 OBTENÇÃO DOS BIOCHARS	61
4.2.3 CARACTERIZAÇÃO DOS BIOCHARS	62
4.2.4 MONTAGEM E CONDUÇÃO DO EXPERIMENTO	63
4.2.5 ANÁLISES QUÍMICAS NOS SOLOS.....	63
4.2.6 ANÁLISES QUÍMICAS DAS AMOSTRAS DE PLANTAS	64
4.2.7 CONTROLE DE QUALIDADE E ANÁLISES ESTATÍSTICAS	64
4.3 Resultados e Discussão.....	65
4.3.1 CARACTERIZAÇÃO DA FERTILIDADE DOS SOLOS.....	65
4.3.2 DISPONIBILIDADE DE METAIS PESADOS	67
4.3.3 COMPOSIÇÃO MINERAL DAS PLANTAS	69
4.3.4 DINÂMICA DE SILÍCIO E IMOBILIZAÇÃO DE CD E PB	70
4.3.5 BIOMASSA DO SORGO	72
4.3.6 CORRELAÇÃO ENTRE CARACTERÍSTICAS DE SOLO E PLANTA	74
4.4 Conclusões.....	75
Referências Bibliográficas.....	77

5 Cultivo de hortaliças em solo sob contaminação induzida DE Cádmio e tratado com biochar	83
Resumo	83
Abstract.....	84
5.1 Introdução.....	85
5.2 Material e Métodos.....	86
5.2.1 COLETA, CARACTERIZAÇÃO E CONTAMINAÇÃO INDUZIDA DO SOLO ...	86
5.2.2 PRODUÇÃO DO BIOCHAR.....	87
5.2.3 MONTAGEM E CONDUÇÃO DO EXPERIMENTO	89
5.2.4 ANÁLISES QUÍMICAS NAS PLANTAS	90
5.2.5 ANÁLISES QUÍMICAS NOS SOLOS.....	90
5.2.6 CONTROLE DE QUALIDADE DAS ANÁLISES	91
5.2.6 ANÁLISES ESTATÍSTICAS.....	91
5.3 Resultados e Discussão.....	91
5.3.1 EFICÁCIA DO BIOCHAR NA REDUÇÃO DA CONTAMINAÇÃO	91
5.2.2 EFEITOS DO BIOCHAR SOBRE A FERTILIDADE DO SOLO.....	93
5.2.3 TEORES DE NUTRIENTES NA PARTE AÉREA DAS HORTALIÇAS	95
5.2.4 PRODUÇÃO DE MATÉRIA SECA PELAS HORTALIÇAS	98
5.2.5 CORRELAÇÕES OBSERVADAS ENTRE AS VARIÁVEIS OBTIDAS	98
5.2.6 TEORES DE CD NAS PARTES COMESTÍVEIS DAS HORTALIÇAS.....	102
5.4 Conclusões.....	104
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICA	105
6 CONSIDERAÇÕES FINAIS	110

1 INTRODUÇÃO GERAL

A remediação de solos contaminados por metais pesados é um dos grandes desafios ambientais da atualidade. O avanço das atividades antrópicas relacionadas à industrialização e urbanização, como mineração, metalurgia e processamento inadequado de resíduos industriais e agrícolas, coloca os solos, a produção de alimentos, a qualidade dos ecossistemas e a saúde humana em risco. Os metais pesados advindos dessas atividades têm como característica a persistência no ambiente e a baixa biodegradabilidade, o que leva a um acúmulo de longo prazo nos solos, ameaçando os recursos hídricos e a cadeia alimentar.

A contaminação por metais pesados pode alterar a dinâmica e funcionalidade dos solos. As propriedades químicas e biológicas, intimamente relacionadas, são afetadas. Há declínio na fertilidade e comprometimento da biota, importante na ciclagem de nutrientes, fatores que, por si só, já interferem no rendimento agrícola. As plantas podem absorver estes metais e ter alterações fisiológicas. Fotossíntese, respiração, produção de biomassa, acúmulo de nutrientes e produtividade são alguns dos atributos afetados. Além disso, plantas contaminadas por metais são responsáveis pela entrada desses poluentes na cadeia alimentar animal.

Considerando este cenário, a adoção de soluções sustentáveis, eficazes e de baixo custo para remediação de solos tornam-se prioridade. Enquanto práticas tradicionais de remediação de solo *ex situ*, como remoção do solo, são caras, limitadas e promovem outros tipos de impactos ambientais, as práticas associadas às técnicas de fitorremediação, como a fitoestabilização, são maneiras eficientes e menos custosas de remediação. A aplicação de plantas na remediação também contribui para a preservação da biodiversidade e melhoria das propriedades químicas, físicas e biológicas dos solos.

Para aumentar a eficiência da fitoestabilização, o uso de materiais carbonáceos se destaca. Um expoente desta estratégia é o uso de biochar. Este material é produzido a partir da pirólise de praticamente qualquer fonte de biomassa. De forma geral, os biochars possuem alta área superficial, podem fornecer nutrientes e elementos benéficos como o silício (Si), aumentar o pH, adsorver metais pesados, além de melhorias diretas e indiretas nas propriedades físicas e biológicas do solo. Ou seja, a combinação do uso de biochar e plantas pode tornar o processo de remediação mais eficiente e sustentável. Esta técnica combinada passa, portanto, a ser referida como fitoestabilização, uma vez que não necessariamente se retira os poluentes do solo, mas estabiliza-os, de modo que haja diminuição na sua disponibilidade.

Apesar dos benefícios da técnica, existem muitas fontes de variação quando se trabalha com fitoestabilização. As espécies vegetais podem se comportar de maneira distinta quanto à

sua tolerância à contaminação por metais ou interações com o biochar. O próprio biochar tem suas propriedades físicas e químicas fortemente alteradas quando se muda sua matéria prima ou temperatura e tempo de pirólise. Os tratamentos dados ao biochar, como enriquecimento com nutrientes ou elementos benéficos também podem alterar seu comportamento.

Assim, o presente trabalho visa dar uma contribuição no entendimento da capacidade do biochar em auxiliar no processo de remediação de solos contaminados e em diminuir os riscos da entrada metais pesados na cadeia trófica a partir de culturas alimentícias. Foram testadas diferentes fontes de matéria prima para produção de biochar, efeitos da aplicação do biochar com cultivo de diferentes hortaliças e a adição de sílica amorfa ao biochar para aumento na disponibilidade de silício, um elemento importante na mitigação de estresses, e para potencializar a imobilização dos metais.

1.1 HIPÓTESES

A aplicação de biochar reduz a disponibilidade de metais pesados em solos contaminados por cádmio e por chumbo devido à disposição de escórias;

A matéria prima usada na produção do biochar altera suas propriedades e induz respostas diferentes entre cada uma das espécies vegetais cultivadas nesses solos;

O biochar diminui sensivelmente os riscos do cultivo de plantas alimentícias em solos contaminados por metais pesados;

A adição de substâncias que alterem a disponibilidade de silício nos biochars pode melhorar a eficiência na imobilização de metais pesados, bem como a resposta das plantas, em comparação à aplicação de biochar não alterado.

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 OBJETIVO GERAL

Este estudo objetiva contribuir para o entendimento do papel do biochar no processo de remediação de solos contaminados, com foco na redução dos riscos de entrada de metais pesados na cadeia trófica por meio de culturas alimentícias. Foram avaliadas diferentes fontes de matéria-prima para a produção de biochar, bem como os efeitos de sua aplicação em solos contaminados cultivados com espécies de hortaliças. Além disso, investigou-se a adição de sílica amorfa ao biochar, visando aumentar a disponibilidade de silício, elemento reconhecido

por sua importância na mitigação de estresses, e aprimorar a capacidade de imobilização de metais pesados no solo.

1.2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- a. Determinar a eficácia de biochars produzidos a partir de diferentes fontes de biomassa (palha de arroz, bagaço de cana, torta de filtro e lodo de esgoto) na redução da disponibilidade de cádmio (Cd) e chumbo (Pb) em solos contaminados.
- b. Avaliar o impacto dos biochars nas propriedades químicas do solo, como pH, capacidade de troca catiônica (CTC) e disponibilidade de nutrientes.
- c. Avaliar o efeito da aplicação de biochar na mobilidade dos metais pesados no solo, investigando a dinâmica dos metais entre as frações do solo.
- d. Analisar o efeito de modificações nos biochars na eficiência da imobilização de metais e seus impactos nos atributos de fertilidade do solo.
- e. Analisar a translocação de metais pesados das raízes para a parte aérea das plantas e determinar como a aplicação de biochar influencia esse processo.
- f. Avaliar o crescimento, a biomassa e o acúmulo de metais pesados em plantas de sorgo cultivadas em solos tratados com diferentes biochars.
- g. Identificar as melhores combinações entre tipo de biochar e condições de aplicação para aumentar a eficiência do processo de fitoestabilização, avaliando as correlações entre as variáveis de solo, composição do biochar e respostas das plantas.
- h. Investigar o papel do silício (Si), proveniente do biochar ou de outras fontes, na mitigação da toxicidade de metais pesados em plantas.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 ORIGEM E IMPACTOS DOS METAIS PESADOS NOS SOLOS

Conforme a sociedade evolui e os padrões de vida avançam, a industrialização e a urbanização se intensificam. No entanto, há um lado negativo: o meio ambiente é negligenciado e os níveis de poluição se elevam (ALVARIÑO et al., 2024). Assim, a contaminação do solo e das plantas por metais pesados, termo que inclui metais e metaloides, se tornou uma preocupação socioambiental em escala global. O aumento dos teores destes elementos ameaça a manutenção da saúde dos seres vivos e a preservação dos ecossistemas (LI et al., 2024; MISHRA; CHAUHAN; SUNDARAMURTHY, 2024; OLEKO et al., 2024).

O termo “metal pesado” é comumente empregado como termo genérico para metais e metaloides associados à poluição e potencial toxicidade ou ecotoxicidade. Este termo refere-se a um grupo específico de substâncias que possuem propriedades metálicas, incluindo metais (como Cd, Pb, Zn) e metaloides (como As) (ALI; KHAN, 2018). Pelo seu potencial de toxicidade, tornaram-se uma preocupação global (ANGON et al., 2024; KANINGA et al., 2020). Esses elementos são difíceis de decompor (ANGON et al., 2024), podem se infiltrar nos sistemas de abastecimento de alimentos e água, causando danos duradouros à segurança alimentar e ao bem-estar humano (ANGON et al., 2024; DONG et al., 2023). Quando os teores médios se elevam nos solos agricultáveis, a situação se torna alarmante (DONG et al., 2023).

Há muitas fontes pelas quais os metais podem se acumular nos solos, sendo estas divididas em dois grandes grupos: As fontes naturais e as de origem antrópica. Processos naturais, como o vulcanismo e o intemperismo dos minerais (BAKER et al., 2009) e atividades antrópicas, como a mineração (LI et al., 2021), metalurgia (MILOSAVLJEVIC et al., 2020) e agricultura, incluindo a aplicação de defensivos (SHARMA et al., 2024a), fertilizantes (BIJAY-SINGH; SAPKOTA, 2023) e resíduos domésticos, como o lodo de esgoto (FANG et al., 2017).

A indústria de mineração e fundição de metais é uma das principais fontes de contaminação por metais pesados no meio ambiente (VAREDA; VALENTE; DURÃES, 2019). Essas atividades liberam grandes quantidades de metais tóxicos, como chumbo (Pb), cádmio (Cd), zinco (Zn), cobre (Cu), cromo (Cr) e níquel (Ni) (ANGON et al., 2024; MANDENG et al., 2019). Os resíduos da mineração, como escórias e rejeitos, frequentemente contêm altas concentrações desses metais e sua deposição inadequada pode contaminar diretamente o solo e as águas subterrâneas (ALSALEH et al., 2018). Além da contaminação direta, a emissão de partículas contendo metais pesados na atmosfera durante os processos de mineração e fundição contribui para a deposição atmosférica, contaminando áreas distantes das fontes emissoras

(VAREDA; VALENTE; DURÃES, 2019). A presença desses metais no solo representa uma ameaça significativa para os ecossistemas, levando à bioacumulação na cadeia alimentar e toxicidade para os organismos (ANGON et al., 2024).

A contaminação por metais pesados perturba o equilíbrio entre os componentes do solo. A toxicidade desses elementos inibe a atividade microbiana, afetando a decomposição da matéria orgânica e a formação de agregados. A combinação desses fatores resulta em uma redução da fertilidade, da capacidade de retenção de água e da biodiversidade do solo (AL-SHAMMARY et al., 2024; CHEN et al., 2021a; HAIDER et al., 2023)

Devido a longa persistência no solo e dificuldade de metabolização pelos seres vivos, a contaminação afeta de forma contínua plantas cultivadas, que fazem parte da cadeia alimentar (ANGON et al., 2024; YAO et al., 2021) e coloca em risco a saúde humana e animal, além de colocar em perigo a segurança alimentar (ANGON et al., 2024; DONG et al., 2023; YAO et al., 2021).

A contaminação dos solos por metais pesados e, conseqüentemente, das plantas, afeta diretamente a produtividade agrícola. O acúmulo de metais pesados, como Pb, Cd e Zn, interfere em processos fisiológicos essenciais das plantas, comprometendo seu crescimento e desenvolvimento (ANGON et al., 2024). O Pb, por exemplo, inibe a divisão celular e a fotossíntese, resultando em redução do crescimento e da produção de biomassa. O Cd, por sua vez, afeta a absorção de nutrientes, como ferro e zinco, e interfere na síntese de clorofila, causando clorose e reduzindo a capacidade fotossintética da planta. O Zn, embora seja um nutriente para as plantas, em altas concentrações torna-se tóxico, inibindo o crescimento radicular, a absorção de água e a atividade enzimática, levando à redução da produtividade (RISEH et al., 2023).

2.2 FITORREMEDIAÇÃO DE METAIS PESADOS E USO DE BIOCHAR

A fitorremediação é uma técnica de remediação ambiental baseada no uso de plantas para extrair (fitoextração), estabilizar (fitoestabilização), ou degradar (fitovolatilização) contaminantes do solo, incluindo metais pesados. Essa abordagem utiliza mecanismos naturais de absorção e translocação de elementos, auxiliando na recuperação de áreas contaminadas e minimizando a necessidade de intervenções químicas ou físicas mais ambientalmente impactantes e onerosas (ASHRAF et al., 2019; YAN et al., 2020).

Com o aumento da contaminação de solos por metais pesados, a fitorremediação torna-se uma estratégia promissora, uma vez que é eficaz em reduzir a biodisponibilidade dos

contaminantes e mais economicamente viável que técnicas convencionais. A aplicação de plantas para remediação também contribui para a preservação da biodiversidade e para a melhoria das propriedades biológicas e químicas do solo, promovendo um ciclo sustentável de recuperação ambiental (LAVANYA; VISWANATH; SIVAPULLAIAH, 2024; MORSCH et al., 2024)

A fitorremediação, apesar de seu potencial, enfrenta desafios. Por exemplo, a elevada disponibilidade de metais no solo pode afetar o desenvolvimento das plantas, comprometendo a eficácia do processo. Diante disto, intensificaram-se as buscas por estratégias que otimizem a fitorremediação, de modo a superar as limitações e tornar mais rápidos e seguros os processos de recuperação de áreas poluídas. A adição de compostos, como o biochar, que melhoram as condições do solo e, por consequência, tornam este um ambiente mais adequado para a fitorremediação, tem se mostrada uma técnica adequada (ITAM; HORSFALL; EKIYOR, 2024; PANDIAN et al., 2024).

O biochar, um material carbonáceo produzido pela pirólise de biomassa em condições de baixa oxigenação, apresenta um conjunto de características que o tornam um recurso valioso na remediação de solos contaminados. Sua estrutura porosa, alta capacidade de adsorção e propriedades de troca iônica contribuem para a imobilização de contaminantes, reduzindo sua biodisponibilidade e, conseqüentemente, a fitotoxicidade (GASCÓ et al., 2019; NGUYEN et al., 2023).

A pirólise envolve o aquecimento da biomassa, como resíduos florestais, agrícolas ou industriais, a temperaturas que variam entre 300°C e 700°C, resultando na decomposição térmica da matéria orgânica e na formação do biochar como produto principal. A temperatura de pirólise, o tempo de residência e a taxa de aquecimento são parâmetros cruciais que influenciam as propriedades físicas e químicas do biochar e, conseqüentemente, sua capacidade de interagir com contaminantes no solo (BOUSDRA; PAPADIMOU; GOLIA, 2023; NARAYANAN; MA, 2022; NGUYEN et al., 2023)

A escolha da biomassa para a produção de biochar também exerce um papel fundamental na determinação de suas características. As diferentes fontes de biomassa, como madeira, palha, esterco e resíduos agroindustriais, possuem composições químicas distintas, que se refletem na estrutura, porosidade e composição elementar do biochar resultante (GASCÓ et al., 2019; NGUYEN et al., 2023). A compreensão das propriedades do biochar, em conjunto com as características do solo a ser remediado, é fundamental para a otimização de sua aplicação e para a maximização de sua eficiência na imobilização de metais pesados (GUO; SONG; TIAN, 2020).

O biochar distingue-se por um conjunto de propriedades que lhe conferem um papel singular na remediação de solos contaminados (ITAM; HORSFALL; EKIYOR, 2024; NARAYANAN; MA, 2022). Sua alta área superficial e porosidade, por exemplo, proporcionam uma maior capacidade de adsorção de metais pesados, limitando sua mobilidade e biodisponibilidade no ambiente (CARA et al., 2022; NGUYEN et al., 2023). A presença de grupos funcionais na superfície do biochar, como hidroxilas, carboxilas e fenóis, também contribui para a interação com os contaminantes, através de mecanismos de complexação e troca iônica (BOUSDRA; PAPADIMOU; GOLIA, 2023; CARA et al., 2022; NGUYEN et al., 2023).

Além disso, o biochar geralmente apresenta um pH alcalino, o que auxilia na neutralização da acidez do solo, fator limitante para o desenvolvimento de diversas espécies vegetais (PANDIAN et al., 2024; SU et al., 2023). O conteúdo de nutrientes do biochar, como nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K), pode variar de acordo com a biomassa utilizada em sua produção e com a temperatura de pirólise. A liberação gradual desses nutrientes no solo pode contribuir para a fertilidade do solo e para o crescimento das plantas, potencializando a eficácia da fitorremediação (BOUSDRA; PAPADIMOU; GOLIA, 2023; CARA et al., 2022; DOTANIYA et al., 2024; LIANG et al., 2023).

A ação do biochar na remediação de solos contaminados por metais pesados envolve uma série de mecanismos interligados, que atuam em conjunto para imobilizar os contaminantes e reduzir sua toxicidade para as plantas e outros organismos. A adsorção, um dos principais mecanismos, ocorre quando os metais pesados se ligam à superfície do biochar, sendo retidos em sua estrutura porosa. A complexação, por sua vez, envolve a formação de ligações químicas entre os metais pesados e os grupos funcionais presentes na superfície do biochar (NGUYEN et al., 2023; QIU et al., 2022; SU et al., 2023).

A precipitação, outro mecanismo importante, ocorre quando os metais pesados reagem com componentes do biochar, como fosfatos e carbonatos, formando compostos insolúveis que precipitam no solo. A alteração da dinâmica redox do solo pelo biochar também pode influenciar a especiação dos metais pesados, convertendo-os em formas menos móveis e biodisponíveis. A compreensão desses mecanismos e sua interação com as características do solo e dos contaminantes é fundamental para a escolha do tipo de biochar mais adequado para cada situação, visando a otimização da remediação (GUO; SONG; TIAN, 2020; NGUYEN et al., 2023).

A aplicação de biochar em solos contaminados com metais pesados atua como um aliado para a fitorremediação, promovendo um ambiente mais propício para o desenvolvimento

das plantas e potencializando sua capacidade de remover ou estabilizar os contaminantes. O biochar, atuando como um condicionador do solo, contribui para a melhoria da estrutura do solo, aumentando sua aeração e capacidade de retenção de água e nutrientes, fatores essenciais para o crescimento vegetal. A elevação do pH de solos ácidos, frequentemente observada, é outra vantagem proporcionada pelo biochar em áreas contaminadas por metais pesados, criando um ambiente mais favorável para o desenvolvimento das raízes e para a absorção de nutrientes (QIU et al., 2022; SU et al., 2023) .

Dentre os metais mais frequentemente encontrados em áreas poluídas por escórias de mineração, destacam-se Cd, Pb e Zn. Pesquisas indicaram redução na concentração dos metais pesados nas partes aéreas de plantas cultivadas em áreas poluídas após a adição do biochar, evidenciando sua capacidade de imobilizar os contaminantes no solo e reduzir sua absorção pelas raízes. A redução na concentração de metais nas plantas pode ser atribuída a diversos fatores, incluindo o aumento do pH e da Capacidade de Troca Catiônica (CTC) do solo após a aplicação do biochar, o que diminui a biodisponibilidade dos metais. Além disso, os estudos observam um efeito de diluição, decorrente do aumento da produção de biomassa das plantas em resposta à adição do biochar. A maior biomassa vegetal contribui para a diluição da concentração dos metais pesados nos tecidos das plantas, minimizando os efeitos tóxicos dos contaminantes (BOUSDRA; PAPADIMOU; GOLIA, 2023; ITAM; HORSFALL; EKIYOR, 2024; NGUYEN et al., 2023).

2.3 O PAPEL DO SILÍCIO NO ENFRENTAMENTO DOS ESTRESSES BIÓTICOS E ABIÓTICOS

O papel do silício (Si) na remediação de metais pesados em solos tem atraído atenção de várias pesquisas. De forma geral, o Si apresenta diversos aspectos positivos para os solos contaminados e para as plantas, sendo especialmente eficiente em melhorar o crescimento e rendimento das culturas em situações de estresse. Os relatos envolvem a melhoria nos teores de clorofila, aumento da atividade enzimática antioxidante, melhoria da tolerância a doenças, patógenos, déficit hídrico e salinidade e complexação e compartimentalização de contaminantes na parede celular (BHAT et al., 2019; EMAMVERDIAN et al., 2018; GAUR et al., 2020; SAHEBI et al., 2015).

Tratando-se especialmente da dinâmica dos metais pesados nos solos, o Si desempenha um papel importante nas transformações que os metais podem sofrer, por meio de alguns mecanismos, sendo eles: adsorção, quando o Si, especialmente em formas amorfas, cuja superfície específica e CTC são maiores, adsorve estes poluentes e diminui sua disponibilidade

para as plantas (ADREES et al., 2015; SAHEBI et al., 2015); Complexação e precipitação, quando há a formação de complexos estáveis, como o silicato de zinco, com solubilidade reduzida ou se tornando insolúveis, que impedem ou dificultam a absorção dos metais pelas plantas (ADREES et al., 2015); Aumento do pH do solo, este aumento pode levar à diminuição da disponibilidade dos metais, reduzindo sua toxicidade (KHAN et al., 2021; ZHANG et al., 2021a).

Além de sua importância na dinâmica dos metais em solos, a importância do Si nos tecidos vegetais é amplamente estudada, mesmo ainda não sendo considerado um elemento essencial. São vários os trabalhos que relatam os benefícios do silício para as plantas. Quando se acumula nas raízes, pode formar uma barreira física que dificulta a absorção e o transporte de metais como o Cd, além de estimular a exsudação de ácidos orgânicos pelas raízes, que também complexam metais e reduzem sua absorção (EMAMVERDIAN et al., 2018; VENÂNCIO et al., 2022). Há também a diminuição do fluxo apoplástico, movimento de água e solutos pelos espaços intercelulares, o que limita a movimentação de metais para o xilema (EMAMVERDIAN et al., 2018).

O silício também pode auxiliar na compartimentalização dos metais nos vacúolos, impedindo sua movimentação e danos às células. O estímulo à atividade de enzimas antioxidantes, como superóxido dismutase, peroxidase e catalase, também é um mecanismo positivo, uma vez que os metais pesados induzem a formação de espécies reativas de oxigênio, que causam danos aos tecidos (EMAMVERDIAN et al., 2018; GAO et al., 2018; KUMAR et al., 2010). Estes benefícios são interessantes não só para a agricultura convencional, como também para estratégias de fitorremediação.

Tratando-se de uso as fontes de Si disponíveis para aplicações agrícolas e de remediação, há diversas possibilidades. Escórias de altos-fornos, de aciaria, resíduos de casca de arroz, terra de diatomáceas, além dos silicatos de cálcio e magnésio são alguns dos mais usados como fontes de silício na agricultura e remediação de solos (GWON et al., 2018; SALAS et al., 2024; WANG et al., 2021). Outro material emergente que pode ser usado como fonte de Si é o lodo de esgoto (ZOU et al., 2013). Este material é produzido a partir do tratamento de esgotos domésticos, restando um material orgânico rico em nutrientes, que é produzido em grandes quantidades, no entanto, ainda pouco aproveitado (DA SILVA et al., 2021; DE SOUZA et al., 2023). Uma das formas que este material pode ser estabilizado (processo necessário para a eliminação de microrganismos patogênicos) é com sua conversão em biochar. Ao passar por um processo de pirólise, há a formação de estruturas porosas estáveis, que aumenta a capacidade deste material em reter água e nutrientes, além do Si, que podem ser gradualmente liberados no

solo (TAN et al., 2021; TOMCZYK; SOKOŁOWSKA; BOGUTA, 2020; XIAO; CHEN; ZHU, 2014).

Esta interação nos solos entre biochar e Si é especialmente interessante, uma vez que, transformada a matéria prima em biochar, o Si ali presente pode sofrer impacto positivo, melhorando sua estabilidade e disponibilidade (LI et al., 2022b; LU et al., 2024; WANG et al., 2023, 2019b). Estas propriedades podem ser influenciadas por alguns fatores, especialmente as condições de pirólise, como temperatura e nível de oxigênio da câmara de pirólise e as propriedades da matéria prima, como teores de Si e sua forma química (TAO et al., 2022).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADREES, M.; ALI, S.; RIZWAN, M.; ZIA-UR-REHMAN, M.; IBRAHIM, M.; ABBAS, F.; FARID, M.; QAYYUM, F.; IRSHAD, K. Mechanisms of silicon-mediated alleviation of heavy metal toxicity in plants: A review. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, vol. 119, p. 186–197, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.05.011>.

ALI, H.; KHAN, E. What are heavy metals? Long-standing controversy over the scientific use of the term ‘heavy metals’—proposal of a comprehensive definition. **Toxicological & Environmental Chemistry**, vol. 100, no. 1, p. 6–19, 2018. <https://doi.org/10.1080/02772248.2017.1413652>.

ALSALEH, K. A. M.; MEUSER, H.; USMAN, A. R. A.; AL-WABEL, M. I.; AL-FARRAJ, A. S. A comparison of two digestion methods for assessing heavy metals level in urban soils influenced by mining and industrial activities. **Journal of Environmental Management**, vol. 206, p. 731–739, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.11.026>.

AL-SHAMMARY, A. A. G.; AL-SHIHMANI, L. S. S.; FERNÁNDEZ-GÁLVEZ, J.; CABALLERO-CALVO, A. Optimizing sustainable agriculture: A comprehensive review of agronomic practices and their impacts on soil attributes. **Journal of Environmental Management**, vol. 364, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.121487>.

ALVARIÑO, L.; GUABLOCHE, A.; ACIOLY, T. M. S.; VIANA, D. C.; IANNACONE, J. Assessment of potentially toxic metals, metalloids, and non-metals in muscle and liver tissue of Two Fish Species (*Mugil cephalus* Linnaeus, 1758 and *Odontesthes regia* (Humboldt, 1821) from the Coastal Area of Callao, Peru. **Regional Studies in Marine Science**, vol. 71, p. 103423, 2024. <https://doi.org/10.1016/J.RSMA.2024.103423>.

ANGON, P. B.; ISLAM, M. S.; KC, S.; DAS, A.; ANJUM, N.; POUDEL, A.; SUCHI, S. A. Sources, effects and present perspectives of heavy metals contamination: Soil, plants and human food chain. **Heliyon**, vol. 10, no. 7, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e28357>.

ASHRAF, S.; ALI, Q.; ZAHIR, Z. A.; ASHRAF, S.; ASGHAR, H. N. Phytoremediation: Environmentally sustainable way for reclamation of heavy metal polluted soils. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, vol. 174, p. 714–727, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.02.068>.

BAKER, R. G. A.; REHKÄMPER, M.; HINKLEY, T. K.; NIELSEN, S. G.; TOUTAIN, J. P. Investigation of thallium fluxes from subaerial volcanism—Implications for the present and past mass balance of thallium in the oceans. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, vol. 73, no. 20, p. 6340–6359, 2009. <https://doi.org/10.1016/J.GCA.2009.07.014>.

BHAT, J. A.; SHIVARAJ, S. M.; SINGH, P.; NAVADAGI, D. B.; TRIPATHI, D. K.; DASH, P. K.; SOLANKE, A. U.; SONAH, H.; DESHMUKH, R. Role of silicon in mitigation of heavy metal stresses in crop plants. **Plants**, vol. 8, no. 3, 2019. <https://doi.org/10.3390/plants8030071>.

BIJAY-SINGH; SAPKOTA, T. B. The effects of adequate and excessive application of mineral fertilizers on the soil. **Encyclopedia of Soils in the Environment, Second Edition**, , p. 369–381, 2023. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-822974-3.00051-3>.

BOUSDRA, T.; PAPADIMOU, S. G.; GOLIA, E. E. The Use of biochar in the Remediation of Pb, Cd, and Cu-Contaminated Soils. The Impact of biochar Feedstock and Preparation Conditions on Its Remediation Capacity. **Land**, vol. 12, no. 2, 2023. <https://doi.org/10.3390/land12020383>.

CARA, I. G.; TOPA, D.; PUIU, I.; JITĂREANU, G. Biochar a Promising Strategy for Pesticide-Contaminated Soils. **Agriculture (Switzerland)**, vol. 12, no. 10, 2022. <https://doi.org/10.3390/agriculture12101579>.

CHEN, M.; LI, Y.; JIANG, X.; ZHAO, D.; LIU, X.; ZHOU, J.; HE, Z.; ZHENG, C.; PAN, X. Study on soil physical structure after the bioremediation of Pb pollution using microbial-induced carbonate precipitation methodology. **Journal of Hazardous Materials**, vol. 411, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.125103>.

DA SILVA, W. R.; DO NASCIMENTO, C. W. A.; DA SILVA, F. B. V.; DE SOUZA, A. A. B.; FRACETTO, G. G. M.; XIMENES, D. H. S. V. Effects of Sewage Sludge Stabilization Processes on Soil Fertility, Mineral Composition, and Grain Yield of Maize in Successive Cropping. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, vol. 21, no. 2, p. 1076–1088, 2021. DOI 10.1007/s42729-021-00423-1.

DE SOUZA, A. A. B.; RAMOS DA SILVA, W.; NASCIMENTO, C. W. A.; DA SILVA, Y. J. A. B.; BIONDI, C. M. Residual effects of alkalized sewage sludge application on soil quality and sugarcane yield. **Archives of Agronomy and Soil Science**, vol. 69, no. 10, p. 1705–1717, 2023. <https://doi.org/10.1080/03650340.2022.2106369>.

DONG, Q.; SONG, C.; YANG, D.; ZHAO, Y.; YAN, M. Spatial Distribution, Contamination Assessment and Origin of Soil Heavy Metals in the Danjiangkou Reservoir, China. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, vol. 20, no. 4, 2023. <https://doi.org/10.3390/ijerph20043443>.

DOTANIYA, M. L.; MEENA, M. D.; CHOUDHARY, R. L.; MEENA, M. K.; MEENA, V. D.; SINGH, Harvir; LAKARIA, Brij Lal; JAT, R. S.; RAI, P. K.; KUMAR, Kuldeep; DOUTANIYA, R. K.; SINGH, Harpreet. Dynamics of major plant nutrients and enzymatic activities in soil influenced by application of biochar and organic waste. **PLOS ONE**, vol. 19, no. 10, p. e0307487, 2024. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0307487>.

EMAMVERDIAN, A.; DING, Y.; XIE, Y.; SANGARI, S. Silicon mechanisms to ameliorate heavy metal stress in plants. **BioMed Research International**, vol. 2018, 2018. <https://doi.org/10.1155/2018/8492898>.

FANG, W.; DELAPP, R. C.; KOSSON, D. S.; VAN DER SLOOT, H. A.; LIU, J. Release of heavy metals during long-term land application of sewage sludge compost: Percolation leaching tests with repeated additions of compost. **Chemosphere**, vol. 169, p. 271–280, 2017. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2016.11.086>.

GAO, M.; ZHOU, J.; LIU, H.; ZHANG, W.; HU, Y.; LIANG, J.; ZHOU, J. Foliar spraying with silicon and selenium reduces cadmium uptake and mitigates cadmium toxicity in rice. **Science of the Total Environment**, vol. 631–632, p. 1100–1108, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.047>.

GASCÓ, G.; ÁLVAREZ, M. L.; PAZ-FERREIRO, J.; MÉNDEZ, A. Combining phytoextraction by *Brassica napus* and biochar amendment for the remediation of a mining soil in Riotinto (Spain). **Chemosphere**, vol. 231, p. 562–570, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.05.168>.

GAUR, S.; KUMAR, J.; KUMAR, D.; CHAUHAN, D. K.; PRASAD, S. M.; SRIVASTAVA, P. K. Fascinating impact of silicon and silicon transporters in plants: A review. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, vol. 202, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110885>.

GUO, M.; SONG, W.; TIAN, J. Biochar-Facilitated Soil Remediation: Mechanisms and Efficacy Variations. **Frontiers in Environmental Science**, vol. 8, 2020. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.521512>.

GWON, H. S.; KHAN, M. I.; ALAM, M. A.; DAS, S.; KIM, P. J. Environmental risk assessment of steel-making slags and the potential use of LD slag in mitigating methane emissions and the grain arsenic level in rice (*Oryza sativa* L.). **Journal of Hazardous Materials**, vol. 353, p. 236–243, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.04.023>.

HAIDER, I.; ALI, M. A.; SANAULLAH, M.; AHMED, N.; HUSSAIN, S.; SHAKEEL, M. T.; NAQVI, S. A. H.; DAR, J. S.; MOUSTAFA, M.; ALSHAHARNI, M. O. Unlocking the secrets of soil microbes: How decades-long contamination and heavy metals accumulation from sewage water and industrial effluents shape soil biological health. **Chemosphere**, vol. 342, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.140193>.

ITAM, D. H.; HORSFALL, I. T.; EKİYOR, T. H. Application of biochar in soil remediation: A decade of scientometrics and systematic review from 2014 to 2024. **Results in Engineering**, vol. 23, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.rineng.2024.102757>.

KANINGA, B. K.; CHISHALA, B. H.; MASEKA, K. K.; SAKALA, G. M.; LARK, M. R.; TYE, A.; WATTS, M. J. Review: mine tailings in an African tropical environment—mechanisms for the bioavailability of heavy metals in soils. **Environmental Geochemistry and Health**, vol. 42, no. 4, p. 1069–1094, 2020. <https://doi.org/10.1007/s10653-019-00326-2>.

KHAN, I.; AWAN, S. A.; RIZWAN, M.; ALI, S.; HASSAN, M. J.; BRESTIC, M.; ZHANG, X.; HUANG, L. Effects of silicon on heavy metal uptake at the soil-plant interphase: A review. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, vol. 222, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.112510>.

KUMAR, M.; KUMARI, P.; GUPTA, V.; ANISHA, P. A.; REDDY, C. R.K.; JHA, B. Differential responses to cadmium induced oxidative stress in marine macroalga *Ulva lactuca* (Ulvales, Chlorophyta). **BioMetals**, vol. 23, no. 2, p. 315–325, 2010. <https://doi.org/10.1007/s10534-010-9290-8>.

LAVANYA, M. B.; VISWANATH, D. S.; SIVAPULLAIAH, P. V. Phytoremediation: An eco-friendly approach for remediation of heavy metal-contaminated soils-A comprehensive review. **Environmental Nanotechnology, Monitoring and Management**, vol. 22, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.enmm.2024.100975>.

LI, D.; DING, Y.; ZHANG, Y.; ZHANG, X.; FENG, L.; ZHANG, Y. Heavy metals in a typical industrial area-groundwater system of North China: spatial distribution, microbial response and ecological risk. **Chemosphere**, p. 142339, 2024. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2024.142339>.

LI, S.; WU, J.; HUO, Y.; ZHAO, X.; XUE, L. Profiling multiple heavy metal contamination and bacterial communities surrounding an iron tailing pond in Northwest China. **Science of The Total Environment**, vol. 752, p. 141827, 2021. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2020.141827>.

LI, Z.; YUAN, Y.; XIANG, L.; SU, Q.; LIU, Z.; WU, W.; HUANG, Y.; TU, S. Silicon-Rich Biochar Detoxify Multiple Heavy Metals in Wheat by Regulating Oxidative Stress and Subcellular Distribution of Heavy Metal. **Sustainability (Switzerland)**, vol. 14, no. 24, 2022. <https://doi.org/10.3390/su142416417>.

LIANG, J.; CHANG, J.; XIE, J.; YANG, L.; SHETEIWY, M. S.; MOUSTAFA, A. R. A.; ZAGHLOUL, M. S.; REN, H. Microorganisms and Biochar Improve the Remediation Efficiency of *Paspalum vaginatum* and *Pennisetum alopecuroides* on Cadmium-Contaminated Soil. **Toxics**, vol. 11, no. 7, 2023. <https://doi.org/10.3390/toxics11070582>.

LU, T.; GE, W.; LI, A.; DENG, S.; MIN, T.; QIU, G. Endogenous silicon-activated rice husk biochar prepared for the remediation of cadmium-contaminated soils: Performance and mechanism. **Environmental Pollution**, vol. 362, p. 125030, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.125030>.

MANDENG, E. P. B.; BIDJECK, L. M. B.; BESSA, A. Z. E.; NTOMB, Y. D.; WADJOU, J. W.; DOUMO, E. P. E.; DIEUDONNÉ, L. B. Contamination and risk assessment of heavy metals, and uranium of sediments in two watersheds in Abiete-Toko gold district, Southern Cameroon. **Heliyon**, vol. 5, no. 10, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2019.e02591>.

MILOSAVLJEVIC, J. S.; SERBULA, S. M.; COKESA, D. M.; MILANOVIC, D. B.; RADOJEVIC, A. A.; KALINOVIC, T. S.; KALINOVIC, J. V. Soil enzyme activities under the impact of long-term pollution from mining-metallurgical copper production. **European Journal of Soil Biology**, vol. 101, p. 103232, 2020. <https://doi.org/10.1016/J.EJSOBI.2020.103232>.

MISHRA, S.; CHAUHAN, M. S.; SUNDARAMURTHY, S. Assessing groundwater quality dynamics in Madhya Pradesh: Chemical contaminants and their temporal patterns. **Environmental Research**, vol. 252, p. 118887, 2024. <https://doi.org/10.1016/J.ENVRES.2024.118887>.

MORSCH, L.; MARQUES, A. C. S.; TRENTIN, E.; OLIVEIRA, F. N.; ANDREOLLI, T.; BARBOSA, J. G. P.; FERREIRA, M. M.; MOURA-BUENO, J. M.; COMIN, J. J.; LOSS, A.; LOURENZI, C. R.; BRUNETTO, G. Diversity and botanical composition of native species in the Pampa biome in vineyards cultivated on soils with high levels of copper, zinc and manganese and phytoremediation potential. **Chemosphere**, vol. 349, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.140819>.

NARAYANAN, M.; MA, Y. Influences of Biochar on Bioremediation/Phytoremediation Potential of Metal-Contaminated Soils. **Frontiers in Microbiology**, vol. 13, 2022. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2022.929730>.

NGUYEN, T. B.; SHERPA, K.; BUI, X. T.; NGUYEN, V. T.; VO, T. D. H.; HO, H. T. T.; CHEN, C. W.; DONG, C. D. Biochar for soil remediation: A comprehensive review of current research on pollutant removal. **Environmental Pollution**, vol. 337, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.122571>.

OLEKO, A.; SAOUDI, A.; ZEGHNOUN, A.; PECHEUX, M.; CIRIMELE, V.; CIRTIU, C. M.; BERAIL, G.; SZEGO, E.; DENYS, S.; FILLLOL, C. Exposure of the general French population to metals and metalloids in 2014-2016: Results from the Esteban study. 2024. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2024.118744>.

PANDIAN, K.; VIJAYAKUMAR, S.; MUSTAFFA, M. R. S. A.; SUBRAMANIAN, P.; CHITRAPUTHIRAPILLAI, S. Biochar – a sustainable soil conditioner for improving soil health, crop production and environment under changing climate: a review. **Frontiers in Soil Science**, vol. 4, 2024. <https://doi.org/10.3389/fsoil.2024.1376159>.

QIU, M.; LIU, L.; LING, Q.; CAI, Y.; YU, S.; WANG, S.; FU, D.; HU, B.; WANG, X. Biochar for the removal of contaminants from soil and water: a review. **Biochar**, vol. 4, no. 1, 2022. <https://doi.org/10.1007/s42773-022-00146-1>.

RISEH, R. S.; VAZVANI, M. G.; HAJABDOLLAHI, N.; THAKUR, V. K. Bioremediation of Heavy Metals by Rhizobacteria. **Applied Biochemistry and Biotechnology**, vol. 195, no. 8, p. 4689–4711, 2023. <https://doi.org/10.1007/s12010-022-04177-z>.

SAHEBI, M.; HANAFI, M. M.; SITI NOR AKMAR, A.; RAFII, M. Y.; AZIZI, P.; TENGOUA, F. F.; NURUL MAYZAITUL AZWA, J.; SHABANIMOFRAD, M. Importance of silicon and mechanisms of biosilica formation in plants. **BioMed Research International**, vol. 2015, 2015. <https://doi.org/10.1155/2015/396010>.

SALAS, I.; CIFRIAN, E.; SORIANO, L.; MONZÓ, J.; ANDRÉS, A. Environmental assessment of alkali-activated materials based on agro-industrial waste as alkaline activators through leaching tests. **Journal of Environmental Management**, vol. 368, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.122265>.

SHARMA, I.; SHARMA, S.; SHARMA, V.; SINGH, A. K.; SHARMA, A.; KUMAR, A.; SINGH, J.; SHARMA, A. PGPR-Enabled Bioremediation of Pesticide and Heavy Metal-Contaminated Soil: A Review of Recent Advances and Emerging Challenges. **Chemosphere**, p. 142678, 2024. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2024.142678>.

SU, Y.; PENG, S.; XU, G.; GAO, Q.; CHEN, J.; LU, X.; DUAN, B. Effect of cornstalk biochar on phytoremediation of Pb-contaminated soil by females and males of *Populus deltoides* (Salicaceae). **Physiologia Plantarum**, vol. 175, no. 4, 2023. <https://doi.org/10.1111/ppl.13986>.

TAN, H.; LEE, C. T.; ONG, P. Y.; WONG, K. Y.; BONG, C. P. C.; LI, C.; GAO, Y. A review on the comparison between slow pyrolysis and fast pyrolysis on the quality of lignocellulosic and lignin-based biochar. 1051., 2021. **IOP Conference Series: Materials Science and Engineering** [...]. [S. l.]: IOP Publishing, 2021. vol. 1051, p. 12075.

TAO, S.; LIANG, S.; WU, X.; HOU, H.; YU, W.; XIAO, K.; LIU, B.; YUAN, S.; HU, J.; YANG, J. Enhanced silicon bioavailability of biochar derived from sludge conditioned with Fenton's reagent and lime. **Science of the Total Environment**, vol. 806, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150941>.

TOMCZYK, A.; SOKOŁOWSKA, Z.; BOGUTA, P. Biochar physicochemical properties: pyrolysis temperature and feedstock kind effects. **Reviews in Environmental Science and Biotechnology**, vol. 19, no. 1, p. 191–215, 2020. <https://doi.org/10.1007/s11157-020-09523-3>.

VAREDA, J. P.; VALENTE, A. J. M.; DURÃES, L. Assessment of heavy metal pollution from anthropogenic activities and remediation strategies: A review. **Journal of Environmental Management**, vol. 246, p. 101–118, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.05.126>.

VENÂNCIO, J. B.; DIAS, N. S.; MEDEIROS, J. F.; MORAIS, P. L. D.; NASCIMENTO, C. W. A.; SOUSA NETO, O. N.; ANDRADE, L. M.; PEREIRA, K. T. O.; PEIXOTO, T. D. C.; ROCHA, J. L. A.; FERREIRA NETO, M.; SÁ, F. V. S. Effect of Salinity and Silicon Doses on Onion Post-Harvest Quality and Shelf Life. **Plants**, vol. 11, no. 20, 2022. <https://doi.org/10.3390/plants11202788>.

WANG, G.; ZHANG, Q.; DU, W.; LIN, R.; LI, J.; AI, F.; YIN, Y.; JI, R.; WANG, X.; GUO, H. In-situ immobilization of cadmium-polluted upland soil: A ten-year field study. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, vol. 207, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111275>.

WANG, M.; SHEN, J.; XU, X.; FENG, H.; HUANG, D.; CHEN, Z. Biochar as an enhancer of the stability, mesoporous structure and oxytetracycline adsorption capacity of ferrihydrite: Role of the silicon component. **Science of The Total Environment**, vol. 875, p. 162652, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162652>.

WANG, Y.; XIAO, X.; XU, Y.; CHEN, B. Environmental Effects of Silicon within Biochar (Sichar) and Carbon-Silicon Coupling Mechanisms: A Critical Review. **Environmental Science and Technology**, vol. 53, no. 23, p. 13570–13582, 2019. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b03607>.

XIAO, X.; CHEN, B.; ZHU, L. Transformation, morphology, and dissolution of silicon and carbon in rice straw-derived biochars under different pyrolytic temperatures. **Environmental Science and Technology**, vol. 48, no. 6, p. 3411–3419, 2014. <https://doi.org/10.1021/es405676h>.

YAN, A.; WANG, Y.; TAN, S. N.; MOHD YUSOF, M. L.; GHOSH, S.; CHEN, Z. Phytoremediation: A Promising Approach for Revegetation of Heavy Metal-Polluted Land. **Frontiers in Plant Science**, vol. 11, 2020. <https://doi.org/10.3389/fpls.2020.00359>.

YAO, Y.; LI, J.; HE, C.; HU, X.; YIN, L.; ZHANG, Y.; ZHANG, J.; HUANG, H.; YANG, S.; HE, H.; ZHU, F.; LI, S. Distribution Characteristics and Relevance of Heavy Metals in Soils and Colloids Around a Mining Area in Nanjing, China. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, vol. 107, no. 6, p. 996–1003, 2021. <https://doi.org/10.1007/s00128-021-03350-0>.

ZHANG, J.; HE, Y.; FANG, Y.; ZHAO, K.; WANG, N.; ZHOU, Y.; LUO, L.; YANG, Y. Characteristics and Influencing Factors of Microbial Community in Heavy Metal Contaminated Soil under Silicon Fertilizer and Biochar Remediation. **Adsorption Science and Technology**, 2021. <https://doi.org/10.1155/2021/9964562>.

ZOU, J.; DAI, Y.; PAN, K.; JIANG, B.; TIAN, C.; TIAN, G.; ZHOU, W.; WANG, L.; WANG, X.; FU, H. Recovery of silicon from sewage sludge for production of high-purity nano-SiO₂. **Chemosphere**, vol. 90, no. 8, p. 2332–2339, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.10.087>.

3. DIFERENTES TIPOS DE BIOCHAR NA IMOBILIZAÇÃO DE Pb E Cd E NA DINÂMICA DE MICRONUTRIENTES EM SOLO CONTAMINADO POR RESÍDUOS DE METALURGIA

RESUMO

O biochar têm sido amplamente utilizado para melhorar a qualidade do solo e remediar solos contaminados por metais pesados. Este estudo avaliou os efeitos de quatro tipos de biochar nas propriedades químicas de um solo contaminado por Pb e Cd após um período de incubação. Os biochars foram produzidos a partir de quatro resíduos orgânicos (palha de arroz, bagaço de cana, lodo de esgoto e torta de filtro) e obtidos por pirólise lenta a 400 °C. A aplicação no solo foi realizada na proporção de 10% (m/m). As amostras foram incubadas por 64 dias, e posteriormente foram realizadas análises químicas para determinação dos teores disponíveis e fracionamento de Pb e Cd, bem como avaliação de pH, matéria orgânica, macro e micronutrientes. Os biochars influenciaram o pH do solo, a saturação por bases e o teor de matéria orgânica, com BLE e BTF apresentando os maiores teores de matéria orgânica e fósforo disponível. Esses biochars também afetaram significativamente a disponibilidade de micronutrientes. A análise de extração sequencial revelou que BLE e BTF foram os mais eficazes na redução da disponibilidade de Cd e Pb, diminuindo suas frações solúveis e promovendo sua redistribuição para as frações redutível e residual. Essa redistribuição indica menor mobilidade e biodisponibilidade dos metais, reduzindo os riscos ambientais. A eficiência desses biochars está provavelmente associada aos seus maiores teores de fósforo e matéria orgânica, que favorecem a precipitação e complexação dos metais. Os resultados destacam o potencial da aplicação de biochars em solos contaminados, sendo BLE e BTF os mais promissores para a imobilização de metais pesados. No entanto, a seleção do biochar deve considerar suas propriedades físicas e químicas, pois diferentes materiais apresentam eficiências distintas na remediação. Estudos futuros devem explorar a interação dos grupos funcionais do biochar com os metais e avaliar sua estabilidade a longo prazo em diferentes tipos de solo.

Palavras-chave: Metais Pesados. Remediação de Solos. Chumbo. Cádmio. Resíduos Industriais. Pirólise.

3. DIFFERENT TYPES OF BIOCHAR IN THE IMMOBILIZATION OF Pb AND Cd AND THE DYNAMICS OF MICRONUTRIENTS IN SOIL CONTAMINATED BY METALLURGY WASTE

ABSTRACT

Biochar has been widely used to improve soil quality and remediate soils contaminated with heavy metals. This study evaluated the effects of four types of biochar on the chemical properties of soil contaminated with Pb and Cd after an incubation period. The biochars were produced from four organic residues (rice husk, sugarcane bagasse, sewage sludge, and filter cake) and obtained through slow pyrolysis at 400 °C. The application to the soil was carried out at a 10% (w/w) rate. The samples were incubated for 64 days, after which chemical analyses were performed to determine the available concentrations and chemical fractionation of Pb and Cd, as well as to assess pH, organic matter content, and macro- and micronutrient levels. The biochars influenced soil pH, base saturation, and organic matter content, with sewage sludge biochar (BLE) and filter cake biochar (BTF) exhibiting the highest levels of organic matter and available phosphorus. These biochars also significantly affected the availability of micronutrients. Sequential extraction analysis revealed that BLE and BTF were the most effective in reducing the availability of Cd and Pb, decreasing their soluble fractions, and promoting their redistribution into the reducible and residual fractions. This redistribution indicates lower mobility and bioavailability of the metals, thereby reducing environmental risks. The efficiency of these biochars is likely associated with their higher phosphorus and organic matter contents, which favor metal precipitation and complexation. The results highlight the potential of biochar application in contaminated soils, with BLE and BTF being the most promising for the immobilization of heavy metals. However, the selection of biochar should consider its physical and chemical properties, as different materials exhibit varying remediation efficiencies. Future studies should explore the interaction of biochar functional groups with metals and assess their long-term stability across different soil types.

Keywords: Heavy Metals. Soil Remediation. Lead. Cadmium. Industrial Residues. Pyrolysis.

3.1 INTRODUÇÃO

Os biochars são materiais ricos em carbono, estáveis e porosos, obtidos pela pirólise de biomassa em condições de baixa ou mínima presença de oxigênio, em temperaturas relativamente baixas, geralmente próximas à 400°C (BEESLEY; MARMIROLI, 2011; CAO et al., 2009). Nos últimos anos, esses materiais têm ganhado destaque como condicionadores de solo devido ao seu potencial para melhorar a fertilidade, aumentar a produtividade agrícola, mitigar mudanças climáticas e remediar contaminações ambientais, especialmente por metais pesados. Estudos demonstram que o biochar pode imobilizar metais tóxicos, como chumbo (Pb) e cádmio (Cd), mas podem reduzir a disponibilidade de micronutrientes como zinco (Zn) e cobre (Cu), graças às suas propriedades, como alta área superficial, pH alcalino e ocorrência de grupos funcionais (BEESLEY; MARMIROLI, 2011; JIANG et al., 2012; LI; JI, 2017). Dessa forma, a aplicação de biochar tem se consolidado como uma alternativa sustentável e econômica para remediar solos contaminados com metais pesados, embora seus efeitos na disponibilidade de nutrientes mereçam mais estudos (PREMALATHA et al., 2023).

A exploração mineral e a disposição inadequada de resíduos são algumas das principais fontes de contaminação por metais pesados na superfície terrestre, impactando diretamente solos urbanos, industriais e agrícolas (CHIRAKKARA; REDDY, 2015; HAGHIGHIZADEH et al., 2024; JACOB et al., 2022; WANG et al., 2017; ZDRAVKOVIĆ et al., 2020). No Brasil, o caso de Santo Amaro, no Recôncavo Baiano, é um exemplo emblemático. A escória proveniente de fundição de chumbo, rica em óxido de chumbo (PbO) e óxido de cádmio (Cd), foi utilizada na pavimentação, aterros e até quintais de residências. Essa prática resultou em uma contaminação generalizada do solo urbano, expondo a população a níveis elevados de metais pesados. Estudos epidemiológicos mostraram concentrações de chumbo em crianças três vezes maiores que os valores de referência, afetando mais de 18.000 habitantes e configurando o maior caso de contaminação humana por chumbo no país (DA SILVA et al., 2024; DE LIMA VELOSO et al., 2022; DOS SANTOS; DO NASCIMENTO; DE AGUIAR ACCIOLY, 2017; NIEMEYER et al., 2012, 2015).

Nesse contexto, tecnologias emergentes, como a aplicação de biochar, têm se destacado como uma alternativa promissora para mitigar os impactos dos metais pesados em solos contaminados (DE LIMA VELOSO et al., 2022; MENG et al., 2018; RODRÍGUEZ-VILA et al., 2015; SU et al., 2023). O processo de pirólise transforma a biomassa em um material altamente estável, poroso e capaz de reter contaminantes, conferindo ao biochar propriedades favoráveis à remediação e à melhoria dos atributos químicos e físicos do solo (CHEN et al.,

2021b; CHEW et al., 2022; CHORMARE et al., 2023; GUSIATIN; ROUHANI, 2023; LENG et al., 2021; LU et al., 2014). Por isso o biochar tem sido eficiente na redução de altas concentrações de metais solúveis provenientes de solos contaminados, com a adsorção sendo um dos principais mecanismos responsáveis pela retenção (BEESLEY; MARMIROLI, 2011).

Apesar do seu potencial, a aplicação de biochar pode reduzir a disponibilidade de micronutrientes, prejudicando a produtividade agrícola e a eficácia de técnicas combinadas com sua aplicação para recuperação de solos contaminados, como a fitoextração e a fitoestabilização (DE LIMA VELOSO et al., 2022; ZHANG et al., 2021b). Por exemplo, um biochar de palha de arroz aplicado na dose de 5% reduziu em 73% a disponibilidade de Fe no solo (XU et al., 2022). Assim, é necessário desenvolver estratégias que maximizem os benefícios do biochar enquanto minimizam seus impactos negativos sobre os solos, inclusive avaliando como diferentes tipos de biochar afetam a dinâmicas de metais potencialmente tóxicos e micronutrientes.

Diante dessa problemática, os objetivos deste trabalho foram (i) avaliar o desempenho de quatro tipos de biochar na imobilização de chumbo (Pb) e cádmio (Cd) e na disponibilidade dos micronutrientes ferro (Fe), manganês (Mn), zinco (Zn) e cobre (Cu) em solos contaminados por escória de metalurgia e (ii) examinar a dinâmica dos metais tóxicos e micronutrientes, afetada pelos diferentes biochars, por meio de extração química sequencial. Adicionalmente, foram avaliados os efeitos dos biochar sobre pH do solo e teores de P, soma de bases (Ca, Mg, K e Na) e matéria orgânica.

3.2 MATERIAL E MÉTODOS

3.2.1 COLETA E ANÁLISE DO SOLO

O solo utilizado no experimento foi coletado no município de Santo Amaro – BA, nas proximidades de uma planta metalúrgica de chumbo abandonada, a uma profundidade de 0-20 centímetros (DA SILVA et al., 2017). A amostra foi peneirada em malha de 2 mm para posterior caracterização química e física (Tabela 1). A caracterização química seguiu os protocolos descritos por Teixeira et al. (2017), sendo realizadas as seguintes análises: o pH foi determinado em água, na relação solo:solução de 1:2,5; os teores de Na⁺ e K⁺ foram obtidos por fotometria de emissão de chama; Ca²⁺ e Mg²⁺ foram extraídos com solução de KCl 1,0 mol L⁻¹ e determinados por complexometria com EDTA (0,0125 mol L⁻¹); Al³⁺ foi extraído com KCl 1,0 mol L⁻¹ e determinado por titulação com hidróxido de sódio; a acidez potencial (H+Al) foi extraída com

solução de acetato de cálcio $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ e determinada por titulação alcalimétrica; e o fósforo disponível (P) foi extraído com solução de Mehlich-1 e quantificado por colorimetria.

Tabela 1 - Características químicas e físicas do solo utilizado no experimento e valores orientadores de investigação (VI) para metais pesados no solo

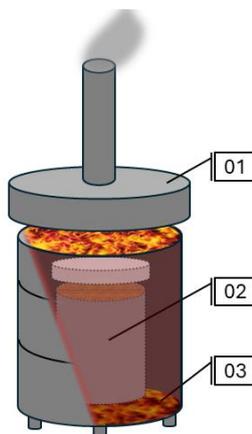
Variáveis	Unidades	Resultados
pH	água (1:2,5)	7,2
Ca ²⁺	cmol _c dm ⁻³	27,0
Mg ²⁺	cmol _c dm ⁻³	6,7
K ⁺	cmol _c dm ⁻³	0,4
Al ³⁺	cmol _c dm ⁻³	0,0
H + Al	cmol _c dm ⁻³	2,8
CTC	cmol _c dm ⁻³	37,5
P _{disp}	mg kg ⁻¹	43,9
COS	g kg ⁻¹	20,3
MOS	g kg ⁻¹	35,0
Areia	g kg ⁻¹	90,5
Silte	g kg ⁻¹	318,5
Argila	g kg ⁻¹	591,0
D _s	g cm ⁻³	1,5
Cd _(DTPA)	mg kg ⁻¹	19,2
Pb _(DTPA)	mg kg ⁻¹	855,6
Zn _(DTPA)	mg kg ⁻¹	65,1
Cd _(3051A)	mg kg ⁻¹	19,3
Pb _(3051A)	mg kg ⁻¹	1392,8
Zn _(3051A)	mg kg ⁻¹	366,3
Cd _(VI)	mg kg ⁻¹	20,0
Pb _(VI)	mg kg ⁻¹	900,0
Zn _(VI)	mg kg ⁻¹	2000,0

SB soma de bases; *CTC* capacidade de troca de cátions; *P_{disp}* fósforo disponível do solo; *COS* carbono orgânico de solo; *MOS* matéria orgânica do solo; *D_s* densidade do solo; *Cd*, *Pb*, *Zn_(DTPA)* teores disponíveis dos metais pesados no solo extraído com DTPA ($0,005 \text{ mol L}^{-1}$ pH 7,3) (Lindsay & Norvell 1978); *Cd*, *Pb*, *Zn_(3051A)* teores ambientalmente disponíveis dos metais no solo extraídos de acordo com o protocolo 3051A da Agência de Proteção Ambiental Norte Americana (US EPA 2007); *Cd*, *Pb*, *Zn_(VI)* valores de investigação preconizados pela Resolução n° 420/2009 do CONAMA (CONAMA 2009).

3.2.2 CONFEÇÃO DOS BIOCHARS PARA O EXPERIMENTO

Os biochars foram produzidos por meio de pirólise lenta, em que a temperatura é gradualmente elevada até cerca de 400 °C (SHARMA et al., 2024b). Para isso, utilizou-se um forno caseiro do tipo leito fixo, no qual a biomassa é disposta em um leito estático e aquecida de maneira controlada. O forno é composto por dois cilindros metálicos concêntricos. O cilindro interno, com capacidade aproximada de 15 litros, possui uma tampa que limita o contato da matéria-prima com o oxigênio, favorecendo a pirólise. Esse cilindro interno é inserido em um cilindro externo maior, com cerca de 50 litros de capacidade. O espaço entre os dois cilindros é preenchido com lenha, que, ao ser queimada, mantém a temperatura constante em torno de 400 °C. O cilindro externo também é equipado com uma tampa que inclui uma chaminé para a liberação dos gases resultantes da combustão (Fig. 1).

Figura 1 - Esquema de forno caseiro tipo leito fixo. Onde: (01) tampa do forno, (02) cápsula interna para inserção da matéria-prima do biochar, e (03) cilindro externo para inserção da lenha responsável pelo aquecimento



Quatro tipos de biochar foram utilizados no experimento, cada um produzido a partir de diferentes materiais orgânicos. O biochar de palha de arroz (BPA) foi obtido de um produto comercial, resultante da pirólise de palha de arroz a 400 °C. O biochar de bagaço de cana-de-açúcar (BBC) e o biochar de torta de filtro (BTF) foram confeccionados a partir de subprodutos da produção de açúcar e etanol, sendo o bagaço proveniente da moagem da cana e a torta de filtro oriunda do processo de filtragem do caldo de cana. Esses materiais foram coletados em uma usina sucroalcooleira. Por fim, o biochar de lodo de esgoto foi produzido a partir de resíduos coletados na Estação de Tratamento de Esgotos da Mangueira (ETE Mangueira), localizada em Recife, Pernambuco.

Antes da pirólise, as matérias-primas foram secas ao ar para reduzir o teor de umidade e, em seguida, inseridas em um forno do tipo leito fixo, projetado especificamente para a produção de biochars. O processo de pirólise foi conduzido a uma temperatura constante de 400 °C, mantida por 6 horas e monitorada com o auxílio de um termômetro industrial, garantindo a eficiência e uniformidade na conversão dos materiais em biochar.

3.2.3 CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA DOS BIOCHAR

Os biochars foram caracterizados quimicamente (Tabela 2) de acordo com os procedimentos descritos por Singh et al. (2017). O pH foi determinado utilizando uma relação de 1:10 (v/v) entre o biochar e a água. A determinação do teor de SiO₂ nas amostras seguiu o método descrito por Korndörfer (2004), que consiste na extração de silício com uma solução composta por 10 g/L de carbonato de sódio (Na₂CO₃) e 16 g/L de nitrato de amônio (NH₄NO₃), com posterior quantificação por colorimetria.

As concentrações totais de Ca, Mg, K, P, Fe, Mn, Cu, Zn, As, Cd, Cr e Pb foram obtidas por meio da digestão das amostras de biochar seguindo o método 3051A (USEPA, 2007). Após a digestão, os elementos foram analisados utilizando espectrometria de emissão óptica com plasma acoplado indutivamente (ICP-OES, modelo Optima 7000, Perkin Elmer, EUA), garantindo precisão na determinação dos teores elementares.

Tabela 2 - Valores médios (\pm desvio padrão) do pH, dos teores dos macronutrientes, dos micronutrientes e dos elementos potencialmente tóxicos em diferentes tipos de biochars produzidos na temperatura de pirólise lenta de 400°C.

Variáveis	Unidades	BPA	BBC	BLE	BTF
pH	em (1:10 água v/v)	6,3 \pm 0,2b	5,6 \pm 0,1a	6,8 \pm 0,2c	7,3 \pm 0,0d
SiO ₂	g kg ⁻¹	268,1 \pm 1,2c	49,2 \pm 0,0a	273,8 \pm 0,0d	181,8 \pm 0,0b
K ₂ O	g kg ⁻¹	4,4 \pm 0,0c	7,3 \pm 0,0d	1,7 \pm 0,0b	1,3 \pm 0,0a
P ₂ O ₅	g kg ⁻¹	1,9 \pm 0,0a	2,7 \pm 0,0b	17,5 \pm 0,0c	22,9 \pm 0,0d
CaO	g kg ⁻¹	1,6 \pm 0,0a	8,1 \pm 0,0b	35,0 \pm 0,0d	30,8 \pm 0,0c
MgO	g kg ⁻¹	1,2 \pm 0,1a	2,8 \pm 0,1b	5,7 \pm 0,2c	8,3 \pm 0,2d
Fe	g kg ⁻¹	0,4 \pm 0,1a	5,7 \pm 0,4b	21,7 \pm 0,6d	20,2 \pm 0,6c
Mn	mg kg ⁻¹	904,7 \pm 54,3d	70,3 \pm 4,7a	301,3 \pm 6,7b	661,5 \pm 13,0c
Cu	mg kg ⁻¹	5,0 \pm 0,9a	38,7 \pm 1,5b	194,0 \pm 6,5c	43,5 \pm 2,0b
Zn	mg kg ⁻¹	46,7 \pm 10,2a	84,2 \pm 1,3a	1467,8 \pm 29,1c	402,5 \pm 18,0b
As	mg kg ⁻¹	<LOD	<LOD	<LOD	6,0 \pm 0,9
Cd	mg kg ⁻¹	<LOD	<LOD	1,8 \pm 0,3	<LOD
Cr	mg kg ⁻¹	3,0 \pm 1,0a	26,7 \pm 2,1b	96,3 \pm 5,5d	84,7 \pm 4,1c
Pb	mg kg ⁻¹	22,8 \pm 2,8a	8,3 \pm 0,6a	87,3 \pm 9,8b	18,8 \pm 1,2a

BPA biochar de palha de arroz, *BBC* biochar de bagaço de cana-de-açúcar, *BLE* biochar de lodo de esgoto, *BTF* biochar de torta de filtro, *LD* limite de detecção (0,030 e 0,013 mg L⁻¹ para As e Cd, respectivamente). Valores seguidos pela mesma letra na linha não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

3.2.4 INCUBAÇÃO DOS TRATAMENTOS

Foram pesados 700 g de solo, que foram acondicionados em vasos devidamente identificados. Os tratamentos consistiram na aplicação de 10% (massa/massa) de biochars, produzidos a partir de diferentes matérias-primas, ao solo. O experimento foi estruturado com os seguintes tratamentos: Controle (sem adição de biochar), BPA (biochar de palha de arroz), BBC (biochar de bagaço de cana), BLE (biochar de lodo de esgoto) e BTF (biochar de torta de filtro). Cada tratamento contou com quatro repetições, totalizando 20 unidades experimentais. Durante a incubação, a umidade do solo foi mantida em 60% da capacidade de retenção de água do pote, sendo os tratamentos incubados por um período de 64 dias.

3.2.5 TEORES DE P, CA, MG, K, NA E MO E PH DO SOLO APÓS A INCUBAÇÃO

As amostras de solo foram secas ao ar e peneiradas em malha com abertura de 2,0 mm para posterior análise química. O pH foi determinado em água, na proporção de 1:2,5 (v/v). Os cátions trocáveis K^+ e Na^+ foram extraídos com solução de Mehlich-1 e determinados por fotometria de emissão de chama. Os cátions Ca^{2+} e Mg^{2+} foram extraídos com solução de cloreto de potássio (KCl) 1 mol L^{-1} e quantificados por titulação volumétrica com EDTA ($0,025 \text{ mol L}^{-1}$). O fósforo disponível foi determinado por colorimetria após extração com solução de Mehlich-1, enquanto o carbono orgânico total foi quantificado pelo método de oxidação úmida Walkley–Black, conforme descrito por Teixeira et al. (2017).

3.2.6 ANÁLISE DE METAIS E MICRONUTRIENTES NO SOLO

Após a incubação, amostras de solo de cada unidade experimental foram coletadas. O solo foi seco ao ar, destorroado e passado em peneira de 2mm. A extração dos teores disponíveis de Pb, Cd e micronutrientes foi realizada com DTPA $0,005 \text{ mol L}^{-1}$ + $0,1 \text{ mol L}^{-1}$ de trietanolamina + $0,01 \text{ mol L}^{-1}$ de $CaCl_2$ (pH 7,3) (LINDSAY; NORVELL, 1978). A extração ocorreu com a agitação de 10,0 g de solo (TFSA) com 20 mL da solução extratora por 2h, posteriormente centrifugado, o sobrenadante filtrado em papel de filtro faixa azul. As concentrações de Pb, Cd, Fe, Mn, Zn e Cu nos extratos foram determinadas por espectrometria de emissão óptica de plasma (ICP-OES/Optima 7000 Perkin Elmer, EUA) (YIN et al., 2016).

O fracionamento dos metais foi determinado utilizando o método BCR (Bureau Communautaire de Référence), adaptado para determinar diferentes frações químicas de metais (TYTŁA; WIDZIEWICZ; ZIELEWICZ, 2016). Inicialmente, 1 g de solo seco foi transferido para tubos de centrífuga contendo 20 mL de ácido acético $0,11 \text{ mol L}^{-1}$ para extração da fração solúvel e/ou ligada a carbonatos (F1). A mistura foi agitada por 16 horas a temperatura ambiente a 30 rpm, seguida por centrifugação a 5000 rpm por 10 minutos. O sobrenadante foi filtrado e reservado para análise. O resíduo sólido foi lavado com 5 mL de água deionizada, centrifugado e o sobrenadante descartado. Para a extração da fração redutível (F2), 20 mL de cloridrato de hidroxilamina $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ (pH ajustado para 2 com ácido nítrico) foram adicionados ao resíduo da etapa anterior, seguindo os mesmos procedimentos de agitação, centrifugação e lavagem. Por fim, para a fração oxidável (F3), o resíduo da etapa II foi tratado com 5 mL de peróxido de hidrogênio a 30%, incubado por 1 hora à temperatura ambiente, seguido de aquecimento a 85°C por 1 hora. O processo foi repetido com mais 5 mL de peróxido de hidrogênio $8,8 \text{ mol L}^{-1}$. Em seguida, 25 mL de acetato de amônio 1 mol L^{-1} (pH 2) foram adicionados e os mesmos passos

de centrifugação e lavagem foram realizados. A fração residual se obteve por diferença entre o teor total e as frações obtidas neste método.

3.2.7 CONTROLE DE QUALIDADE E ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Como controle de qualidade das análises químicas, foram utilizadas amostras em branco e amostras de solo certificadas (SRM 2711a – Montana Soil), com valores de referência fornecidos pelo NIST (National Institute of Standards and Technology). A recuperação dos elementos na amostra certificada variou entre 85% e 105%, garantindo a confiabilidade dos resultados. Todas as análises foram realizadas em duplicata para assegurar a reprodutibilidade dos dados.

Os valores médios e os respectivos desvios padrão foram calculados para todas as variáveis analisadas. A normalidade dos dados foi avaliada pelo teste de Shapiro–Wilk, e, quando necessário, transformações logarítmicas ou de raiz quadrada foram aplicadas para adequação dos dados à distribuição normal. As variáveis foram submetidas à análise de variância (ANOVA) e teste Tukey com nível de significância de $p < 0,05$. Todos os procedimentos estatísticos foram realizados utilizando os softwares STATISTICA (v 10.0) e OriginPro.

3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.3.1 CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA DAS AMOSTRAS DE SOLO PÓS-INCUBAÇÃO

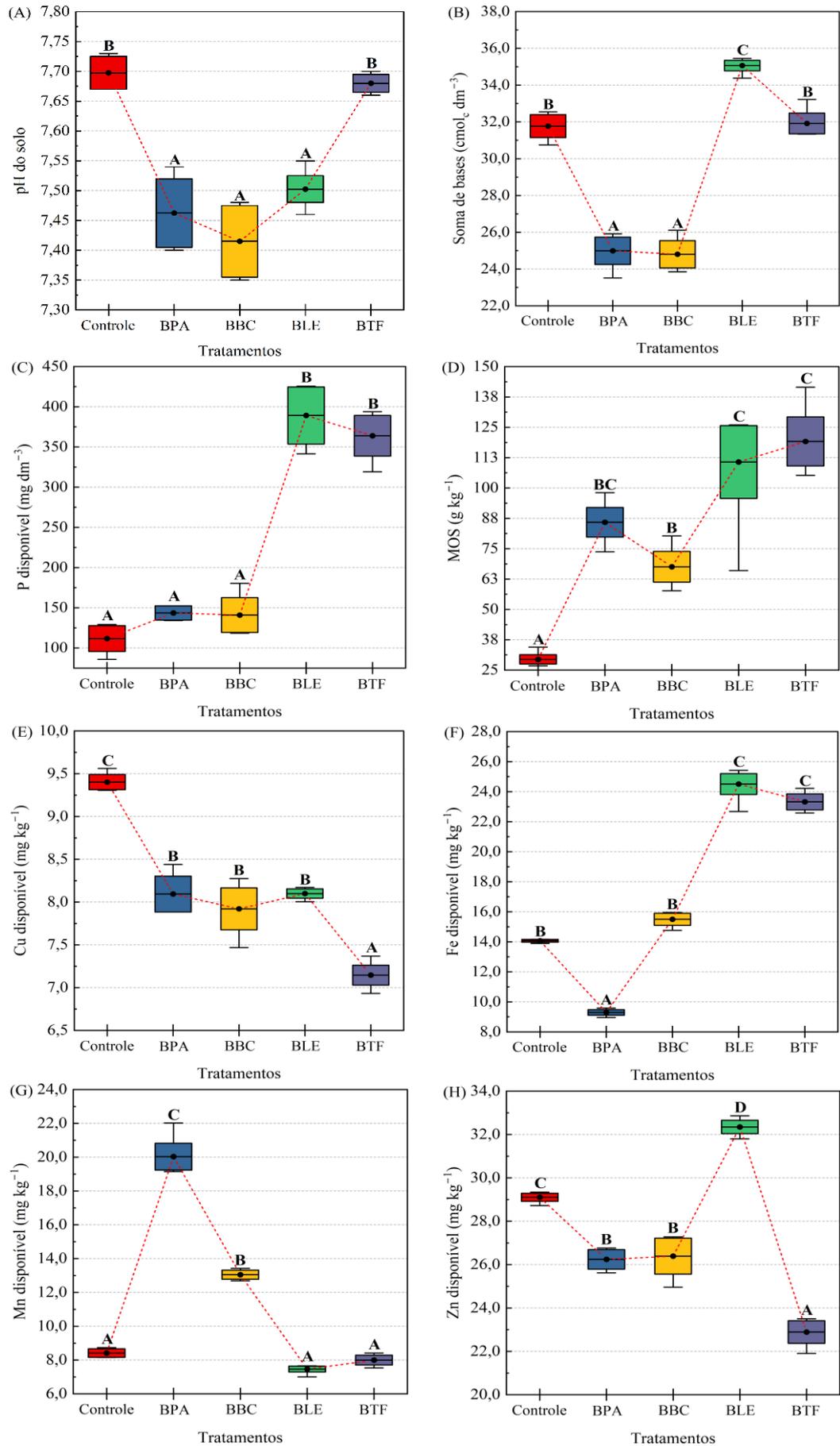
A aplicação BPA, BBC e BLE diminui levemente o pH do solo em relação ao controle, enquanto não houve diferença no pH para o BTF (Fig. 2A). Este resultado é diretamente relacionado ao pH de tamponamento de cada biochar adicionado, visto que o BTF tem pH próximo ao do solo, enquanto BPA, BBC e BLE apresentam pH de 6,3, 5,6 e 6,8, respectivamente. Com relação a soma de bases, foi observado o mesmo comportamento, com exceção do BLE, que apresentou a maior soma de bases devido, provavelmente, ao seu maior teor de Ca (Fig. 2B). O fato de o tratamento controle apresentar maior soma de bases pode ser atribuído à presença inicial de cátions no solo que podem ter sido adsorvidos ou retidos pelos biochars adicionados (BOUSDRA; PAPADIMOU; GOLIA, 2023; LI et al., 2016).

Observou-se um aumento nos teores de P disponível nos solos tratados com BLE e BTF, enquanto BPA e BBC apresentaram valores inferiores (Fig. 2C). O BTF e o BLE, por serem derivados de matérias originalmente mais ricos em P, transferiram P em forma disponível para

o solo, evidenciando o potencial desses biochars no fornecimento do elemento para as plantas. O aumento da concentração de P em solos contaminados é importante, pois ele não apenas é nutriente para as plantas, promovendo o aumento da biomassa, mas também por sua capacidade de precipitar metais pesados (ADEJUMO; OGUNDIRAN; TOGUN, 2018; CHIRAKKARA; REDDY, 2015; DE LIMA VELOSO et al., 2022).

A adição dos biochars aumentou significativamente os teores de matéria orgânica do solo em comparação ao controle (Fig. 2D), com destaque para o tratamento com BLE (biochar de lodo de esgoto), que apresentou os maiores valores. Esse resultado reflete a composição intrínseca dos biochars, rico em material orgânico, o que contribui para a melhoria da qualidade do solo e o aumento da capacidade de retenção de água e nutrientes. Esse aumento de MOS tem efeito direto na retenção de metais e micronutrientes (DE LIMA VELOSO et al., 2022), portanto, biochar com maior teor de MO tende a ser mais eficiente em reter ou imobilizar esses elementos.

44 **Figura 2** - Valores médios (\pm desvio padrão) das características químicas dos solos poluídos pela escória da metalurgia de Pb e tratados com a dose de 10% de diferentes tipos de biochars após o período de incubação de 64 dias. Valores médios seguidos mesma letra não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade. MOS matéria orgânica do solo, BPA biochar da palha do arroz, BBC biochar do bagaço da cana de açúcar, BLE biochar do lodo de esgoto, BTF biochar da torta de filtro.



A aplicação de biochars impactou diretamente os teores de Cu no solo, sendo esse o único micronutriente que teve sua disponibilidade reduzida por todos os tipos de biochar aplicados, com destaque para o BTF (Fig. 2E). O Cu é reconhecidamente um elemento com forte adsorção pela matéria orgânica (CAO et al., 2019; GAO et al., 2020), o que reflete nos resultados analisados. Além disso, o BTF tem o maior de P, o que sugere que precipitação de fosfato de cálcio pode desempenhar um papel sobre os teores de cobre. Em casos de solos agrícolas, deve-se observar o tipo e a dose do biochar aplicada para evitar reduções na disponibilidade de Cu que possam levar a deficiências vegetais.

Os teores de Fe mostraram variações significativas entre os tratamentos, destacando a influência dos diferentes biochars na sua disponibilidade (Fig. 2F). A aplicação de BLE e BTF resultou nos maiores teores de Fe disponível, em parte, possivelmente, devido à composição desses biochars, mais ricos em ferro. Por outro lado, a adição de BPA e BBC ao resultou em teores de Fe menor ou igual ao controle, respectivamente. A disponibilidade de Fe, devido à baixa solubilidade dos compostos de Fe em solo, é muito dependente dos teores de MO solúvel, especialmente pela formação de quelatos orgânicos que impedem a precipitação do Fe (LI et al., 2023). Esse aumento pode ser vantajoso para solos deficientes, mas é importante observar que o excesso de Fe pode interferir na absorção de outros micronutrientes catiônicos pelas plantas, devido a interações competitivas. Nos tratamentos com BPA (biochar de palha de arroz) e BBC (biochar do bagaço de cana), os teores de Fe foram mais baixos, sugerindo que esses biochars têm menor capacidade de liberar Fe no solo, podem ter adsorvido parte do Fe em forma não disponível ou terem menor teor de MO solúvel.

Os teores de Mn também variaram consideravelmente com os tratamentos (Fig. 2E). Devido a elevada concentração de Mn no BPA (Fig. 2G), esse biochar promoveu o maior teor de Mn no solo. Interessante observar, no entanto, que essa relação direta entre teor de Mn e concentração do elemento no biochar não ocorreu para BLE e BTF, que tiveram teores de Mn igual ao controle. Isso sugere que outras características da matéria orgânica de cada biochar têm papel decisivo na disponibilidade desse micronutriente. O Mn é um micronutriente para diversas funções metabólicas das plantas, mas sua disponibilidade elevada pode ser tóxica em solos ácidos, o que destaca a importância do ajuste de pH promovido pelos biochars. Por outro lado, a forte redução na disponibilidade provocada pelo BLE e BTF pode indicar problemas de deficiência do elemento para plantas na dose aplicada em nosso estudo.

Os teores de Zn foram amplamente influenciados pelo tipo de biochar utilizado (Fig. 2H). BLE apresentou os maiores valores, devido à sua origem em lodo de esgoto, que contém naturalmente elevados teores de zinco (Tabela 2). Por outro lado, o BTF reduziu a

disponibilidade de Zn abaixo daquela do controle, indicado ser esse o biochar mais indicado para remediação de solos contaminados com esse metal. O Zn é fundamental para processos metabólicos das plantas, mas em excesso pode apresentar toxicidade, especialmente em solos contaminados por escória. BPA e BBC, por outro lado, mostraram menores teores de Zn disponível, pouco diferentes do controle e, portanto, tendo pouco efeito na imobilização do elemento.

3.3.2 DISPONIBILIDADE E EXTRAÇÃO SEQUENCIAL DE CHUMBO E CÁDMIO

A aplicação dos diferentes biochars afetou significativamente a disponibilidade de Cd e Pb no solo contaminado (Fig. 3A e 3B). Os biochars BLE e BTF não diferiram estatisticamente entre si, mas se destacaram em relação aos demais, sendo os mais eficazes na redução da disponibilidade desses metais. A aplicação desses biochars reduziu em aproximadamente 30% o teor de Cd disponível e em 20% o teor de Pb. A maior eficiência do BLE e do BTF na diminuição da disponibilidade desses metais pode estar relacionada aos seus maiores teores de matéria orgânica e fósforo (P), que aumentam a capacidade de retenção dos metais por meio da precipitação na forma de compostos menos solúveis com P e da formação de complexos estáveis com a matéria orgânica (DA SILVA et al., 2017; DE LIMA VELOSO et al., 2022; HUSSAIN LAHORI et al., 2017; KHAN et al., 2020).

Os grupos funcionais presentes na superfície do biochar desempenham um papel fundamental nas interações com os metais. Grupos hidroxilas (-OH), carboxilas (-COOH) e aminas (-NH₂) possuem alta afinidade por metais, influenciando diretamente sua disponibilidade. A composição e a abundância desses grupos funcionais variam conforme a matéria-prima utilizada na produção do biochar (CHORMARE et al., 2023; HU et al., 2024; NGUYEN et al., 2023), e estudos futuros devem investigar essas diferenças nos biochars analisados no presente estudo.

As Figuras 3C e 3D apresentam os resultados do fracionamento químico de Cd e Pb no solo tratado com diferentes biochars, obtidos por extração sequencial. Essa análise permite avaliar a distribuição dos metais em diferentes frações do solo, o que é essencial para entender sua mobilidade e biodisponibilidade.

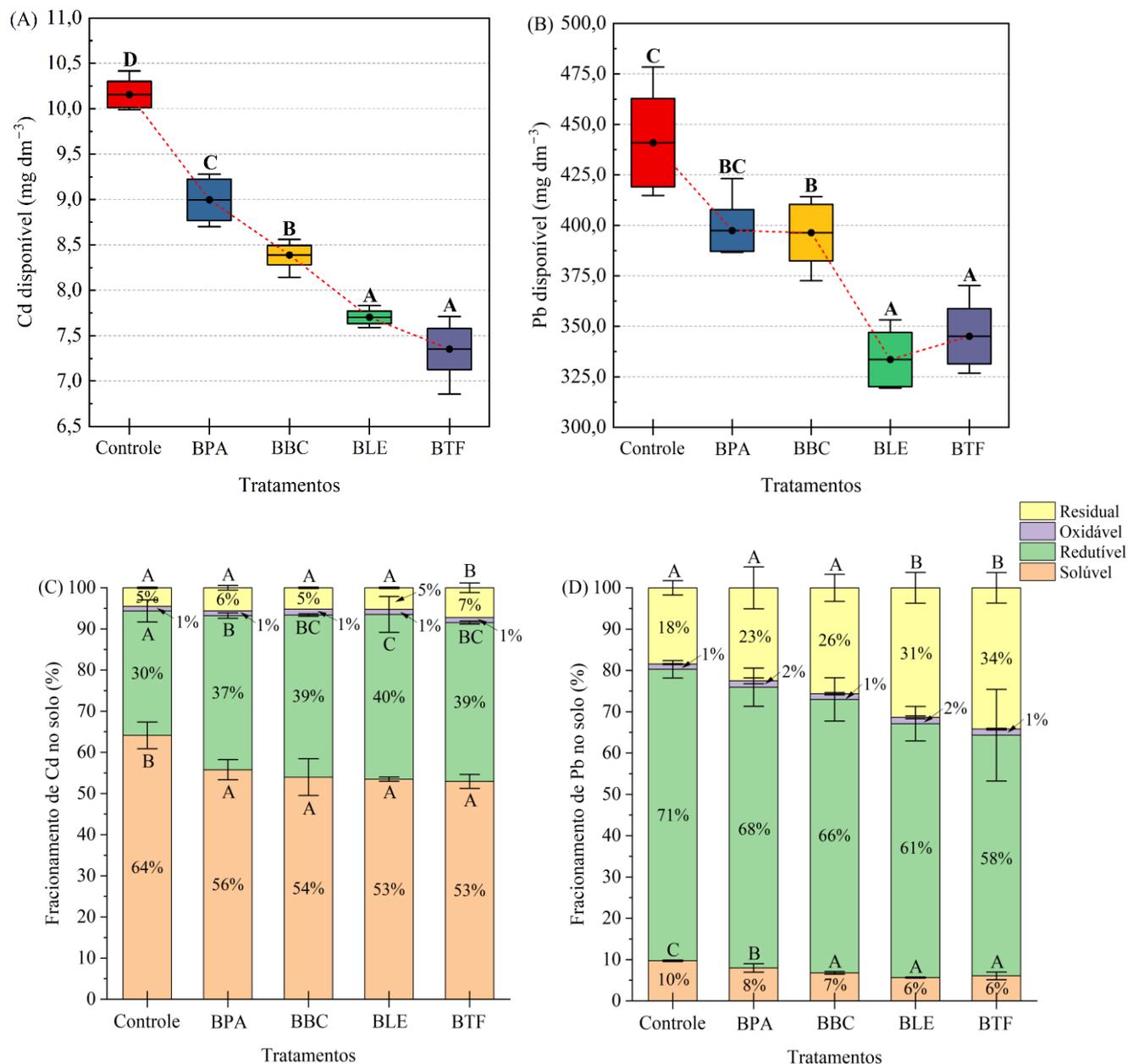
Os resultados indicam que a aplicação dos biochars influenciou significativamente a redistribuição de Cd e Pb entre as frações químicas do solo (Fig. 3C e 3D). De modo geral, a presença dos biochars reduziu a proporção dos metais nas frações mais lábeis, como a fração solúvel, que representa a forma mais biodisponível e, portanto, de maior risco ambiental. Em

contrapartida, observou-se um aumento relativo dos metais na fração residual, que é menos móvel e mais estável, indicando um efeito positivo dos biochars na imobilização de Cd e Pb.

Para o Cd (Fig. 3C), o solo controle apresentou predominância do metal na fração solúvel, evidenciando sua alta biodisponibilidade. Nos tratamentos com BPA, BBC, BLE e BTF, verificou-se uma redução significativa do Cd nessa fração, com migração predominante para a fração redutível. O BLE apresentou o maior acúmulo de Cd na fração redutível, atingindo 40% do total de Cd no solo. O BTF também se destacou, pois, além de promover uma redistribuição do Cd para a fração redutível em níveis semelhantes ao BLE, ainda transferiu parte considerável do metal para a fração residual, garantindo uma imobilização ainda mais eficaz e duradoura.

Esses dados reforçam o potencial dos biochars na mitigação dos riscos ambientais associados à contaminação por metais pesados, sendo que BLE e BTF demonstraram a maior eficiência na imobilização de Cd e Pb. Esse efeito pode ser atribuído a diferentes mecanismos, incluindo adsorção nas superfícies dos biochars, complexação com matéria orgânica e alterações nas propriedades físico-químicas do solo, como aumento do pH e maior retenção dos metais por óxidos de ferro e manganês. Além disso, os resultados ressaltam a importância da escolha do tipo de biochar para a remediação de solos contaminados, uma vez que diferentes matérias-primas e processos de produção conferem características específicas que influenciam diretamente a eficiência na estabilização de metais pesados.

Figura 3 - Valores médios (\pm desvio padrão) da disponibilidade (A – B) e do fracionamento químico (C – D) de Cd e Pb em um solo poluído pela escória da metalurgia de Pb e tratados com a dose de 10% de diferentes tipos de biochars após o período de incubação de 64 dias. Valores médios seguidos da mesma letra não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade. BPA biochar da palha do arroz, BBC biochar do bagaço da cana de açúcar, BLE biochar do lodo do esgoto, BTF biochar da torta de filtro.



A fração solúvel do Cd representa o maior risco ambiental, pois nessa forma o metal é facilmente absorvido pelas plantas, podendo entrar na cadeia alimentar e causar impactos à saúde humana. Portanto, a redução do Cd nessa fração é fundamental para a remediação de solos contaminados. A fração redutível, associada a óxidos de ferro e manganês, é menos biodisponível, e a migração do Cd para essa fração sugere a formação de complexos estáveis que reduzem sua mobilidade. Já a fração residual, a mais estável e menos biodisponível,

representa a forma ideal para a imobilização a longo prazo, reduzindo significativamente os riscos ambientais (DU et al., 2019; LI et al., 2016; QIU et al., 2022; ZHANG et al., 2020).

Em contraste com o Cd, apenas 10% do teor total de Pb no controle (Fig. 3D) estava na forma disponível, com a maior parte distribuída entre as frações redutível (71%), residual (18%) e oxidável (10%). A aplicação dos biochars manteve essa distribuição geral, mas promoveu uma redução do Pb nas frações solúvel e redutível, com um aumento significativo na fração residual. No controle, a fração residual correspondia a 18% do Pb total, mas esse valor aumentou para 31% e 34% nos tratamentos com BLE e BTF, respectivamente. Embora esses tratamentos não tenham diferido estatisticamente entre si, destacaram-se em relação aos demais biochars aplicados.

Os resultados evidenciam o potencial dos biochars, especialmente BLE e BTF, na imobilização de Pb em solos contaminados. A migração do metal para a fração residual indica uma estabilização mais eficiente e duradoura, reduzindo sua disponibilidade para as plantas e minimizando os riscos de contaminação ambiental (GASCÓ et al., 2019; LI et al., 2016; RODRÍGUEZ-VILA et al., 2015; WANG et al., 2017). Estudos anteriores corroboram essa eficácia, mostrando que a aplicação de biochar de madeira de carvalho levou à imobilização de Pb devido ao aumento do pH e à adsorção superficial (KHAN et al., 2020). Da mesma forma, biochar derivado de palha de arroz reduziu a mobilidade do Pb em solos contaminados (LI et al., 2016).

A redistribuição de Cd e Pb para frações mais estáveis reforça o potencial dos biochars na mitigação dos riscos ambientais associados à contaminação por metais pesados. Esse efeito pode ser atribuído a diferentes mecanismos, como adsorção na superfície dos biochars, complexação com matéria orgânica e mudanças nas propriedades físico-químicas do solo, incluindo elevação do pH e maior retenção de metais por óxidos de ferro e manganês. Além disso, os resultados ressaltam a importância da escolha do tipo de biochar para a remediação de solos contaminados, visto que diferentes matérias-primas e processos de produção conferem características específicas que influenciam diretamente a eficiência na imobilização de metais pesados.

3.4 CONCLUSÕES

Os resultados deste estudo demonstram que a aplicação de biochar impacta significativamente as propriedades químicas do solo, influenciando fatores como pH, soma de bases, teor de matéria orgânica e disponibilidade de nutrientes e metais. BLE e BTF se destacaram por proporcionar maior aporte de matéria orgânica e fósforo, contribuindo para a melhoria da qualidade do solo e para a imobilização de metais pesados. Além disso, os diferentes biochars afetaram de maneira distinta a disponibilidade dos micronutrientes Cu, Fe, Mn e Zn, evidenciando a necessidade de considerar a composição química do material ao selecionar biochars para aplicação em solos contaminados ou agrícolas.

A aplicação de biochars também influenciou a distribuição de Cd e Pb nas frações químicas do solo, promovendo a migração desses metais de formas mais lábeis para frações menos biodisponíveis. BLE e BTF demonstraram maior eficácia na imobilização desses contaminantes, reduzindo a fração solúvel e aumentando a fração residual, o que sugere maior estabilidade e menor risco de mobilização no ambiente.

Este estudo destaca o potencial do uso de biochars como ferramenta para a recuperação de solos contaminados por metais pesados, especialmente Cd e Pb, ao reduzir sua disponibilidade e redistribuí-los para frações mais estáveis. No entanto, os efeitos variam de acordo com o tipo de biochar utilizado, indicando a necessidade de estudos adicionais para otimizar sua formulação e aplicação, considerando diferentes tipos de solo e níveis de contaminação. Além disso, pesquisas futuras devem aprofundar a caracterização dos grupos funcionais dos biochars e seus impactos na dinâmica dos metais no solo, visando aprimorar sua eficiência na mitigação da poluição ambiental.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADEJUMO, S. A.; OGUNDIRAN, M. B.; TOGUN, A. O. Soil amendment with compost and crop growth stages influenced heavy metal uptake and distribution in maize crop grown on lead-acid battery waste contaminated soil. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, vol. 6, n° 4, p. 4809–4819, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2018.07.027>.

BESLEY, L.; MARMIROLI, M.. The immobilisation and retention of soluble arsenic, cadmium and zinc by biochar. **Environmental Pollution**, vol. 159, n° 2, p. 474–480, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.10.016>.

BOUSDRA, T.; PAPADIMOU, S. G.; GOLIA, E. E. The Use of biochar in the Remediation of Pb, Cd, and Cu-Contaminated Soils. The Impact of biochar Feedstock and Preparation Conditions on Its Remediation Capacity. **Land**, vol. 12, n° 2, 2023. <https://doi.org/10.3390/land12020383>.

CAO, Q.; HUANG, Z.; LIU, S.; WU, Y. Potential of Punica granatum biochar to adsorb Cu(II) in soil. **Scientific reports**, vol. 9, n° 1, p. 11116, 2019. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-46983-2>.

CAO, X.; MA, L.; GAO, B.; HARRIS, W. Dairy-Manure Derived Biochar Effectively Sorbs Lead and Atrazine. **Environmental Science & Technology**, vol. 43, n° 9, p. 3285–3291, 2009. <https://doi.org/10.1021/es803092k>.

CHEN, Y.; LIU, D.; MA, J.; JIN, B.; PENG, J.; HE, X. Assessing the influence of immobilization remediation of heavy metal contaminated farmland on the physical properties of soil. **Science of the Total Environment**, vol. 781, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146773>.

CHEW, J; JOSEPH, S.; CHEN, G.; ZHANG, Y.; ZHU, L.; LIU, M.; TAHERYMOOSAVI, S.; MUNROE, P.; MITCHELL, D. R. G.; PAN, G.; LI, L.; BIAN, R.; FAN, X. Biochar-based fertiliser enhances nutrient uptake and transport in rice seedlings. **Science of The Total Environment**, vol. 826, p. 154174, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154174>.

CHIRAKKARA, R. A.; REDDY, K. R. Biomass and chemical amendments for enhanced phytoremediation of mixed contaminated soils. **Ecological Engineering**, vol. 85, p. 265–274, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.09.029>.

CHORMARE, R.; MORADEEYA, P. G.; SAHOO, T. P.; SEENUVASAN, M.; BASKAR, G.; SARAVAIA, H. T.; KUMAR, M. A. Conversion of solid wastes and natural biomass for deciphering the valorization of biochar in pollution abatement: A review on the thermo-chemical processes. **Chemosphere**, vol. 339, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.139760>.

DA SILVA, J. A. G. F; DE FREITAS, A. D. S.; DA SILVA, V. S. G.; SANTOS, C. E.; FERNANDES JÚNIOR, P. I.; DE MELO, A. F.; SOUZA, P. A.; DE OLIVEIRA, A. S.; DOS SANTOS, N. M.; DO NASCIMENTO, C. W. A. Assessing the Phytoextraction of Cd, Pb, and Zn from a Slag-Contaminated Soil by Legume Species Inoculated with Rhizobial Strains. **Environmental Processes**, vol. 11, n° 4, p. 55, 2024. DOI 10.1007/s40710-024-00732-4.

DA SILVA, W. R.; DA SILVA, F. B. V.; ARAÚJO, P. R. M.; DO NASCIMENTO, C. W. A. Assessing human health risks and strategies for phytoremediation in soils contaminated with As, Cd, Pb, and Zn by slag disposal. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, vol. 144, p. 522–530, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.06.068>.

DE LIMA VELOSO, V.; DA SILVA, F. B. V.; DOS SANTOS, N. M.; DO NASCIMENTO, C. W. A. Phytoattenuation of Cd, Pb, and Zn in a Slag-contaminated Soil Amended with Rice Straw Biochar and Grown with Energy Maize. **Environmental Management**, vol. 69, n° 1, p. 196–212, 2022. <https://doi.org/10.1007/s00267-021-01530-6>.

DOS SANTOS, N. M.; DO NASCIMENTO, C. W. A.; DE AGUIAR ACCIOLY, A. M. Guideline Values and Metal Contamination in Soils of an Environmentally Impacted Bay. **Water, Air, and Soil Pollution**, vol. 228, n° 3, 2017. <https://doi.org/10.1007/s11270-017-3279-7>.

DU, J.; ZHANG, L.; ALI, A.; LI, R.; XIAO, R.; GUO, D.; LIU, X.; ZHANG, Z.; REN, C.; ZHANG, Z. Research on thermal disposal of phytoremediation plant waste: Stability of potentially toxic metals (PTMs) and oxidation resistance of biochars. **Process Safety and Environmental Protection**, vol. 125, p. 260–268, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2019.03.035>.

GAO, R.; HU, H.; FU, Q.; LI, Z.; XING, Z.; ALI, U.; ZHU, J.; LIU, Y. Remediation of Pb, Cd, and Cu contaminated soil by co-pyrolysis biochar derived from rape straw and orthophosphate: Speciation transformation, risk evaluation and mechanism inquiry. **Science of the Total Environment**, vol. 730, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139119>.

GASCÓ, G.; ÁLVAREZ, M. L.; PAZ-FERREIRO, J.; MÉNDEZ, A. Combining phytoextraction by Brassica napus and biochar amendment for the remediation of a mining soil in Riotinto (Spain). **Chemosphere**, vol. 231, p. 562–570, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.05.168>.

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

HAGHIGHIZADEH, A.; RAJABI, O.; NEZARAT, A.; HAJYANI, Z.; HAGHMOHAMMADI, M.; HEDAYATIKHAH, S.; ASL, S. D.; AGHABABAI BENI, A. Comprehensive analysis of heavy metal soil contamination in mining Environments: Impacts, monitoring Techniques, and remediation strategies. **Arabian Journal of Chemistry**, vol. 17, n° 6, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2024.105777>.

HU, Y.; WANG, J.; YANG, Y.; LI, S.; WU, Q.; NEPOVIMOVA, E.; ZHANG, X.; KUCA, K. Revolutionizing soil heavy metal remediation: Cutting-edge innovations in plant disposal technology. **Science of the Total Environment**, vol. 918, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.170577>.

HUSSAIN LAHORI, A.; ZHANG, Z.; GUO, Z.; MAHAR, A.; LI, R.; KUMAR AWASTHI, M.; ALI SIAL, T.; KUMBHAR, F.; WANG, P.; SHEN, F.; ZHAO, J.; HUANG, H. Potential use of lime combined with additives on (im)mobilization and phytoavailability of heavy metals

from Pb/Zn smelter contaminated soils. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, vol. 145, p. 313–323, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.07.049>.

JACOB, J. N.; OKUO, J. M.; ARCHIBONG, U. D.; IMAFIDON, M. I.; EMERIBE, O. F.; ANEGBE, B. Comparative studies on the effects of biochar and cow dung amendments on the mobility, bioavailability and toxicity of heavy metals in lead-acid contaminated soil. **Dutse Journal of Pure and Applied Sciences**, vol. 8, n^o 2a, p. 171–186, 2022. <https://doi.org/10.4314/dujopas.v8i2a.17>.

JIANG, J.; XU, R.; JIANG, T.; LI, Z. Immobilization of Cu(II), Pb(II) and Cd(II) by the addition of rice straw derived biochar to a simulated polluted Ultisol. **Journal of Hazardous Materials**, vol. 229–230, p. 145–150, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.05.086>

KHAN, A. Z.; KHAN, S.; AYAZ, T.; BRUSSEAU, M. L.; KHAN, M. A.; NAWAB, J.; MUHAMMAD, S. Popular wood and sugarcane bagasse biochars reduced uptake of chromium and lead by lettuce from mine-contaminated soil. **Environmental Pollution**, vol. 263, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114446>.

KORNDÖRFER, G. H. **Análise de silício: solo, planta e fertilizante**. [S. l.]: Instituto de Ciências Agrárias, Universidade Federal de Uberlândia, 2004.

LENG, L.; XIONG, Q.; YANG, L.; LI, H.; ZHOU, Y.; ZHANG, W.; JIANG, S.; LI, H.; HUANG, H. An overview on engineering the surface area and porosity of biochar. **Science of The Total Environment**, vol. 763, p. 144204, 2021. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2020.144204>

LI, H.; LIU, Y.; CHEN, Y.; WANG, S.; WANG, M.; XIE, T.; WANG, G. Biochar amendment immobilizes lead in rice paddy soils and reduces its phytoavailability. **Scientific Reports**, vol. 6, 2016. <https://doi.org/10.1038/srep31616>.

LI, H.; JI, H. Chemical speciation, vertical profile and human health risk assessment of heavy metals in soils from coal-mine brownfield, Beijing, China. **Journal of Geochemical Exploration**, vol. 183, p. 22–32, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2017.09.012>.

LI, Q.; HU, W.; LI, L.; LI, Y. Interactions between organic matter and Fe oxides at soil micro-interfaces: Quantification, associations, and influencing factors. **Science of the Total Environment**, vol. 855, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158710>.

LINDSAY, W. L.; NORVELL, W. A. Development of a DTPA Soil Test for Zinc, Iron, Manganese, and Copper. **Soil Science Society of America Journal**, vol. 42, n^o 3, p. 421–428, 1978. <https://doi.org/10.2136/sssaj1978.03615995004200030009x>.

LU, K.; YANG, X.; SHEN, J.; ROBINSON, B.; HUANG, H.; LIU, D.; BOLAN, N.; PEI, J.; WANG, H. Effect of bamboo and rice straw biochars on the bioavailability of Cd, Cu, Pb and Zn to *Sedum plumbizincicola*. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, vol. 191, p. 124–132, 2014. DOI 10.1016/j.agee.2014.04.010.

MENG, J.; TAO, M.; WANG, L.; LIU, X.; XU, J. Changes in heavy metal bioavailability and speciation from a Pb-Zn mining soil amended with biochars from co-pyrolysis of rice straw and

swine manure. **Science of The Total Environment**, vol. 633, p. 300–307, 2018. DOI 10.1016/j.scitotenv.2018.03.199.

NGUYEN, T. B.; SHERPA, K.; BUI, X. T.; NGUYEN, V. T.; VO, T. D. H.; HO, H. T. T.; CHEN, C. W.; DONG, C. D.. Biochar for soil remediation: A comprehensive review of current research on pollutant removal. **Environmental Pollution**, vol. 337, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.122571>.

NIEMEYER, J. C.; LOLATA, G. B.; CARVALHO, G. M.; DA SILVA, E. M.; SOUSA, J. P.; NOGUEIRA, M. A. Microbial indicators of soil health as tools for ecological risk assessment of a metal contaminated site in Brazil. **Applied Soil Ecology**, vol. 59, p. 96–105, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2012.03.019>.

NIEMEYER, J. C.; MOREIRA-SANTOS, M.; RIBEIRO, R.; RUTGERS, M.; NOGUEIRA, M. A.; DA SILVA, E. M.; SOUSA, J. P. Ecological Risk Assessment of a Metal-Contaminated Area in the Tropics. Tier II: Detailed Assessment. **PLOS ONE**, vol. 10, n° 11, p. e0141772, 2015. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0141772>.

PREMALATHA, R. P.; POORNA BINDU, J.; NIVETHA, E.; MALARVIZHI, P.; MANORAMA, K.; PARAMESWARI, E.; DAVAMANI, V. A review on biochar's effect on soil properties and crop growth. **Frontiers in Energy Research**, vol. 11, 2023. <https://doi.org/10.3389/fenrg.2023.1092637>

QIU, M.; LIU, L.; LING, Q.; CAI, Y.; YU, S.; WANG, S.; FU, D.; HU, B.; WANG, X. Biochar for the removal of contaminants from soil and water: a review. **Biochar**, vol. 4, n° 1, 2022. <https://doi.org/10.1007/s42773-022-00146-1>.

RODRÍGUEZ-VILA, A.; ASENSIO, V.; FORJÁN, R.; COVELO, E. F. Chemical fractionation of Cu, Ni, Pb and Zn in a mine soil amended with compost and biochar and vegetated with Brassica juncea L. **Journal of Geochemical Exploration**, vol. 158, p. 74–81, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2015.07.005>.

SHARMA, T.; HAKEEM, I. G.; GUPTA, A. B.; JOSHI, J.; SHAH, K.; VUPPALADADIYAM, A. K.; SHARMA, A. Parametric influence of process conditions on thermochemical techniques for biochar production: A state-of-the-art review. **Journal of the Energy Institute**, vol. 113, p. 101559, 2024. <https://doi.org/10.1016/J.JOEI.2024.101559>.

SINGH, B.; CAMPS-ARBESTAIN, M.; LEHMANN, J. **Biochar: a guide to analytical methods**. [S. l.]: Csiro Publishing, 2017.

SU, Y.; PENG, S.; XU, G.; GAO, Q.; CHEN, J.; LU, X.; DUAN, B. Effect of cornstalk biochar on phytoremediation of Pb-contaminated soil by females and males of *Populus deltoides* (Salicaceae). **Physiologia Plantarum**, vol. 175, n° 4, 2023. <https://doi.org/10.1111/ppl.13986>.

TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. **Manual de métodos de análise de solo**. Brasília,. [S. l.]: EMBRAPA, 2017. vol. 3, . Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/181717/1/Manual-de-Methodos-de-Analise-de-Solo-2017.pdf>.

TYTŁA, M.; WIDZIEWICZ, K.; ZIELEWICZ, E. Heavy metals and its chemical speciation in sewage sludge at different stages of processing. **Environmental Technology (United Kingdom)**, vol. 37, n° 7, p. 899–908, 2016. <https://doi.org/10.1080/09593330.2015.1090482>.

US EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Method 3051A: Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils, and oils. **Test Methods Eval. Solid Waste**, p. 1–30, 2007. Disponível em: <http://www.epa.gov/osw/hazard/testmethods/sw846/pdfs/3051a.pdf>.

WANG, S.; GAO, B.; LI, Y.; OK, Y. S.; SHEN, C.; XUE, S. Biochar provides a safe and value-added solution for hyperaccumulating plant disposal: A case study of *Phytolacca acinosa* Roxb. (Phytolaccaceae). **Chemosphere**, vol. 178, p. 59–64, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.02.121>.

XU, D.; SHEN, Z.; DOU, C.; DOU, Z.; LI, Y.; GAO, Y.; SUN, Q. Effects of soil properties on heavy metal bioavailability and accumulation in crop grains under different farmland use patterns. **Scientific Reports**, vol. 12, n° 1, 2022. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-13140-1>.

YIN, D.; WANG, X.; CHEN, C.; PENG, B.; TAN, C.; LI, H. Varying effect of biochar on Cd, Pb and As mobility in a multi-metal contaminated paddy soil. **Chemosphere**, vol. 152, p. 196–206, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.01.044>.

ZDRAVKOVIĆ, A.; CVETKOVIĆ, V.; ŠARIĆ, K.; PAČEVSKI, A.; ROSIĆ, A.; ERIĆ, S.. Waste rocks and medieval slag as sources of environmental pollution in the area of the Pb-Zn Mine Rudnik (Serbia). **Journal of Geochemical Exploration**, vol. 218, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2020.106629>.

ZHANG, Y.; CHEN, Z.; XU, W.; LIAO, Q.; ZHANG, H.; HAO, S.; CHEN, S. Pyrolysis of various phytoremediation residues for biochars: Chemical forms and environmental risk of Cd in biochar. **Bioresource Technology**, vol. 299, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122581>.

ZHANG, Y.; HOU, Y.; FAN, J.; LIN, S.; REID, B. J.; COULON, F.; CAI, C. Field Verification of Low-Level Biochar Applications as Effective Ameliorants to Mitigate Cadmium Accumulation into *Brassica Campestris* L from Polluted Farmland Soil. **Frontiers in Environmental Science**, 2021. <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-487733/v1>.

4 USO DE BIOCHAR NA FITOESTABILIZAÇÃO DE METAIS EM SOLO POLUÍDO POR ESCÓRIA METALÚRGICA

Resumo

A fitoestabilização de solos contaminados por metais pesados demanda estratégias que reduzam a biodisponibilidade desses poluentes sem comprometer a produtividade vegetal. Este estudo avaliou os efeitos de diferentes tratamentos com biochar, derivados de lodo de esgoto, na fertilidade do solo, imobilização de metais pesados e produção de biomassa de sorgo em um solo contaminado por escória de siderurgia. Os tratamentos incluíram um biochar de lodo de esgoto (T2), o mesmo biochar adicionado de sílica amorfa (T3) e um biochar alcalinizado produzido pela adição de CaO ao biochar de lodo de esgoto (T4). Os resultados mostraram diferenças significativas entre os tratamentos. T2 e T3 aumentaram o teor de matéria orgânica do solo, a disponibilidade de micronutrientes (Fe, Mn, Cu e Zn) e a produção de biomassa do sorgo, além de reduzir a biodisponibilidade de cádmio (Cd) e chumbo (Pb). Em particular, o T3, com a adição de sílica amorfa, apresentou maior acúmulo de silício (Si) nas plantas e menor translocação de metais pesados para a parte aérea. O biochar alcalinizado (T4) apresentou as maiores reduções na disponibilidade de Cd (50%) e Pb (88%), atribuídas ao seu alto pH e à presença de CaO, que favoreceram a precipitação dos metais e reduziram sua solubilidade. No entanto, o T4 causou reduções significativas na biomassa do sorgo (30% na parte aérea e 50% nas raízes), devido à imobilização de nutrientes e desequilíbrios nutricionais induzidos pelo pH. Apesar das limitações na produção de biomassa, o T4 demonstrou eficácia na estabilização de metais pesados no solo, destacando seu potencial para remediação de ambientes altamente contaminados. Os resultados deste estudo ressaltam a importância das características do biochar para determinar seu desempenho na remediação de solos. Biochars derivados de lodo de esgoto, especialmente quando combinados com aditivos como sílica amorfa ou agentes alcalinizantes, podem ser ajustados para aplicações específicas, como fitoestabilização ou simples imobilização de metais pesados.

Palavras-chave: Fitorremediação. *Sorghum bicolor*. Silício. Imobilização de Nutrientes.

4 USE OF BIOCHAR IN THE PHYTOSTABILIZATION OF METALS IN SOIL POLLUTED BY METALLURGICAL SLAG

Abstract

The increasing cases of soil contamination by heavy metals resulting from industrial activities raise concerns about environmental and food safety, especially in areas impacted by metallurgical operations. This study evaluated the effects of different biochar treatments derived from sewage sludge on soil fertility, heavy metal immobilization, and sorghum biomass production in soil contaminated by steelmaking slag. The treatments included a sewage sludge biochar (T2), the same biochar amended with amorphous silica (T3), and an alkalized biochar produced by adding CaO to the sewage sludge biochar (T4). The results revealed significant differences among the treatments. T2 and T3 increased soil organic matter content, micronutrient availability (Fe, Mn, Cu, and Zn), and sorghum biomass production while reducing the bioavailability of cadmium (Cd) and lead (Pb). Notably, T3, with the addition of amorphous silica, showed greater silicon (Si) accumulation in plants and lower translocation of heavy metals to the aerial parts. The alkalized biochar (T4) achieved the greatest reductions in Cd (50%) and Pb (88%) availability, attributed to its high pH and the presence of CaO, which promoted metal precipitation and reduced their solubility. However, T4 caused significant reductions in sorghum biomass (30% in the aerial part and 50% in the roots) due to nutrient immobilization and pH-induced nutritional imbalances. Despite its limitations in biomass production, T4 demonstrated effectiveness in stabilizing heavy metals in the soil, highlighting its potential for remediating highly contaminated environments. The results of this study underscore the importance of biochar properties in determining its performance in soil remediation. Biochars derived from sewage sludge, particularly when combined with additives such as amorphous silica or alkalizing agents, can be tailored for specific applications, such as phytostabilization or the simple immobilization of heavy metals.

Keywords: Phytoremediation. *Sorghum bicolor*. Silicon. Nutrient Immobilization.

4.1 INTRODUÇÃO

A mineração e a metalurgia são atividades essenciais para a obtenção de recursos minerais que são indispensáveis em diversos setores econômicos. Apesar de sua relevância estratégica, a mineração acarreta impactos ambientais significativos que necessitam ser avaliados e mitigados. Entre eles, destaca-se a contaminação dos solos por metais pesados, processo que afeta, inclusive, solos destinados à agricultura e áreas urbanizadas (CHIRAKKARA; REDDY, 2015; HAGHIGHIZADEH et al., 2024; JACOB et al., 2022; WANG et al., 2017; ZDRAVKOVIĆ et al., 2020) A persistência e baixa degradabilidade dos metais apresenta-se como um desafio de saúde pública e sustentabilidade, que exige remediação das áreas impactadas.

Um caso emblemático da contaminação por metais pesados ocorreu na cidade de Santo Amaro, no Recôncavo Baiano. A escória proveniente de uma fundição de chumbo, rica em chumbo (Pb), zinco (Zn), arsênio (As) e cádmio (Cd) foi utilizada na pavimentação da cidade, em aterros, e até mesmo em quintais de residências. Essa disposição irregular resultou na contaminação generalizada do solo urbano, expondo a população a níveis elevados de metais pesados. Estudos epidemiológicos realizados em crianças mostraram concentrações de Pb três vezes maiores que os valores de referência e estima-se que mais de 18.000 habitantes da região foram contaminados por chumbo, resultando no maior caso de contaminação humana por Pb no Brasil (DA SILVA et al., 2024; DE LIMA VELOSO et al., 2022; DOS SANTOS; DO NASCIMENTO; DE AGUIAR ACCIOLY, 2017; NIEMEYER et al., 2012, 2015). Diante deste cenário, e da escassez de recursos para a remoção do solo contaminado das áreas impactadas, são necessárias alternativas para mitigar os efeitos da poluição e reduzir os riscos à população.

A fitorremediação, que engloba técnicas como fitoextração e fitoestabilização, pode ser uma alternativa ambiental e economicamente viável para o caso de Santo Amaro. Nestes solos, onde a fitoextração (remoção do metal pela coleta da parte aérea de plantas) é inviável devido a elevada concentração de metais e ao consequente longo tempo necessário para a diminuição das concentrações a níveis aceitáveis (DA SILVA et al., 2017), a fitoestabilização pode ser alternativa para diminuir os riscos da poluição, uma vez que é capaz de reduzir a mobilidade e biodisponibilidade destes elementos (BURGES et al., 2018; VISCONTI et al., 2020). Combinada ao uso de plantas, a aplicação de biochar pode ter impacto positivo na estabilização química dos metais nesses solos (DE LIMA VELOSO et al., 2022; MENG et al., 2018; RODRÍGUEZ-VILA et al., 2015; SU et al., 2023).

O biochar é um material rico em carbono derivado da pirólise de alguma fonte de biomassa. Este processo, realizado na ausência de oxigênio, altera as propriedades químicas do

material orgânico, conferindo-lhe estabilidade, aumento de porosidade, entre outros atributos, o que lhe confere excelentes perspectivas na melhoria dos atributos químicos e físicos dos solos e o torna um excelente aliado na remediação de metais pesados (CHEN et al., 2021b; CHEW et al., 2022; CHORMARE et al., 2023; GUSIATIN; ROUHANI, 2023; LENG et al., 2021; LU et al., 2014). O cultivo de espécies de rápido crescimento, como milho, cana-de-açúcar e sorgo, que diminuem a erosão e podem gerar biomassa para a produção de bioenergia (BASHIR; RAJ; SELVASEMBIAN, 2024), combinado com a aplicação de biochar ao solo contaminado, pode imobilizar metais e melhorar as propriedades do solo (BASHIR; RAJ; SELVASEMBIAN, 2024; BUSS et al., 2016; VISCONTI et al., 2020), consequentemente beneficiando à própria fitoestabilização. Essa abordagem pode promover a redução dos riscos ambientais, além de gerar benefícios econômicos e sociais para a população afetada (BASHIR; RAJ; SELVASEMBIAN, 2024; BURGESS et al., 2018; ROBINSON et al., 2009).

Considerando essa problemática, este estudo avaliou estratégias integradas de remediação de solos contaminados por metais pesados, combinando diferentes tipos de biochar (biochar de lodo de esgoto, biochar de lodo de esgoto estabilizado com CaO e biochar de lodo de esgoto enriquecido com sílica amorfa) com o cultivo de sorgo, com foco na fitoestabilização de elementos tóxicos provenientes de escória metalúrgica. O objetivo principal foi desenvolver um tratamento de fitoestabilização com biochar para aplicação em áreas impactadas, buscando reduzir a mobilidade e a biodisponibilidade dos metais, além de mitigar os riscos ambientais e à saúde pública.

4.2 MATERIAL E MÉTODOS

4.2.1 COLETA, PREPARO E ANÁLISE DO SOLO

O solo utilizado no experimento foi coletado na cidade de Santo Amaro – BA, no entorno da área da antiga fábrica da Companhia Brasileira de Chumbo (Cobrac). O solo foi coletado a uma profundidade de 0-20cm, seco ao ar, destorroado e passado em peneira de malha de 4 mm. Uma amostra do solo foi passada em peneira 2 mm, para caracterização química e física (Tabela 3).

A caracterização química seguiu os procedimentos descritos em Teixeira et al. (2017), sendo: pH determinado em água na relação solo:solução (1:2,5); Na⁺ e K⁺ determinados por fotometria de emissão de chama; Ca²⁺ e Mg²⁺ foram extraídos com a solução de KCl 1,0 mol L⁻¹ e determinados por complexometria com EDTA (0,0125 mol L⁻¹); Al³⁺ foi extraído com KCl 1,0 mol L⁻¹ e determinado por meio da titulação com hidróxido de sódio; a acidez potencial (H+Al) foi extraída com a solução de acetato de cálcio 0,5 mol L⁻¹ e determinada por meio de titulação alcalimétrica; o P disponível foi extraído com solução de Mehlich-1 e determinado por colorimetria.

Tabela 3 - Características químicas e físicas do solo utilizado no experimento e valores de investigação (VI) para metais pesados no solo.

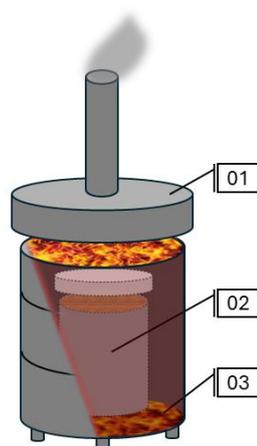
Variáveis	Unidades	Resultados
pH	água (1:2,5)	7,2
Ca ²⁺	cmol _c dm ⁻³	27,0
Mg ²⁺	cmol _c dm ⁻³	6,7
K ⁺	cmol _c dm ⁻³	0,4
Al ³⁺	cmol _c dm ⁻³	0,0
H + Al	cmol _c dm ⁻³	2,8
CTC	cmol _c dm ⁻³	37,5
P _{disp}	mg kg ⁻¹	43,9
COS	g kg ⁻¹	20,3
MOS	g kg ⁻¹	35,0
Areia	g kg ⁻¹	90,5
Silte	g kg ⁻¹	318,5
Argila	g kg ⁻¹	591,0
Ds	g cm ⁻³	1,5
Cd _(DTPA)	mg kg ⁻¹	19,2
Pb _(DTPA)	mg kg ⁻¹	855,6
Zn _(DTPA)	mg kg ⁻¹	65,1
Cd _(3051A)	mg kg ⁻¹	19,3
Pb _(3051A)	mg kg ⁻¹	1392,8
Zn _(3051A)	mg kg ⁻¹	366,3
Cd _(VI)	mg kg ⁻¹	20,0
Pb _(VI)	mg kg ⁻¹	900,0
Zn _(VI)	mg kg ⁻¹	2000,0

SB soma de bases; *CTC* capacidade de troca de cátions; *P_{disp}* fósforo disponível do solo; *COS* carbono orgânico de solo; *MOS* matéria orgânica do solo; *Ds* densidade do solo; *Cd*, *Pb*, *Zn_(DTPA)* teores disponíveis dos metais pesados no solo extraído com DTPA (0,005 mol L⁻¹ pH 7,3) (Lindsay & Norvell 1978); *Cd*, *Pb*, *Zn_(3051A)* teores ambientalmente disponíveis dos metais no solo extraídos de acordo com o protocolo 3051A da Agência de Proteção Ambiental Norte Americana (US EPA 2007); *Cd*, *Pb*, *Zn_(VI)* valores de investigação preconizados pela Resolução nº 420/2009 do CONAMA (CONAMA 2009).

4.2.2 OBTENÇÃO DOS BIOCHARS

Os biochars foram formulados pelo processo de pirólise lenta, onde a temperatura é elevada de forma gradual até chegar próximo aos 400 °C. Nesta temperatura, se prioriza a obtenção de carvão como produto do processo (SHARMA et al., 2024b). Para isso, foi utilizado um forno caseiro do tipo leito fixo, onde a biomassa é disposta em um leito imóvel e aquecida gradualmente. O forno é composto por dois cilindros concêntricos de metal. O cilindro interno tem aproximadamente 15 litros de volume e possui uma tampa, limitando o contato do oxigênio com a matéria-prima, favorecendo a pirólise. Esse cilindro é posicionado dentro de um cilindro de ferro maior, com cerca de 50 litros de volume. No espaço entre os cilindros, coloca-se lenha, que é queimada para manter a temperatura. O segundo cilindro também possui uma tampa com uma chaminé para expulsar os gases resultantes da queima (Fig. 4).

Figura 4 - Modelo de forno caseiro tipo leito fixo. Onde 01 é a tampa do forno, 02 é a capsula onde se insere a matéria prima do biochar e 03 é o cilindro externo, onde se coloca lenha, para a manutenção da temperatura.



Foram utilizados três compostos de biochar no experimento: biochar de lodo de esgoto (BLE); biochar de lodo de esgoto adicionado de sílica amorfa (BSi); Biochar de lodo de esgoto estabilizado. O lodo de esgoto presentes nos três biochars foi coletado na Estação de Tratamento de Esgotos Mangueira (ETE Mangueira), localizada na cidade de Recife-PE. A estação recolhe os efluentes de diversos bairros, submetendo-os ao tratamento físico, químico e biológico. Após este processo, obtêm-se, como resíduo, o lodo de esgoto. Depois de coletado, o lodo foi seco ao ar e destorroado em peneira de 4 mm.

Para o BLE, foi colocado uma quantidade de cerca de 2,5 kg do lodo na capsula do forno. Esta foi fechada, inserida no reator e iniciada a queima. O equipamento foi monitorado

pelas 6 horas seguintes, com um termômetro industrial infravermelho, de modo que a temperatura se manteve estável em 400 °C.

O biochar adicionado de sílica amorfa (BSi) teve seu preparo de forma semelhante ao primeiro, com a mesma matéria prima mantida à 400 °C no forno. Ao final da pirólise, o biochar obtido foi misturado e homogeneizado a um fertilizante silicatado a base de terra diatomácea, na proporção de 300 gramas de biochar para 1g de terra diatomácea. Esta proporção foi definida considerando uma dose de 500 kg/ha da terra diatomácea, definida como economicamente viável.

O terceiro biochar foi feito a partir do lodo de esgoto estabilizado. Um dos processos de estabilização deste material é adicionar óxido de cálcio (CaO), para se elevar o pH e neutralizar possíveis patógenos. Além disso, quando se eleva o pH, há uma maior disponibilidade de Si, que tem efeitos benéficos para plantas cultivadas sob situações de estresse. Sabendo disso, o lodo de esgoto in natura foi tratado com CaO, na proporção de 10%, proporção capaz de elevar o pH do lodo a 12 por no mínimo 2 horas (DA SILVA et al., 2022). Após a estabilização do pH, este material foi depositado na capsula do forno e submetido ao mesmo processo de pirólise dos demais biochars.

4.2.3 CARACTERIZAÇÃO DOS BIOCHARS

Os biochars utilizados neste experimento foram caracterizados seguindo os procedimentos estabelecidos por Singh et al. (2017) (Tabela 4). Os teores de Si foram determinados seguindo Korndörfer (2004). Os teores de metais foram determinados após digestão pelo método 3051A (USEPA, 2007) e determinação dos elementos por espectrometria de emissão óptica de plasma (ICP-OES/Optima 7000 Perkin Elmer, EUA).

Tabela 4 - Valores médios (\pm desvio padrão) das características químicas dos biochars derivados de lodo de esgoto modificado com CaO e sílica amorfa

Variáveis	Unidades	¹ Biochar	² Biochar + sílica amorfa	³ Biochar + CaO
pH água	em 1:10 (v/v)	6,84 \pm 0,17	7,32 \pm 0,01	9,41 \pm 0,01
Ca _{total}	g kg ⁻¹	24,0 \pm 0,0	24,0 \pm 0,0	103,0 \pm 0,0
P _{total}	g kg ⁻¹	7,13 \pm 0,02	7,19 \pm 0,02	4,04 \pm 0,00
Fe _{total}	g kg ⁻¹	20,0 \pm 0,0	21,0 \pm 0,0	28,0 \pm 0,0
Mn _{total}	mg kg ⁻¹	508,5 \pm 29,0	529,5 \pm 17,7	655,5 \pm 6,4
Cu _{total}	mg kg ⁻¹	122,0 \pm 1,4	126,5 \pm 0,7	120,0 \pm 1,4
Zn _{total}	mg kg ⁻¹	1190,5 \pm 9,2	1217,5 \pm 6,4	1280,0 \pm 4,2
Cd _{total}	mg kg ⁻¹	6,0 \pm 0,0	7,8 \pm 0,3	11,0 \pm 1,4
Pb _{total}	mg kg ⁻¹	59,5 \pm 4,9	59,0 \pm 1,4	43,5 \pm 3,5
Si _{total}	g kg ⁻¹	124,0 \pm 1,4	125,0 \pm 0,0	39,0 \pm 0,0
⁴ Si _{solúvel}	g kg ⁻¹	1,8 \pm 0,0 (1%)	2,0 \pm 0,1 (2%)	3,7 \pm 0,1 (9%)

¹ biochar de lodo de esgoto produzido a 400°C em pirólise lenta; ² biochar de lodo de esgoto produzido a 400°C em pirólise lenta + 500 kg ha⁻¹ do fertilizante silicatado a base de sílica amorfa; ³ biochar de lodo de esgoto estabilizado com 10% de CaO e produzido a 400°C em pirólise lenta; ⁴ Si solúvel extraído com 10 g L⁻¹ Na₂CO₃ + 16 g L⁻¹ NH₄NO₃ após cinco dias de repouso a temperatura ambiente (Korndörfer and Nolla 2004).

4.2.4 MONTAGEM E CONDUÇÃO DO EXPERIMENTO

O solo foi submetido à adubação mineral com (mg kg⁻¹): 250,0 N (Ureia); 240,0 P (MAP); 150,0 K (KCl); 160,0 S (K₂SO₄) 2,0 Fe (FeSO₄.7H₂O); 4,0 Mn (MnCl₂.4H₂O); 1,3 Cu (CuSO₄); 1,0 B (H₃BO₃) e 0,2 Mo (Na₂MoO₄.2H₂O) (DE LIMA VELOSO et al., 2022). Na sequência, os seguintes tratamentos foram aplicados em vasos com 7 L de volume: Tratamento 1 (T1), controle, sem adição de biochar; Tratamento 2 (T2), solo adicionado de biochar de lodo de esgoto; Tratamento 3 (T3), solo adicionado de biochar de lodo de esgoto combinado com terra diatomácea na proporção de 300:1; e Tratamento 4 (T4), solo adicionado de biochar de lodo de esgoto estabilizado. O experimento foi montado em delineamento inteiramente casualizado, com 3 repetições, resultando em doze unidades amostrais.

Foram semeadas 5 sementes de sorgo sacarino (*Sorghum bicolor*), cultivar SF 15. Após quatro dias, foi realizado o desbaste, mantendo-se apenas duas plantas por vaso. As plantas foram cultivadas por 30 dias, após a germinação.

4.2.5 ANÁLISES QUÍMICAS NOS SOLOS

Ao término do experimento, amostras de solo de cada vaso foram coletadas para caracterização química quanto à fertilidade e teores de Si e metais pesados. Para determinar SiO₂ nas amostras de biochar, utilizou-se a metodologia de (KORNDÖRFER, 2004), que

envolve a extração de Si com uma solução de 10 g/L de carbonato de sódio (Na_2CO_3) e 16 g/L de nitrato de amônio (NH_4NO_3).

A caracterização quanto à fertilidade dos solos seguiu os procedimentos de Teixeira et al. (2017), sendo: pH determinado em água na relação solo:solução (1:2,5), o P disponível extraído com solução de Mehlich-1 e determinado por colorimetria e carbono orgânico total pelo método de oxidação via-úmida Walkley-Black.

Os metais disponíveis (Fe, Mn, Cu, Zn, Cd e Pb) foram extraídos com DTPA 0,005 mol L^{-1} + 0,1 mol L^{-1} de trietanolamina + 0,01 mol L^{-1} de CaCl_2 (pH 7,3) (LINDSAY; NORVELL, 1978). A extração ocorreu com a agitação de 10,0 g de solo (TFSA) com 20 mL da solução extratora por 2h, posteriormente centrifugado, o sobrenadante filtrado em papel de filtro faixa azul e armazenado a 4°C para posterior análise.

4.2.6 ANÁLISES QUÍMICAS DAS AMOSTRAS DE PLANTAS

Após os 30 dias de condução do experimento, parte aérea e raízes foram coletados, lavados com água destilada e postos para secar, com raízes separadas da parte aérea, em estufa de aeração forçada a 60 °C. Após a secagem, as amostras foram pesadas para obtenção da biomassa seca e logo pulverizadas em moinho de bolas para as demais determinações.

Para determinação dos teores dos metais e para avaliação nutricional do sorgo, 0,500 g das amostras das raízes e da parte aérea foram pesadas e transferidas para tubos de teflon com 8 mL de HNO_3 + 2 mL de H_2O_2 ; e digeridas em forno de micro-ondas a 180°C por 10'. Posteriormente, os extratos foram filtrados em papel de filtro quantitativo faixa azul e o volume aferido para 25 mL em balões certificados com água ultrapura (USEPA, 1996). O N foi extraído pela digestão de 0,200 g do material vegetal em ácido sulfúrico concentrado a 350°C, de acordo com o método de Kjeldahl (TEDESCO, 1995). As determinações de P foram realizadas por colorimetria; K por espectrometria de chama; enquanto Ca, Cd, Pb, Mg, Cu, Fe, Mn e Zn foram determinados por espectrometria de emissão ótica com plasma (ICP-OES/Optima 7000 Perkin Elmer) (TEIXEIRA et al., 2017a). Os teores de Si em raízes e partes aéreas foram determinados conforme Elliott & Snyder (1991).

4.2.7 CONTROLE DE QUALIDADE E ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Como controle de qualidade das análises químicas utilizou-se amostras em branco e amostras de solo SRM 2711a (Montana Soil) e planta 1570a (Spinach leaves) com valores dos elementos certificados pelo NIST (National Institute Standard and Technology). A recuperação dos teores dos elementos na amostra certificada SRM 2711a variou de 85 – 105%, enquanto

na amostra 1570a as recuperações estiveram entre 90 – 110%. Todas as análises foram realizadas em duplicata.

Os valores da média e do desvio padrão foram calculados para todas as variáveis analisadas. A normalidade dos dados foi verificada pelo teste Shapiro – Wilk, e quando necessário transformações do tipo logarítmica e raiz quadrada foram empregadas no conjunto dos dados. Cada variável analisada foi submetida a ANOVA ($p < 0,05$). Todo procedimento estatístico foi realizado utilizando os softwares STATISTICA (v 10.0) e OriginPro.

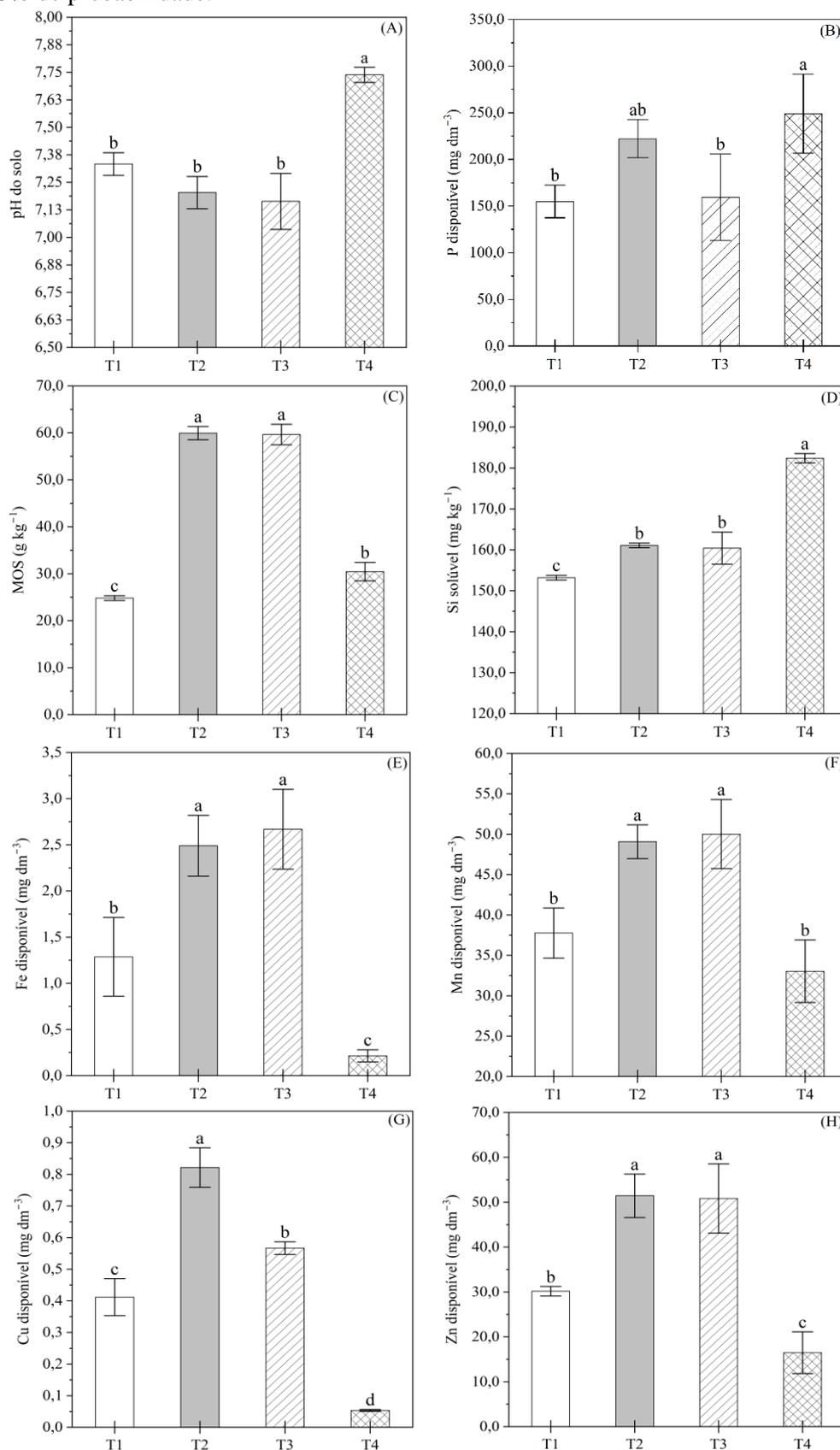
4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.3.1 CARACTERIZAÇÃO DA FERTILIDADE DOS SOLOS

Com a caracterização do solo após o experimento, foi possível avaliar o comportamento dos tratamentos. Pode-se destacar que cada atributo se comportou de uma maneira diferente em relação aos tratamentos. O pH do solo (Fig. 5A) só sofreu alterações no tratamento T4, uma vez que este biochar possuía valor de pH muito maior que os outros. P disponível (Fig. 5B) sofreu um leve aumento no T2, mas com aumento significativo no T4. MOS (Fig. 5C) aumentou em todos os tratamentos, comparando-se ao controle, no entanto, os aumentos expressivos ficaram com T2 e T3, com ganhos de 140%.

O Si solúvel (Fig. 5D), por sua vez, teve comportamento oposto, com aumentos discretos em T2 e T3 e aumento significativo em T4. Os micronutrientes avaliados se comportaram de forma semelhante. Ferro, Mn, Cu e Zn (Fig. 5 E, F, G, H) tiveram sua disponibilidade aumentada nos T2 e T3. O T4, por sua vez, reduziu a disponibilidade destes elementos a níveis inferiores ao tratamento controle. Os resultados obtidos destacam a importância de caracterizar os biochars e entender suas interações com o solo para otimizar seu uso na agricultura e na remediação de solos. Um exemplo claro é o T4, embora o aumento do pH possa reduzir a disponibilidade de alguns micronutrientes, ele também pode ser útil para imobilizar metais pesados em solos contaminados, como discutido em outros contextos (BOUSDRA; PAPADIMOU; GOLIA, 2023; GUL et al., 2020; HU et al., 2024; HUSSAIN LAHORI et al., 2017; QIU et al., 2022).

Figura 5 - Valores médios (\pm desvio padrão) das características químicas da fertilidade de um solo poluído por metais pesados que foi cultivado com sorgo e tratado com biochar derivado de lodo de esgoto modificado com CaO e sílica amorfa. T1 tratamento controle – sem aplicação de biochar, T2 tratamento com a dose de 5% de biochar de lodo de esgoto, T3 tratamento com a dose de 5% de biochar de lodo de esgoto + 500 kg ha⁻¹ do fertilizante silicatado a base de sílica amorfa, T4 tratamento com a dose de 5% de biochar de lodo de esgoto estabilizado com 10% de CaO. Valores seguidos pela mesma letra na linha não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.



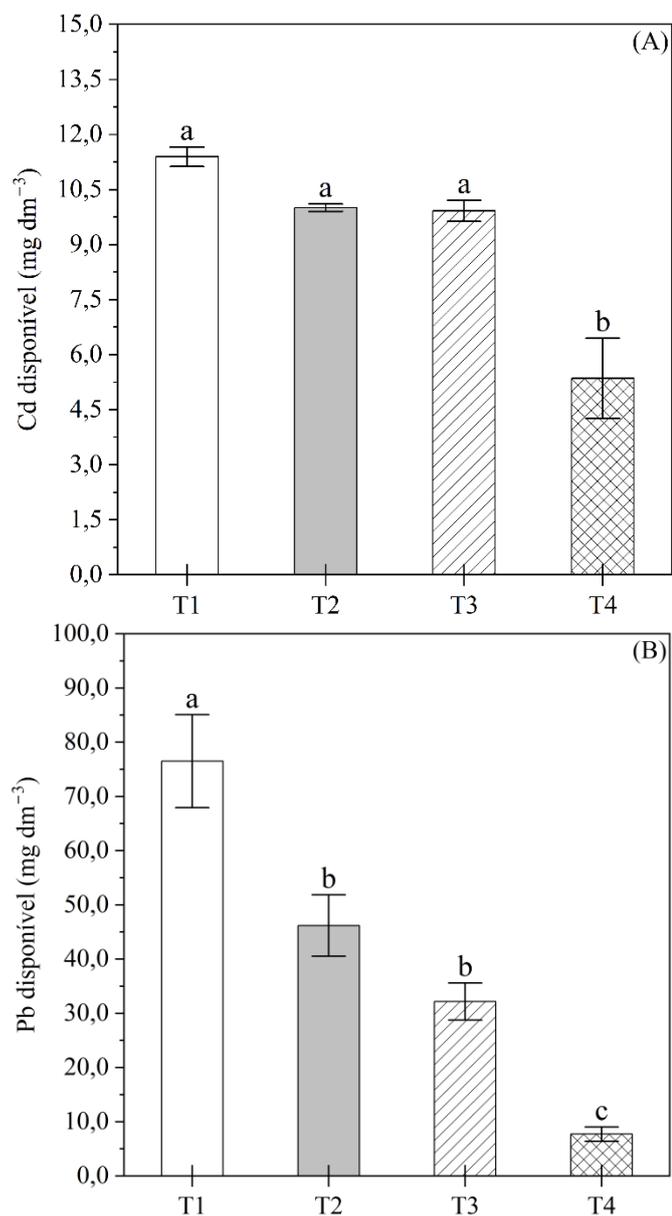
4.3.2 DISPONIBILIDADE DE METAIS PESADOS

Os teores de Cd e Pb foram avaliados quanto à sua disponibilidade (Fig. 6 A, B). Os valores de Cd disponível, apesar de apresentarem redução nos tratamentos T2 e T3, não foram suficientes para haver diferenças significativas. No entanto, para o T4, houve diferença significativa com redução em relação ao tratamento controle, resultando num teor de Cd disponível de aproximadamente 50% menor.

A disponibilidade de Pb respondeu positivamente à aplicação dos tratamentos à base de biochar. Todos os tratamentos apresentaram redução significativa em relação ao tratamento controle. T2 e T3 não diferiram entre si. O destaque foi para o T4, que atingiu uma redução de aproximadamente 88%.

Estes resultados se devem, principalmente, à presença de CaO em grande quantidade no T4, que promove a precipitação e a diminuição da solubilidade de metais pesados. A elevação do pH pode levar à formação de compostos de Cd menos solúveis, tornando-o menos disponível na solução do solo e, portanto, menos acessível para as plantas (GUL et al., 2020; HUSSAIN LAHORI et al., 2017; KHAN et al., 2020).

Figura 6 - Valores médios (\pm desvio padrão) dos teores disponíveis de Cd (A) e Pb (B) em um solo poluído por metais pesados que foi cultivado com sorgo e tratado com biochar derivado de lodo de esgoto modificado com CaO e sílica amorfa. T1 tratamento controle – sem aplicação de biochar, T2 tratamento com a dose de 5% de biochar de lodo de esgoto, T3 tratamento com a dose de 5% de biochar de lodo de esgoto + 500 kg ha⁻¹ do fertilizante silicatado a base de sílica amorfa, T4 tratamento com a dose de 5% de biochar de lodo de esgoto estabilizado com 10% de CaO. Valores seguidos pela mesma letra na linha não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.



4.3.3 COMPOSIÇÃO MINERAL DAS PLANTAS

Dentre os macronutrientes, os teores de K não se alteraram entre os tratamentos (Tabela 5). Em geral, o K não é tão afetado pela presença de biochar como outros nutrientes, pois é um íon bastante móvel no solo e sua disponibilidade pode ser menos dependente das características do biochar (FLORENTINO et al., 2019).

Houve um leve crescimento entre T2 e T3 e o T1 para os teores de P, mas o T4 se destacou como o tratamento com maiores valores do nutriente (Tabela 5). Este aumento pode estar relacionado à capacidade do biochar de aumentar a disponibilidade de P através de vários mecanismos, como a mineralização do P orgânico, a dessorção do P adsorvido e a redução da fixação do P por óxidos de ferro e alumínio, ou a própria contribuição de P presente no biochar (DE LIMA VELOSO et al., 2022; FLORENTINO et al., 2019; MUHAMMAD et al., 2020).

Os teores de N sofreram impacto positivo dos tratamentos com biochar, sendo T2 o tratamento com maiores valores. O biochar pode melhorar a disponibilidade de N ao aumentar a retenção de N no solo, reduzir perdas por lixiviação ou volatilização, e favorecer a atividade microbiana que participa do ciclo do N (MANDAL et al., 2016).

Cálcio não variou entre o T4 e o T1, no entanto, houve redução deste para os T2 e T3; Houve redução nos teores de Mg, sendo o T4 com valores mais baixos, diferindo significativamente do T1. Estes resultados podem estar relacionados à imobilização do Ca e Mg pelo biochar ou a interações competitivas com outros nutrientes (MUHAMMAD et al., 2020; ZHOU et al., 2020). Os micronutrientes apresentaram comportamento semelhantes, onde destacaram-se os T2 e T3, enquanto o T4 não diferiu do controle.

Tabela 5 - Valores médios (\pm desvio padrão) dos teores dos nutrientes na parte aérea do sorgo cultivado em um solo poluído por metais pesados e tratado com biochar derivado de lodo de esgoto modificado com CaO e sílica amorfa

Nutrientes	Unidades	T1	T2	T3	T4
N	g kg ⁻¹	24,92 \pm 0,70a	31,43 \pm 0,35d	29,73 \pm 0,40c	28,33 \pm 0,43b
P	g kg ⁻¹	2,01 \pm 0,15a	2,35 \pm 0,01ab	2,13 \pm 0,15ab	2,47 \pm 0,16b
K	g kg ⁻¹	36,98 \pm 1,65ns	30,71 \pm 0,34ns	34,88 \pm 7,00ns	28,29 \pm 3,69ns
Ca	g kg ⁻¹	14,92 \pm 0,39b	11,00 \pm 0,50a	10,41 \pm 0,12a	14,67 \pm 2,25b
Mg	g kg ⁻¹	3,60 \pm 0,37b	3,54 \pm 0,32b	2,88 \pm 0,36ab	2,28 \pm 0,41a
Fe	mg kg ⁻¹	271,5 \pm 12,3a	322,2 \pm 15,9b	321,2 \pm 6,6b	257,0 \pm 6,8a
Mn	mg kg ⁻¹	34,30 \pm 2,67a	41,70 \pm 6,17a	71,27 \pm 6,35b	25,22 \pm 3,59a
Cu	mg kg ⁻¹	6,33 \pm 1,01a	12,37 \pm 0,67c	9,68 \pm 0,08b	6,70 \pm 0,85a
Zn	mg kg ⁻¹	145,4 \pm 13,5a	241,9 \pm 13,8b	241,7 \pm 17,5b	93,6 \pm 18,1a

T1 tratamento controle – sem aplicação de biochar, T2 tratamento com a dose de 5% de biochar de lodo de esgoto, T3 tratamento com a dose de 5% de biochar de lodo de esgoto + 500 kg ha⁻¹ do fertilizante silicatado a base de sílica amorfa, T4 tratamento com a dose de 5% de biochar de lodo de esgoto estabilizado com 10% de CaO. Valores seguidos pela mesma letra na linha não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade. ns não significativo.

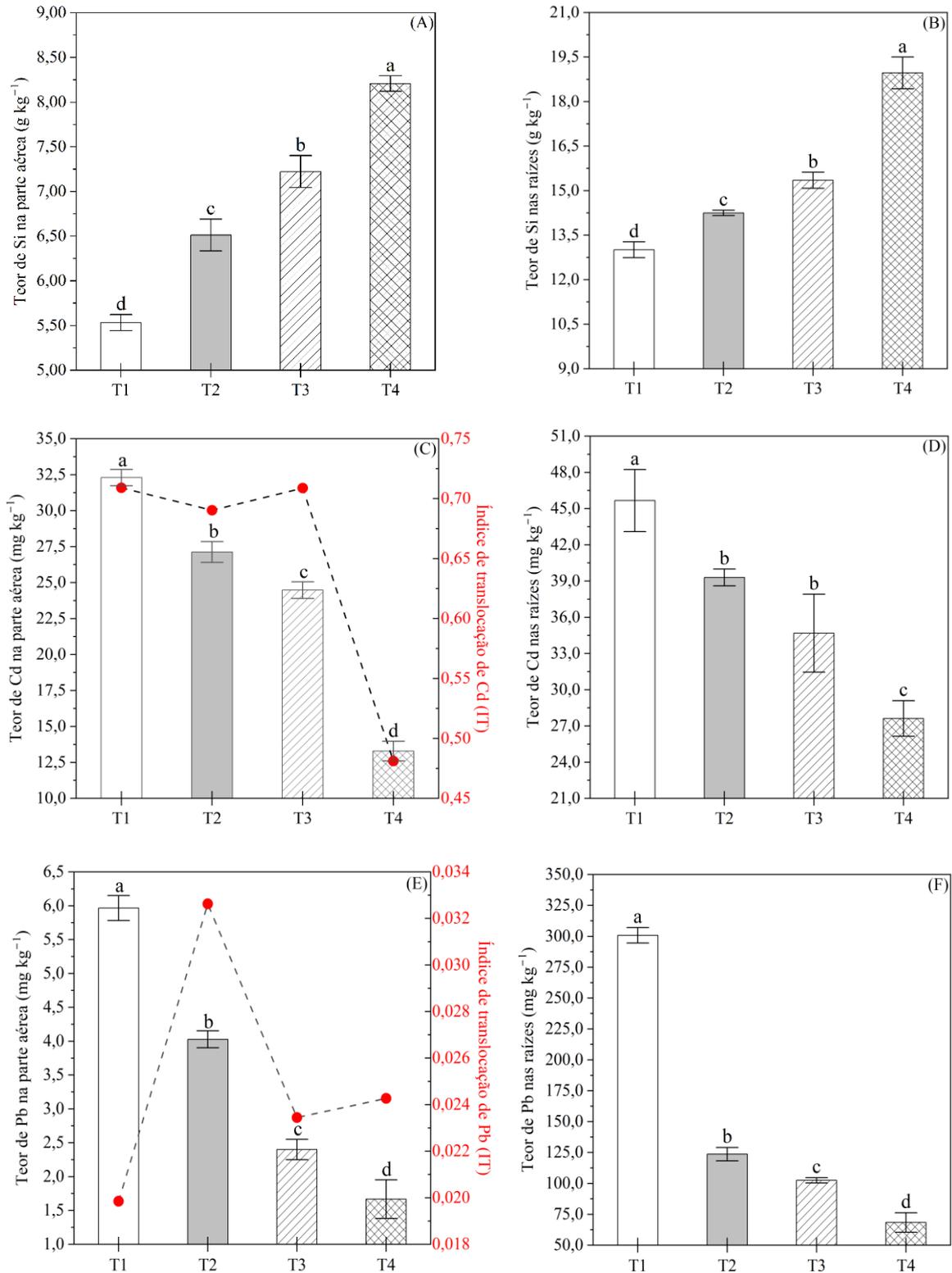
4.3.4 DINÂMICA DE SILÍCIO E IMOBILIZAÇÃO DE CD E PB

O silício acumulado nas raízes e na parte aérea foi crescente do T1 para o T4, com os tratamentos com biochar diferindo significativamente do controle. (Fig. 7 A e B). No T4, o aumento na concentração de Si foi de aproximadamente 45% de aumento para as raízes e parte aérea, o que indica que o Si foi translocado de forma eficiente para a parte aérea. O aumento de pH observado no T4 provavelmente favoreceu a dissolução de silicatos no biochar (BOUSDRA; PAPADIMOU; GOLIA, 2023; WANG et al., 2018). É interessante observar que o efeito do aumento de pH sobre a dissipabilidade de Si superou até mesmo a aplicação do elemento via sílica amorfa, juntamente com o biochar.

Os teores de Cd nas plantas seguiram comportamento inverso ao observado para o Si (Fig. 7 C, D). A aplicação de biochar nos tratamentos ocasionou uma redução significativa de Cd nas plantas entre todos os tratamentos, sendo os menores teores metal observados no T4, com redução de aproximadamente 58% na parte aérea e 40% nas raízes. Com estes resultados, foi possível estabelecer o índice de translocação do metal para a parte aérea. O T4 foi o único tratamento que teve efeito sobre a redução da translocação de Cd (Fig. 7 C).

Esta redução do Cd nos tecidos, especialmente a redução da translocação para a parte aérea, pode ser atribuída à algumas características do biochar e ao aumento do pH. A adsorção do Cd na superfície do biochar, a complexação com grupos funcionais e a precipitação também podem ter contribuído para a diminuição da absorção de Cd pelas plantas (CHORMARE et al., 2023; MOHAMED et al., 2023). Por sua vez, o aumento do pH do solo pelo biochar pode ter reduzido a mobilidade do Cd, favorecendo a formação de precipitados como CdCO_3 e Cd(OH)_2 (NAMIEŚNIK; RABAJCZYK, 2010)

Figura 7 - Valores médios (\pm desvio padrão) dos teores de Si (A – B), dos teores e índices de translocação de Cd (C – D) e Pb (E – F) na parte aérea e raízes do sorgo cultivado em um solo poluído por metais pesados e tratado com biochar derivado de lodo de esgoto modificado com CaO e sílica amorfa. *T1* tratamento controle – sem aplicação de biochar, *T2* tratamento com a dose de 5% de biochar de lodo de esgoto, *T3* tratamento com a dose de 5% de biochar de lodo de esgoto + 500 kg ha⁻¹ do fertilizante silicatado a base de sílica amorfa, *T4* tratamento com a dose de 5% de biochar de lodo de esgoto estabilizado com 10% de CaO. Valores seguidos pela mesma letra na linha não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.



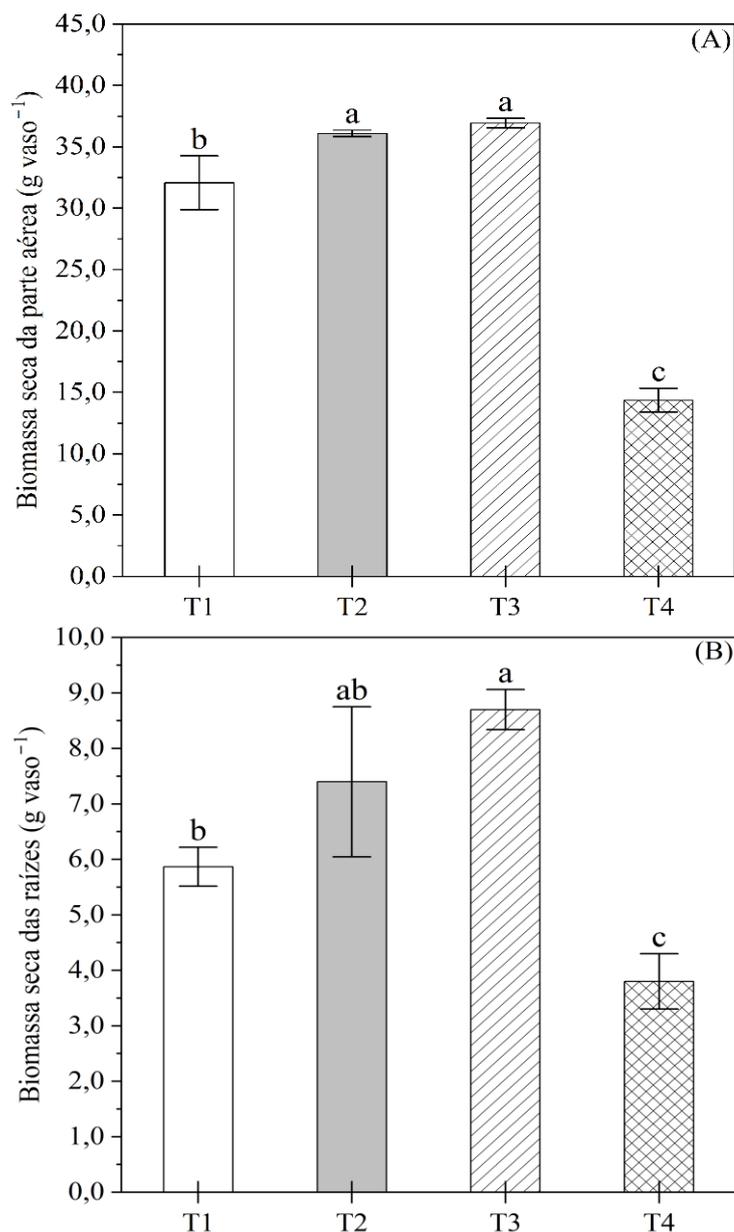
Os teores de Pb nas plantas também foram reduzidos nos tratamentos com biochar (Fig. 7 E, F), demonstrando que a aplicação de biochar é capaz de reduzir significativamente os teores de Pb na parte aérea e raízes. Os maiores teores de metal, mais uma vez, foram observados no controle seguido por T2, T3 e T4. O índice de translocação para este metal foi baixo no tratamento T1, aumentou no T2 e seguiu valores mais baixos no T3 e T4.

A redução na absorção de Pb pelas plantas, semelhantemente ao Cd, pode estar relacionada à adsorção do metal na superfície do biochar, à complexação com grupos funcionais presentes no material e à precipitação de Pb em formas menos biodisponíveis (AZEEM et al., 2021a, 2021b; GASCÓ et al., 2019). O aumento do pH do solo, especialmente com T4, também pode ter contribuído para reduzir a mobilidade do Pb, favorecendo a formação de precipitados como PbO, Pb(OH)₂ e PbCO₃ (HUSSAIN LAHORI et al., 2017; KHAN et al., 2020; QIU et al., 2022).

4.3.5 BIOMASSA DO SORGO

Nos tratamentos T2 e T3, que não diferiram entre si, as plantas produziram mais biomassa da parte aérea que no tratamento controle (Fig. 8 A). Para a biomassa de raízes, apenas o T3 foi superior ao controle (Fig. 8 B). Portanto, a aplicação conjunta de biochar com sílica amorfa foi a mais eficiente no aumento da biomassa da planta e reduziu significativamente os teores de Cd e Pb disponíveis e acumulados pelas plantas, sendo o tratamento mais indicado para fitoestabilização. O T4, por outro lado, causou forte redução na biomassa do sorgo, com diminuição de aproximadamente 30% para parte aérea e de 50% para a produção de raízes (Fig. 8 A e B). O pH alcalino (HUSSAIN LAHORI et al., 2017; KHAN et al., 2020), a imobilização de nutrientes (ITAM; HORSFALL; EKİYOR, 2024) e o desequilíbrio nutricional (ANGON et al., 2024) são alguns dos motivos para que o T4 tenha resultado em desempenho inferior aos demais tratamentos.

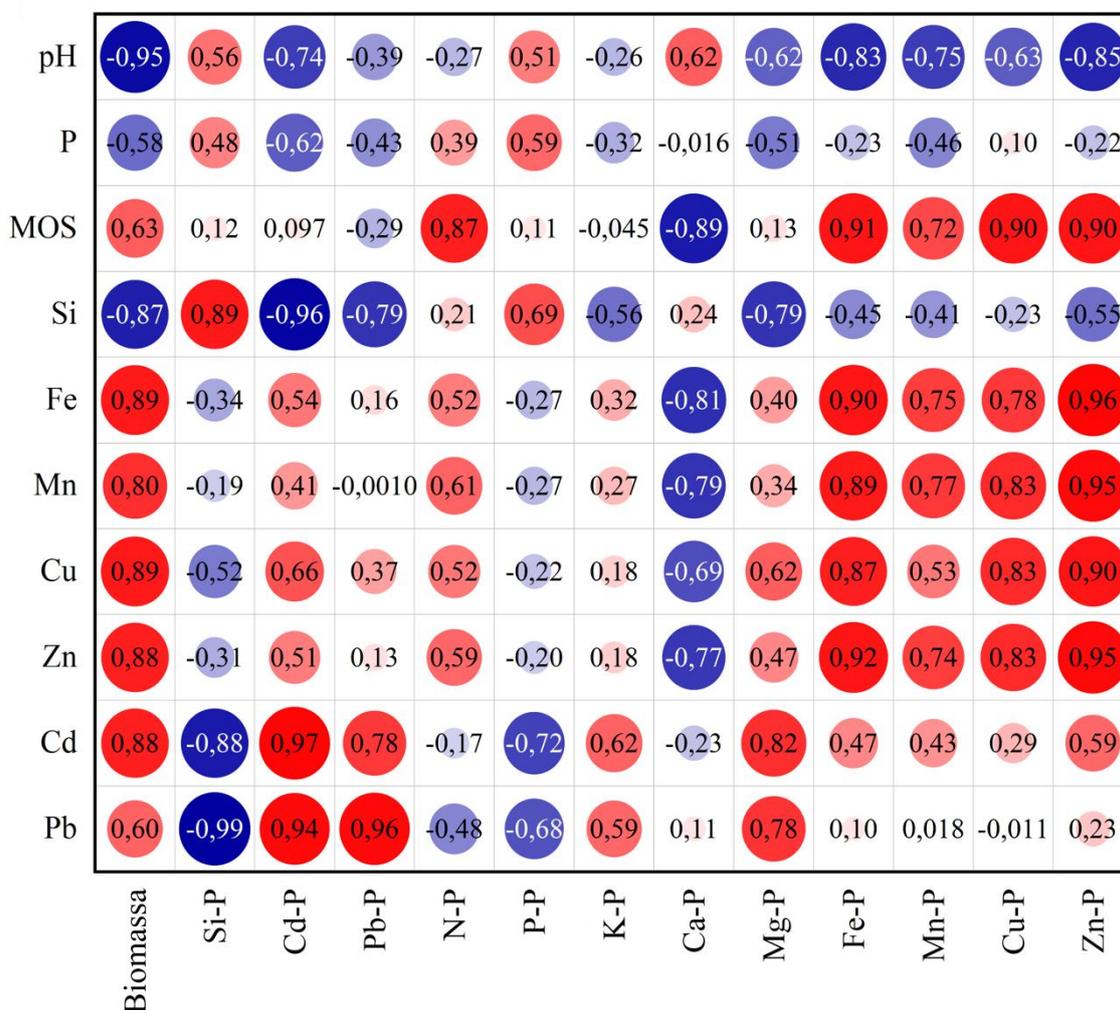
Figura 8 - Valores médios (\pm desvio padrão) da biomassa seca da parte aérea (A) e das raízes (B) do sorgo cultivado em um solo poluído por metais pesados e tratado com biochar derivado de lodo de esgoto modificado com CaO e sílica amorfa. *T1* tratamento controle – sem aplicação de biochar, *T2* tratamento com a dose de 5% de biochar de lodo de esgoto, *T3* tratamento com a dose de 5% de biochar de lodo de esgoto + 500 kg ha⁻¹ do fertilizante silicatado a base de sílica amorfa, *T4* tratamento com a dose de 5% de biochar de lodo de esgoto estabilizado com 10% de CaO. Valores seguidos pela mesma letra na linha não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.



4.3.6 CORRELAÇÃO ENTRE CARACTERÍSTICAS DE SOLO E PLANTA

Existe uma correlação negativa entre Cd e Pb com outras variáveis, especialmente com o pH do solo (Fig. 9). Esse resultado confirma que, à medida que o pH do solo aumenta, a mobilidade de metais como Cd, Pb, Fe, Mn, Zn e Cu é reduzida. Essa diminuição na mobilidade pode impactar a fitorremediação de maneira dual: positivamente, ao reduzir a toxicidade dos metais, e negativamente, ao limitar a absorção de micronutrientes essenciais pelas plantas (Harimana et al., 2024).

Figura 9 - Correlação linear de Pearson ($p < 0,05$) entre as variáveis dos solos e variáveis analisadas na parte aérea do sorgo cultivado em um solo poluído por metais pesados e tratado com biochar derivado de lodo de esgoto modificado com CaO e sílica amorfa. Si-P, Cd-P... Zn-P teores dos elementos na parte aérea do sorgo.



O Si também apresenta correlações negativas com os teores de Pb e Cd, indicando que os silicatos presentes no solo desempenham um papel significativo na mobilidade desses metais. O silício pode contribuir para a imobilização de metais pesados, reduzindo sua biodisponibilidade para as plantas (DE LIMA VELOSO et al., 2022; LI et al., 2016). Esse efeito

é semelhante ao observado com o uso de biochar, e a interação sinérgica entre silício e biochar pode aumentar ainda mais a estabilização dos metais no solo.

A matriz de correlação também sugere interações importantes entre o teor de matéria orgânica do solo (MOS) e os poluentes Cd e Pb, além dos nutrientes Fe, Mn, Zn e Cu. A MOS é amplamente reconhecida por sua capacidade de adsorção e retenção de metais pesados, reduzindo sua disponibilidade para as plantas (ADEJUMO; OGUNDIRAN; TOGUN, 2018; WAN et al., 2024). Isso explica a baixa ou inexistente correlação entre MOS e os metais Cd e Pb (Fig. 9). Por outro lado, a MOS apresentou correlações positivas com os micronutrientes catiônicos, o que sugere que ela pode ter favorecido sua disponibilidade, especialmente em condições de pH alcalino, por meio da formação de quelatos.

A correlação negativa entre Si e biomassa sugere que no caso do presente experimento, teores mais elevados de Si estiveram associados ao aumento do pH de um tratamento com biochar (T4), e que foi responsável pelo impacto negativo na biomassa. Portanto, não necessariamente Si e biomassa apresentam comportamentos antagônicos (BOUSDRA; PAPADIMOU; GOLIA, 2023; HUSSAIN LAHORI et al., 2017; LI et al., 2016; WAN et al., 2024). O Si teve correlação negativa com metais Cd e Pb. Isso reforça o papel do Si como agente protetor, reduzindo a toxicidade dos metais pesados (LI et al., 2016, 2022a; WAN et al., 2024).

4.4 CONCLUSÕES

Os resultados do estudo demonstram que a aplicação de biochar, especialmente em combinação com outros materiais como a sílica amorfa, pode promover melhorias na fertilidade do solo e auxiliar na remediação de áreas contaminadas. O tratamento T2 e T3 destacaram-se por aumentar a matéria orgânica do solo, a disponibilidade de micronutrientes (Fe, Mn, Cu e Zn) e a produção de biomassa do sorgo, sem causar prejuízos significativos à disponibilidade de nutrientes. Esses tratamentos também reduziram a biodisponibilidade de Cd e Pb no solo, tornando-os opções viáveis para práticas de fitoestabilização em solos contaminados.

O tratamento T4, embora tenha demonstrado a maior eficiência na redução da disponibilidade de Cd e Pb, apresentou limitações significativas, como a redução da biomassa das plantas e a imobilização de nutrientes. Esses resultados indicam que o biochar com pH alcalino elevado pode ser mais adequado para a remediação de solos altamente contaminados, onde a imobilização de metais pesados é a prioridade, mas menos indicado para solos agrícolas

ou programas de fitorremediação, onde o equilíbrio nutricional e o crescimento das plantas são fundamentais.

Por fim, a interação positiva do biochar com o silício foi evidente nos tratamentos, contribuindo para a redução da translocação de Cd e Pb para a parte aérea das plantas. O biochar mostrou-se uma tecnologia promissora para a remediação de solos, desde que suas características sejam cuidadosamente ajustadas ao contexto do solo e das culturas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANGON, P. B.; ISLAM, M. S.; KC, S.; DAS, A.; ANJUM, N.; POUDEL, A.; SUCHI, S. A. Sources, effects and present perspectives of heavy metals contamination: Soil, plants and human food chain. **Heliyon**, vol. 10, n° 7, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e28357>.

AZEEM, M.; ALI, A.; AROCKIAM JEYASUNDAR, P. G. S.; LI, Y.; ABDELRAHMAN, H.; LATIF, A.; LI, R.; BASTA, N.; LI, G.; SHAHEEN, S. M.; RINKLEBE, J.; ZHANG, Z. Bone-derived biochar improved soil quality and reduced Cd and Zn phytoavailability in a multi-metal contaminated mining soil. **Environmental Pollution**, vol. 277, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116800>.

AZEEM, M.; ALI, A.; AROCKIAM JEYASUNDAR, P. G. S.; BASHIR, S.; HUSSAIN, Q.; WAHID, F.; ALI, E. F.; ABDELRAHMAN, H.; LI, R.; ANTONIADIS, V.; RINKLEBE, J.; SHAHEEN, S. M.; LI, G.; ZHANG, Z. Effects of sheep bone biochar on soil quality, maize growth, and fractionation and phytoavailability of Cd and Zn in a mining-contaminated soil. **Chemosphere**, vol. 282, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131016>.

BASHIR, Z.; RAJ, D.; SELVASEMBIAN, R. A combined bibliometric and sustainable approach of phytostabilization towards eco-restoration of coal mine overburden dumps. **Chemosphere**, vol. 363, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.142774>.

BOUSDRA, T.; PAPADIMOU, S. G.; GOLIA, E. E. The Use of biochar in the Remediation of Pb, Cd, and Cu-Contaminated Soils. The Impact of biochar Feedstock and Preparation Conditions on Its Remediation Capacity. **Land**, vol. 12, n° 2, 2023. <https://doi.org/10.3390/land12020383>.

BURGES, A.; ALKORTA, I.; EPELDE, L.; GARBISU, C. From phytoremediation of soil contaminants to phytomanagement of ecosystem services in metal contaminated sites. **International Journal of Phytoremediation**, vol. 20, n° 4, p. 384–397, 2018. <https://doi.org/10.1080/15226514.2017.1365340>.

BUSS, W.; GRAHAM, M. C.; SHEPHERD, J. G.; MAŠEK, O. Suitability of marginal biomass-derived biochars for soil amendment. **Science of the Total Environment**, vol. 547, p. 314–322, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.11.148>.

CHEN, Y.; LIU, D.; MA, J.; JIN, B.; PENG, J.; HE, X. Assessing the influence of immobilization remediation of heavy metal contaminated farmland on the physical properties of soil. **Science of the Total Environment**, vol. 781, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146773>.

CHEW, J.; JOSEPH, S.; CHEN, G.; ZHANG, Y.; ZHU, L.; LIU, M.; TAHERYMOOSAVI, S.; MUNROE, P.; MITCHELL, D. R. G.; PAN, G.; LI, L.; BIAN, R.; FAN, X. Biochar-based fertiliser enhances nutrient uptake and transport in rice seedlings. **Science of The Total Environment**, vol. 826, p. 154174, jun. 2022. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154174>.

CHIRAKKARA, R. A.; REDDY, K. R. Biomass and chemical amendments for enhanced phytoremediation of mixed contaminated soils. **Ecological Engineering**, vol. 85, p. 265–274, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.09.029>.

CHORMARE, R.; MORADEEYA, P. G.; SAHOO, T. P.; SEENUVASAN, M.; BASKAR, G.; SARAVAIA, H. T.; KUMAR, M. Anil. Conversion of solid wastes and natural biomass for deciphering the valorization of biochar in pollution abatement: A review on the thermo-chemical processes. **Chemosphere**, vol. 339, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.139760>.

DA SILVA, J. A. G. F.; DE FREITAS, A. D. S.; DA SILVA, V. S. G.; DE ROSÁLIA E SILVA SANTOS, C. E.; FERNANDES JÚNIOR, P. I.; DE MELO, A. F.; DOS SANTOS SOUZA, P. A.; DE OLIVEIRA, A. S.; DOS SANTOS, N. M.; DO NASCIMENTO, C. W. A. Assessing the Phytoextraction of Cd, Pb, and Zn from a Slag-Contaminated Soil by Legume Species Inoculated with Rhizobial Strains. **Environmental Processes**, vol. 11, n° 4, p. 55, 2024. DOI 10.1007/s40710-024-00732-4.

DA SILVA, W. R.; DA SILVA, F. B. V.; ARAÚJO, P. R. M.; DO NASCIMENTO, C. W. A. Assessing human health risks and strategies for phytoremediation in soils contaminated with As, Cd, Pb, and Zn by slag disposal. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, vol. 144, p. 522–530, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.06.068>.

DA SILVA, W. R.; FRACETTO, G. G. M.; FRACETTO, F. J. C.; DA SILVA, Y. J. A. V.; DE SOUZA, A. A. B.; DO NASCIMENTO, C. W. A. The Stabilization Method of Sewage Sludge Affects Soil Microbial Attributes and Boosts Soil P Content and Maize Yield in a Sludge-Amended Soil in the Field. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, vol. 22, n° 2, p. 1267–1276, 2022. <https://doi.org/10.1007/s42729-021-00729-0>.

DE LIMA VELOSO, V.; DA SILVA, F. B. V.; DOS SANTOS, N. M.; DO NASCIMENTO, C. W. A. Phytoattenuation of Cd, Pb, and Zn in a Slag-contaminated Soil Amended with Rice Straw Biochar and Grown with Energy Maize. **Environmental Management**, vol. 69, n° 1, p. 196–212, 2022. <https://doi.org/10.1007/s00267-021-01530-6>.

DOS SANTOS, N. M.; DO NASCIMENTO, C. W. A.; DE AGUIAR ACCIOLY, A. M. Guideline Values and Metal Contamination in Soils of an Environmentally Impacted Bay. **Water, Air, and Soil Pollution**, vol. 228, n° 3, 2017. <https://doi.org/10.1007/s11270-017-3279-7>.

ELLIOTT, C. L.; SNYDER, G. H. Autoclave-induced digestion for the colorimetric determination of silicon in rice straw. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, vol. 39, n° 6, p. 1118–1119, 1991. <https://doi.org/10.1021/jf00006a024>.

FLORENTINO, A. L.; FERRAZ, A. V.; GONÇALVES, J. L. M.; ASENSIO, V.; MURAOKA, T.; SANTOS DIAS, C. T.; NOGUEIRA, T. A. R.; CAPRA, G. F.; ABREU-JUNIOR, C. H. Long-term effects of residual sewage sludge application in tropical soils under Eucalyptus plantations. **Journal of Cleaner Production**, vol. 220, p. 177–187, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.02.065>.

GASCÓ, G.; ÁLVAREZ, M. L.; PAZ-FERREIRO, J.; MÉNDEZ, A. Combining phytoextraction by Brassica napus and biochar amendment for the remediation of a mining soil in Riotinto (Spain). **Chemosphere**, vol. 231, p. 562–570, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.05.168>.

GUL, I.; MANZOOR, M.; KALLERHOFF, J.; ARSHAD, M. Enhanced phytoremediation of lead by soil applied organic and inorganic amendments: Pb phytoavailability, accumulation and metal recovery. **Chemosphere**, vol. 258, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127405>.

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

HAGHIGHIZADEH, A.; RAJABI, O.; NEZARAT, A.; HAJYANI, Z.; HAGHMOHAMMADI, M.; HEDAYATIKHAH, S.; ASL, S. D.; AGHABABAI BENI, A. Comprehensive analysis of heavy metal soil contamination in mining Environments: Impacts, monitoring Techniques, and remediation strategies. **Arabian Journal of Chemistry**, vol. 17, n° 6, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2024.105777>.

HU, Y.; WANG, J.; YANG, Y.; LI, S.; WU, Q.; NEPOVIMOVA, E.; ZHANG, X.; KUCA, K. Revolutionizing soil heavy metal remediation: Cutting-edge innovations in plant disposal technology. **Science of the Total Environment**, vol. 918, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.170577>.

HUSSAIN LAHORI, A.; ZHANG, Z.; GUO, Z.; MAHAR, A.; LI, R.; KUMAR AWASTHI, M.; ALI SIAL, T.; KUMBHAR, F.; WANG, P.; SHEN, F.; ZHAO, J.; HUANG, H. Potential use of lime combined with additives on (im)mobilization and phytoavailability of heavy metals from Pb/Zn smelter contaminated soils. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, vol. 145, p. 313–323, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.07.049>.

ITAM, D. H.; HORSFALL, I. T.; EKİYOR, T. H. Application of biochar in soil remediation: A decade of scientometrics and systematic review from 2014 to 2024. **Results in Engineering**, vol. 23, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.rineng.2024.102757>.

JACOB, J. N.; OKUO, J. M.; ARCHIBONG, U. D.; IMAFIDON, M. I.; EMERIBE, O. F.; ANEGBE, B.. Comparative studies on the effects of biochar and cow dung amendments on the mobility, bioavailability and toxicity of heavy metals in lead-acid contaminated soil. **Dutse Journal of Pure and Applied Sciences**, vol. 8, n° 2a, p. 171–186, 2022. <https://doi.org/10.4314/dujopas.v8i2a.17>.

KHAN, A. Z.; KHAN, S.; AYAZ, T.; BRUSSEAU, M. L.; KHAN, M. A.; NAWAB, J.; MUHAMMAD, S. Popular wood and sugarcane bagasse biochars reduced uptake of chromium and lead by lettuce from mine-contaminated soil. **Environmental Pollution**, vol. 263, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114446>.

KORNDÖRFER, G. H. **Análise de silício: solo, planta e fertilizante**. [S. l.]: Instituto de Ciências Agrárias, Universidade Federal de Uberlândia, 2004.

LENG, L.; XIONG, Q.; YANG, L.; LI, H.; ZHOU, Y.; ZHANG, W.; JIANG, S.; LI, H.; HUANG, H. An overview on engineering the surface area and porosity of biochar. **Science of The Total Environment**, vol. 763, p. 144204, 2021. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2020.144204>.

LI, H.; LIU, Y.; CHEN, Y.; WANG, S.; WANG, M.; XIE, T.; WANG, G. Biochar amendment immobilizes lead in rice paddy soils and reduces its phytoavailability. **Scientific Reports**, vol. 6, 2016. <https://doi.org/10.1038/srep31616>.

LI, X.; CAO, Y.; XIAO, J.; SALAM, M.; CHEN, G. Bamboo biochar greater enhanced Cd/Zn accumulation in *Salix psammophila* under non-flooded soil compared with flooded. **Biochar**, vol. 4, n° 1, 2022. <https://doi.org/10.1007/s42773-022-00139-0>.

LU, K.; YANG, X.; SHEN, J.; ROBINSON, B.; HUANG, H.; LIU, D.; BOLAN, N.; PEI, J.; WANG, H. Effect of bamboo and rice straw biochars on the bioavailability of Cd, Cu, Pb and Zn to *Sedum plumbizincicola*. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, vol. 191, p. 124–132, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.04.010>.

MANDAL, S.; THANGARAJAN, R.; BOLAN, N. S.; SARKAR, B.; KHAN, N.; OK, Y. Sik; NAIDU, R. Biochar-induced concomitant decrease in ammonia volatilization and increase in nitrogen use efficiency by wheat. **Chemosphere**, vol. 142, p. 120–127, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.04.086>.

MENG, J.; TAO, M.; WANG, L.; LIU, X.; XU, J. Changes in heavy metal bioavailability and speciation from a Pb-Zn mining soil amended with biochars from co-pyrolysis of rice straw and swine manure. **Science of The Total Environment**, vol. 633, p. 300–307, 2018. DOI 10.1016/j.scitotenv.2018.03.199.

MOHAMED, B. A.; RUAN, R.; BILAL, M.; KHAN, N. A.; AWASTHI, M. K.; AMER, M. A.; LENG, L.; HAMOUDA, M. A.; VO, D. V.; LI, J. Co-pyrolysis of sewage sludge and biomass for stabilizing heavy metals and reducing biochar toxicity: A review. **Environmental Chemistry Letters**, vol. 21, n° 2, p. 1231–1250, 2023. <https://doi.org/10.1007/s10311-022-01542-6>.

MUHAMMAD, N.; NAFEES, M.; KHAN, M. H.; GE, L.; LISAK, G. Effect of biochars on bioaccumulation and human health risks of potentially toxic elements in wheat (*Triticum aestivum* L.) cultivated on industrially contaminated soil. **Environmental Pollution**, vol. 260, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113887>.

NAMIEŚNIK, J.; RABAJCZYK, A. The speciation and physico-chemical forms of metals in surface waters and sediments. **Chemical Speciation and Bioavailability**, vol. 22, n° 1, p. 1–24, 2010. <https://doi.org/10.3184/095422910X12632119406391>.

NIEMEYER, J. C.; LOLATA, G. B.; CARVALHO, G. M.; DA SILVA, E. M.; SOUSA, J. P.; NOGUEIRA, M. A. Microbial indicators of soil health as tools for ecological risk assessment of a metal contaminated site in Brazil. **Applied Soil Ecology**, vol. 59, p. 96–105, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2012.03.019>.

NIEMEYER, J. C.; MOREIRA-SANTOS, M.; RIBEIRO, R.; RUTGERS, M.; NOGUEIRA, M. A.; DA SILVA, E. M.; SOUSA, J. P. Ecological Risk Assessment of a Metal-Contaminated Area in the Tropics. Tier II: Detailed Assessment. **PLOS ONE**, vol. 10, n° 11, p. e0141772, 2015. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0141772>.

QIU, M.; LIU, L.; LING, Q.; CAI, Y.; YU, S.; WANG, S.; FU, D.; HU, B.; WANG, X. Biochar for the removal of contaminants from soil and water: a review. **Biochar**, vol. 4, n° 1, 2022. <https://doi.org/10.1007/s42773-022-00146-1>.

ROBINSON, B. H.; BAÑUELOS, G.; CONESA, H. M.; EVANGELOU, M. W. H.; SCHULIN, R. The phytomanagement of trace elements in soil. **Critical Reviews in Plant Sciences**, vol. 28, n° 4, p. 240–266, 2009. <https://doi.org/10.1080/07352680903035424>.

RODRÍGUEZ-VILA, A.; ASENSIO, V.; FORJÁN, R.; COVELO, E. F. Chemical fractionation of Cu, Ni, Pb and Zn in a mine soil amended with compost and biochar and vegetated with *Brassica juncea* L. **Journal of Geochemical Exploration**, vol. 158, p. 74–81, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2015.07.005>.

SHARMA, T.; HAKEEM, I. G.; GUPTA, A. B.; JOSHI, J.; SHAH, K.; VUPPALADADIYAM, A. K.; SHARMA, A. Parametric influence of process conditions on thermochemical techniques for biochar production: A state-of-the-art review. **Journal of the Energy Institute**, vol. 113, p. 101559, 2024. <https://doi.org/10.1016/J.JOEI.2024.101559>.

SU, Y.; PENG, S.; XU, G.; GAO, Q.; CHEN, J.; LU, X.; DUAN, B. Effect of cornstalk biochar on phytoremediation of Pb-contaminated soil by females and males of *Populus deltoides* (Salicaceae). **Physiologia Plantarum**, vol. 175, n° 4, 2023. <https://doi.org/10.1111/ppl.13986>.

TEDESCO, M. J. **Análises de solo, plantas e outros materiais**. [S. l.]: Ufrgs, 1995.

TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. **Manual de métodos de análise de solo**. Brasília,. [S. l.]: EMBRAPA, 2017. vol. 3, . Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/181717/1/Manual-de-Metodos-de-Analise-de-Solo-2017.pdf>.

USEPA, United States Environmental Protection Agency. Method 3050B: Acid Digestion of Sediments, Sludges, and Soils. **Z. Für Anal. Chem**, 1996. DOI <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-06/documents/epa-3050b.pdf>. Disponível em: <https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-06/documents/epa-3050b.pdf>. Acessado em: 2 out. 2022.

VISCONTI, D.; ÁLVAREZ-ROBLES, M. J.; FIORENTINO, N.; FAGNANO, M.; CLEMENTE, R. Use of *Brassica juncea* and *Dactylis glomerata* for the phytostabilization of mine soils amended with compost or biochar. **Chemosphere**, vol. 260, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127661>.

WAN, Y.; LIU, J.; ZHUANG, Z.; WANG, Q.; LI, H. Heavy Metals in Agricultural Soils: Sources, Influencing Factors, and Remediation Strategies. **Toxics**, vol. 12, n° 1, 2024. <https://doi.org/10.3390/toxics12010063>.

WANG, M.; ZHU, Y.; CHENG, L.; ANDERSON, B.; ZHAO, X.; WANG, D.; DING, A. Review on utilization of biochar for metal-contaminated soil and sediment remediation. **Journal of Environmental Sciences (China)**, vol. 63, p. 156–173, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2017.08.004>.

WANG, S.; GAO, B.; LI, Y.; OK, Y. S.; SHEN, C.; XUE, S. Biochar provides a safe and value-added solution for hyperaccumulating plant disposal: A case study of *Phytolacca acinosa* Roxb. (Phytolaccaceae). **Chemosphere**, vol. 178, p. 59–64, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.02.121>.

ZDRAVKOVIĆ, A.; CVETKOVIĆ, V.; ŠARIĆ, K.; PAČEVSKI, A.; ROSIĆ, A.; ERIĆ, S. Waste rocks and medieval slag as sources of environmental pollution in the area of the Pb-Zn Mine Rudnik (Serbia). **Journal of Geochemical Exploration**, vol. 218, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2020.106629>.

ZHOU, J.; CHEN, L. H.; PENG, L.; LUO, S.; ZENG, Q. R. Phytoremediation of heavy metals under an oil crop rotation and treatment of biochar from contaminated biomass for safe use. **Chemosphere**, vol. 247, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.125856>.

5 CULTIVO DE HORTALIÇAS EM SOLO SOB CONTAMINAÇÃO INDUZIDA DE CÁDMIO E TRATADO COM BIOCHAR

Resumo

A contaminação por cádmio (Cd) é uma preocupação global, pois representa um risco significativo à saúde humana, especialmente devido à presença desse metal pesado em alimentos cultivados em solos contaminados. O biochar, um material carbonáceo obtido pela pirólise de biomassa, tem se mostrado promissor na imobilização de Cd no solo, reduzindo seus impactos na saúde e no ambiente. Neste contexto, este estudo avaliou a eficácia do biochar de torta de filtro (BTF) na redução da disponibilidade e acumulação de Cd em hortaliças (acelga, quiabo, beterraba e pimentão) cultivadas em Argissolo Vermelho-Amarelo contaminado artificialmente (10 mg kg^{-1} de Cd). As plantas foram cultivadas em casa de vegetação, com o solo contaminado tratado com 5% de BTF. Foram analisados os teores de Cd no solo e nas partes comestíveis das hortaliças, além da produção de biomassa. Os resultados indicaram que o BTF reduziu os teores de Cd no solo para níveis abaixo do limite de prevenção, além de melhorar a fertilidade por meio do aumento do pH e da disponibilidade de nutrientes. O acúmulo de Cd variou entre as hortaliças, refletindo diferenças nos mecanismos de absorção e translocação, bem como no risco de contaminação humana. O biochar não apenas reduziu a acumulação de Cd, mas também aumentou a biomassa e os teores de nutrientes nas hortaliças, possibilitando a produção de partes comestíveis de todas elas. Esses resultados reforçam o potencial do BTF como uma ferramenta para a remediação de solos contaminados e para a mitigação de riscos à segurança alimentar.

Palavras-chave: Fitorremediação. Fitoestabilização. Metais Pesados. Torta de Filtro.

CULTIVATION OF VEGETABLES IN SOIL WITH INDUCED CADMIUM CONTAMINATION TREATED WITH BIOCHAR

Abstract

Cadmium (Cd) contamination is a global concern due to its significant risk to human health, particularly through the presence of this heavy metal in food crops grown in contaminated soils. Biochar, a carbonaceous material produced via biomass pyrolysis, has shown promise in immobilizing Cd in soil, thereby reducing its environmental and health impacts. In this context, the present study evaluated the effectiveness of filter cake biochar (BTF) in reducing the availability and accumulation of Cd in vegetables (Swiss chard, okra, beetroot, and bell pepper) cultivated in artificially contaminated Red-Yellow Ultisol (10 mg kg⁻¹ of Cd). The plants were grown in a greenhouse, with the contaminated soil treated with 5% BTF. Cd levels in the soil and the edible parts of the vegetables were analyzed, along with biomass production. The results demonstrated that BTF reduced Cd levels in the soil to below the prevention threshold while improving soil fertility by increasing pH and nutrient availability. Cd accumulation varied among the vegetables, reflecting differences in absorption and translocation mechanisms and associated human contamination risks. The biochar not only reduced Cd accumulation but also increased biomass and nutrient levels in the vegetables, enabling the production of edible parts for all tested crops. These findings highlight the potential of BTF as a tool for remediating contaminated soils and mitigating risks to food safety.

Keywords: Phytoremediation. Phytostabilization. Heavy Metals. Filter Cake.

5.1 INTRODUÇÃO

O cádmio (Cd) é um dos metais pesados mais tóxicos. Sua presença em alta concentração nos solos agrícolas é uma preocupação global, uma vez que seu acúmulo nos solos ameaça a segurança alimentar. Devido a sua não degradabilidade, o Cd persiste nos solos e causa danos a longo prazo (KAZEMI; JOZAY, 2024; ZULFIQAR et al., 2022). Atividades como deposição inadequadas de resíduos industriais, mineração, práticas agrícolas inadequadas, como a aplicação de defensivos e fertilizantes sem controle, além de uso de água de irrigação contaminada, são algumas das formas que os solos agrícolas podem atingir teores prejudiciais de Cd (KAZEMI; JOZAY, 2024; LIU et al., 2024). As consequências deste tipo de contaminação vão além do impacto imediato, como também ameaçam a sustentabilidade na produção de alimentos (WANG et al., 2019a; ZULFIQAR et al., 2022).

Além dos danos à saúde dos organismos superiores, a contaminação por Cd causa danos à qualidade do solo. A toxicidade do Cd pode desencadear a redução na biomassa microbiana e de raízes de plantas, impactando nos ciclos de alguns nutrientes, como nitrogênio e fósforo (SHI; MA, 2017). Estes efeitos podem ser observados especialmente em solos tropicais, predominantemente ácidos, onde o Cd se torna mais disponível (HUANG et al., 2020; LIU et al., 2024). Solos contaminados por Cd, portanto, exigem remediação para garantir a saúde do solo e do ecossistema. Dentre as diversas estratégias de remediação, a imobilização do Cd com biochar se mostra promissora.

O biochar, um material resultante da pirólise de biomassa, geralmente de resíduos pouco reaproveitados, como palha de arroz e lodo de esgoto, atua como atenuante na disponibilidade do Cd no solo. Alguns dos seus mecanismos são adsorção na superfície porosa, complexação nos grupos funcionais e precipitação, que converte o Cd em formas menos solúveis (TARAQI-A-KAMAL et al., 2021). Além de redução na biodisponibilidade de metais pesados, o biochar melhora o suprimento de nutrientes, promove a atividade microbiana e aumenta a retenção de água no solo, processos que impactam positivamente o desenvolvimento das plantas (CHEW et al., 2022; HAN et al., 2024; LI et al., 2019; PREMALATHA et al., 2023).

Quando se cultiva vegetais, especialmente hortaliças, em solos poluídos, estas podem absorver o Cd e se tornar uma via de exposição da saúde humana a este metal. Com a absorção variando em quantidade e na parte vegetal na qual o Cd se acumula em diferentes hortaliças (folhas, caules e tubérculos), é necessário o monitoramento destas espécies, para que se

determine o risco associado ao consumo de suas partes comestíveis (HUANG et al., 2020, 2017; MUBEEN et al., 2023; RAN et al., 2024; WANG et al., 2019a; ZULFIQAR et al., 2022).

O objetivo deste artigo é avaliar a eficácia do uso de biochar na remediação de solos contaminados com cádmio (Cd), com foco na redução da biodisponibilidade desse metal pesado e na mitigação dos riscos associados à sua transferência para a cadeia alimentar por meio do cultivo de hortaliças. Além disso, o estudo busca explorar os impactos do biochar na qualidade do solo, incluindo a disponibilidade de nutrientes e a melhoria do desenvolvimento das plantas, com o objetivo de promover a segurança alimentar.

5.2 MATERIAL E MÉTODOS

5.2.1 COLETA, CARACTERIZAÇÃO E CONTAMINAÇÃO INDUZIDA DO SOLO

Foi planejado um experimento de cultivo de hortaliças sob solo contaminado por Cd e tratado com biochar. Para montagem do experimento, foi utilizado um Argissolo Vermelho Amarelo, coletado na profundidade de 0-20 cm. O solo coletado foi seco ao ar, homogeneizado, destorroado e passado em peneira de malha de 4,0 mm para montagem do experimento. Uma amostra passada em peneira de 2,0 mm foi usada para caracterização química e física do solo (Tabela 6).

Tabela 6 - Caracterização química, físico-química e granulométrica do Argissolo Amarelo sob contaminação induzida e utilizado nos experimentos

Variáveis	Unidades	Média	±D.P.
pH	H ₂ O(1:2.5)	5.28	0.01
Ca ⁺²	cmolc dm ⁻³	3.97	0.06
Mg ⁺²	cmolc dm ⁻³	0.5	0.06
Al ⁺³	cmolc dm ⁻³	0.13	0.03
Na ⁺	cmolc dm ⁻³	0.83	0.05
K ⁺	cmolc dm ⁻³	0.38	0.01
H + Al	cmolc dm ⁻³	3.57	0.13
CTC	mmolc dm ⁻³	70.46	8.56
Pdisp.	mg dm ⁻³	92.19	5.35
COS	g kg ⁻¹	13.13	0.45
MOS	g kg ⁻¹	22.64	0.77
Cd	mg kg ⁻¹	3.91	0.14
Areia	g kg ⁻¹	628	56.52
Silte	g kg ⁻¹	32	3.2
Argila	g kg ⁻¹	340	23.8

CTC: capacidade de troca catiônica; COS: carbono orgânico do solo; MOS: matéria orgânica do solo; Cd(CC) teor disponível de cádmio no solo extraído com 0,01M CaCl₂; DP desvio padrão.

A granulometria foi determinada pelo método do densímetro de Bouyoucos, após dispersão química com NaOH e agitação por 16 horas. O pH foi determinado em água na relação 1:2,5 (v/v); Na⁺ e K⁺ trocáveis foram extraídos com Mehlich-1 e determinados por fotometria de emissão de chama. Os teores de Ca²⁺ e Mg²⁺ foram extraídos com solução de KCl 1,0 mol L⁻¹ e determinados por complexometria com EDTA (0,0125 mol L⁻¹). O Al³⁺ trocável foi extraído com solução de KCl 1,0 mol L⁻¹ e determinado por titulação com hidróxido de sódio (0,025 mol L⁻¹), enquanto a acidez potencial foi obtida por extração com acetato de cálcio (0,5 mol L⁻¹) e determinada por titulação alcalimétrica. O P disponível foi extraído com solução de Mehlich-1 e determinado por colorimetria. O carbono orgânico total foi determinado pelo método de oxidação via-úmida Walkley-Black (TEIXEIRA et al., 2017b). A capacidade de troca catiônica (CTC) foi determinada conforme o método do acetato de sódio/amônio (MCGEORGE, 1954).

Para contaminação induzida, foi adicionada ao solo uma dose de cloreto de cádmio (CdCl₂.H₂O), equivalente à 10 mg kg⁻¹ de Cd. Após a aplicação, o solo foi incubado por 30 dias. A dose foi proposta considerando um estudo anterior (CUNHA et al., 2008) onde foi demonstrado que esta dose promoveu 30% de redução de biomassa de milho, indicando ser uma dose adequada para investigação dos efeitos do biochar sobre a teores tóxicos de Cd no solo.

O Cd disponível nos solos de cada tratamento foi extraído por solução de cloreto de cálcio (CaCl₂) a 0,01 mol L⁻¹. Para isto, 30 mL desta solução foram adicionados à três gramas de solo. Este conjunto foi agitado a 60 rpm por 16h. As amostras foram, então, centrifugadas a 4000 rpm por 20 minutos e o sobrenadante filtrado (Ø<2 µm). Por fim, o teor de Cd foi determinado por Espectrometria de emissão ótica com plasma acoplado indutivamente (ICP-OES Perkin Elmer 7000 DV).

5.2.2 PRODUÇÃO DO BIOCHAR

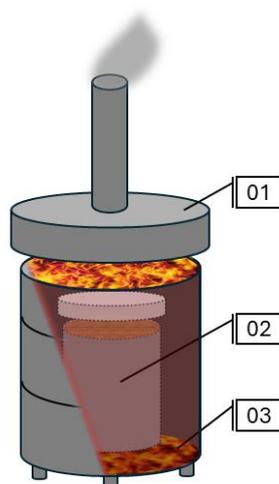
A matéria prima usada para a produção do biochar foi a torta de filtro, um subproduto da filtração do caldo de cana-de-açúcar na indústria. Este material é uma excelente matéria prima para ser transformado em biochar, uma vez que é rico em matéria orgânica e nutrientes, de fácil acesso e baixo custo. Esta torta de filtro foi coletada de uma usina localizada na Zona da Mata do estado de Pernambuco.

O biochar foi produzido pelo processo de pirólise lenta, onde a temperatura é elevada de forma gradual até chegar próximo aos 400 °C. Nesta temperatura, se prioriza a obtenção de carvão como produto do processo (SHARMA et al., 2024b). Para isso, foi utilizado um forno

caseiro do tipo leito fixo, onde a biomassa é disposta em um compartimento imóvel e aquecida gradualmente.

O forno é composto por dois cilindros concêntricos de metal. O cilindro interno tem aproximadamente 15 litros de volume e possui uma tampa, limitando o contato do oxigênio com a matéria-prima, favorecendo a pirólise. Esse cilindro menor é posicionado dentro de um cilindro de ferro maior, com cerca de 50 litros de volume. No espaço contido entre os cilindros, coloca-se lenha, que é queimada para manter a temperatura em torno de 400 °C. O segundo cilindro também possui uma tampa com uma chaminé para expulsar os gases resultantes da queima (Fig. 10).

Figura 10 - Modelo de forno caseiro tipo leito fixo. Onde 01 é a tampa do forno, 02 é a capsula onde se insere a matéria prima do biochar e 03 é o cilindro externo, onde se coloca lenha, para a manutenção da temperatura.



Para caracterização do biochar, subamostras foram coletadas em triplicata, secas em estufa (40°C), maceradas e passadas em peneira de malha de 850 µm. A caracterização se deu conforme as metodologias propostas por SINGH; CAMPS-ARBESTAIN; LEHMANN, (2017), onde: o pH e a condutividade elétrica (C.E.) foram determinados a partir do mesmo extrato, uma suspensão com água destilada na proporção 1:5 (v/v); a umidade determinada por gravimetria após 24 horas de secagem em estufa de 105°C; os materiais voláteis foram determinados a partir de um montante que foi seco em estufa a 105°C, posteriormente, foram coletadas subamostras em triplicata, pesando 1,0g em cadinhos e submetidos a aquecimento em mufla por 6h a 750°C; o carbono fixado foi resultado da soma da matéria seca, do material volátil e do teor de cinzas. Para determinação dos demais elementos, 0,2 g de amostras em triplicata foram pesadas, adicionadas de 8 mL HNO₃ + 2 mL de H₂O₂, em tubos de teflon para

digestão em forno de micro-ondas a 180°C por 10'. Posteriormente, os extratos foram filtrados em papel de filtro faixa azul (filtração lenta) e os volumes foram aferidos para 25 mL em balões volumétricos certificados com água ultrapura (USEPA, 1996). O P foi determinado por colorimetria; K e Na em fotômetro de chama; Ca, Mg, Fe, Mn, Cu, Zn e Cd foram determinados, a partir do extrato, em ICP-OES (Tabela 7).

Tabela 7 - Valores médios (\pm desvio padrão) das características do biochar de torta de filtro usado no experimento

Variáveis	Unidades	Média	\pm D.P.
pH	H ₂ O (1:5)	7.9	0.1
CE	dS m	456	60.4
CTC	cmolc dm ⁻³	225	11.6
AS	m ² g ⁻¹	185	15.7
Umidade	%	6	0.2
Carbono Fixado	%	56	9.8
Cinzas	% (m/m)	20.4	1.3
Carbono	% (m/m)	84	2.5
Nitrogênio	% (m/m)	4	0.9
Oxigênio	% (m/m)	9.2	1.7
Fósforo	g kg ⁻¹	69.5	2.1
Cádmio	mg kg ⁻¹	<LOQ	<LOQ

CE: Condutividade elétrica; CTC capacidade de troca catiônica; AS: área superficial específica; DP: desvio padrão; LOQ: limite de quantificação (0.07 mg kg⁻¹ Cd).

5.2.3 MONTAGEM E CONDUÇÃO DO EXPERIMENTO

O experimento foi conduzido em casa de vegetação localizada no Departamento de Agronomia da Universidade Federal Rural de Pernambuco. O Argissolo Vermelho Amarelo sob contaminação induzida foi fertilizado conforme o estabelecido em Veloso et al. (2022), com os seguintes nutrientes e doses: As doses de N, P, K e S foram 250,0; 240,0 150,0 e 160,0 mg kg⁻¹, respectivamente fornecidos por NH₄SO₂, NH₄H₂PO₄ e KNO₃. Enquanto para os micronutrientes, as doses de Fe, Mn, B e Mo foram 2,0; 4,0; 1,0 e 0,2 mg kg⁻¹, respectivamente, nas formas de FeSO₄.7H₂O, MnCl.4H₂O, H₃BO₃ e Na₂MoO₄.2H₂O. Por fim, foi aplicada uma dose de 5% de biochar de torta de filtro no solo. Esta dose foi estabelecida conforme estudos preliminares ainda não publicados.

Foram escolhidas quatro espécies hortícolas para a aplicação no experimento. Acelga (*Beta vulgaris L. var. cicla L.*), quiabo (*Abelmoschus esculentus (L.) Moench*), beterraba (*Beta vulgaris L.*) e pimentão (*Capsicum annuum L.*), devido as suas diferentes partes comestíveis (folhas, frutos e tubérculos). Para desenvolvimento inicial, a sementeira foi realizada em

bandejas de polietireno expandido, utilizando-se substrato comercial inerte. A bandeja foi mantida em casa de vegetação com regas frequentes. Quando as mudas apresentaram folhas definitivas, cerca de 10 dias após a semeadura, foram transplantadas em vasos contendo cinco quilos do solo. As plantas foram irrigadas diariamente, mantendo-se a capacidade de campo dos solos em cerca de 80%. O estudo foi conduzido em delineamento inteiramente casualizado, em um arranjo 4 x 2 (quatro hortaliças combinadas com vasos com e sem aplicação de biochar), com três repetições.

5.2.4 ANÁLISES QUÍMICAS NAS PLANTAS

Conforme atingiam o seu ponto de maturação, as hortaliças eram colhidas. A parte comestível era separada das demais estruturas aéreas (quando possível) e as raízes eram coletadas do solo. Este material foi conduzido ao laboratório, lavado com água destilada e posto para secagem em estufa de aeração forçada a 70° C até peso constante. O material foi então pesado para obtenção da matéria seca e moído em moinho de facas tipo Wiley.

Para avaliação nutricional e dos teores de Cd nos tecidos vegetais, 0,500 g das amostras das raízes e da parte aérea foram pesadas e transferidas para tubos de teflon com 8 mL de HNO₃ + 2 mL de H₂O₂; e digeridas em forno de micro-ondas (Milestone – Ethos Easy) a 180°C por 10' (USEPA, 1996). Posteriormente, os extratos foram filtrados em papel de filtro quantitativo faixa azul ($\emptyset < 2.0 \mu\text{m}$) e o volume aferido para 25 mL em balões certificados com água ultrapura. Nos extratos de digestão foram realizadas as determinações, sendo o P determinado por colorimetria, enquanto Ca, Mg, Fe, Mn, Cu, Zn e Cd foram determinados por espectrometria de emissão ótica com plasma (ICP-OES/Optima 7000 Perkin Elmer).

5.2.5 ANÁLISES QUÍMICAS NOS SOLOS

Amostras de solo de cada vaso também eram coletadas por ocasião da colheita, secos ao ar, destorroados e passados em peneira de malha de 2 mm. A extração do Cd disponível do solo seguiu a metodologia proposta por Yin et al. (2016), onde três gramas de solo foram adicionados a uma solução de 30mL de CaCl₂ a 0,01 mol L⁻¹ por 16 horas a 60 rpm. Após este passo, as amostras foram centrifugadas a 4000 rpm por 20 minutos. Posteriormente, os extratos foram filtrados em papel de filtro quantitativo faixa azul ($\emptyset < 2.0 \mu\text{m}$). Os teores de Cd foram determinados por espectrometria de emissão ótica com plasma acoplado (ICP-OES/Optima 7000 Perkin Elmer). As demais análises de solo (pH, P, Ca, Mg, Al, carbono e CTC) foram

efetuadas com os métodos descritos por Teixeira *et al.* (2017a) e McGeorge (1954), como detalhado anteriormente.

5.2.6 CONTROLE DE QUALIDADE DAS ANÁLISES

Como controle de qualidade das análises químicas utilizou-se amostras em branco e amostras de solo SRM 2711a (*Montana Soil*) e planta 1570a (*Spinach leaves*) com valores dos elementos certificados pelo NIST (*National Institute Standard and Technology*). A recuperação dos teores dos elementos na amostra certificada SRM 2711a variou de 85 – 105%, enquanto na amostra 1570a as recuperações estiveram entre 90 – 110%. Todas as análises foram realizadas em duplicata.

5.2.6 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

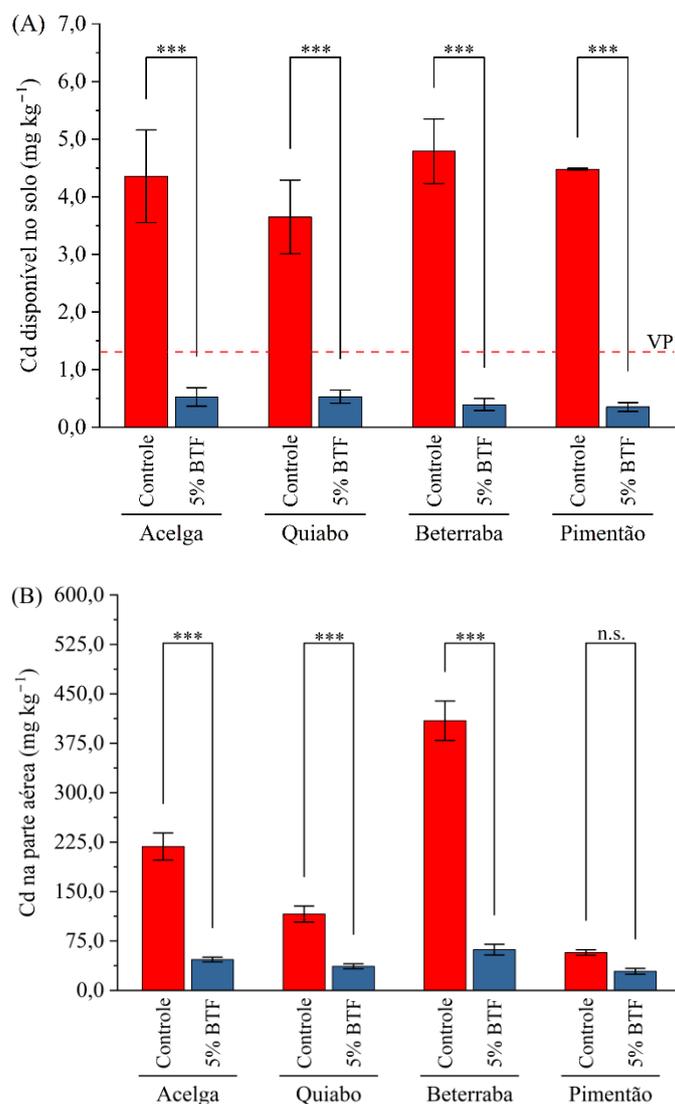
Os valores da média e do desvio padrão foram calculados para todas as variáveis analisadas. A normalidade dos dados foi verificada pelo teste Shapiro – Wilk, e quando necessário, transformações do tipo logarítmica e raiz quadrada foram empregadas no conjunto dos dados. Cada variável analisada foi submetida a ANOVA e teste Tukey ($p < 0,05$).

5.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.3.1 EFICÁCIA DO BIOCHAR NA REDUÇÃO DA CONTAMINAÇÃO

Foram observados resultados significativos para a aplicação do biochar no solo para diminuição da disponibilidade de Cd e acúmulo do metal pelas plantas. Após a aplicação de 5% de biochar de torta de filtro (BTF), a disponibilidade de Cd no solo para todas as hortaliças reduziu de aproximadamente 4,5 mg kg⁻¹ para cerca de 0,5 mg kg⁻¹ (Fig. 11A). Portanto, a aplicação de biochar conseguiu reduzir o Cd no solo para abaixo do valor de prevenção, 1,3 mg kg⁻¹ (CONAMA, 2009), demonstrando seu potencial como uma estratégia de remediação eficaz para solos sob estas condições.

Figura 11 - Valores médios (\pm desvio padrão) da disponibilidade de Cd no solo (A) e dos teores de Cd na parte aérea das hortaliças (B) cultivadas em um solo poluído por Cd e tratado com a dose de 5% de biochar de torta de filtro (BTF). *ns* não significativo; *** significativo a 0,1% de probabilidade pelo teste de Tukey; *VP* valor orientador de prevenção para Cd no solo ($1,3 \text{ mg kg}^{-1}$) (Conama, 2009).



Há diversos processos característicos do biochar que podem justificar este comportamento da disponibilidade de Cd nos solos. Associada à grande área superficial específica, a presença de grupos funcionais, como hidroxilas, carboxilas e carbonilas são agentes eficazes de adsorção de metais disponíveis no solo para a estrutura do biochar (IRFAN et al., 2021; LIU et al., 2024; TARAQQI-A-KAMAL et al., 2021; ZAMA et al., 2018). Outro processo que ocorre é a precipitação. Uma vez que há tendência do biochar em elevar o pH do

solo, o Cd pode ser precipitado em hidróxidos, carbonatos e fosfatos insolúveis, reduzindo sua disponibilidade (DU et al., 2024; SUN et al., 2020; TARAQI-A-KAMAL et al., 2021).

Como consequência dos valores elevados de Cd no solo, houve acúmulo alto deste metal pelas hortaliças no tratamento controle (Fig. 11B). Este acúmulo atingiu cerca de 400 mg kg^{-1} para a beterraba, sendo a cultura que mais acumulou Cd na parte aérea e nas raízes. Estes valores indicam uma alta absorção de Cd, além de risco potencial para o consumo dessa hortaliça em solo contaminado.

Com a aplicação de 5% de biochar, houve redução significativa do teor de Cd na parte aérea das hortaliças, exceto para o pimentão. Os valores médios caíram para aproximadamente 50 mg kg^{-1} para a acelga, quiabo e beterraba, indicando uma redução substancial na absorção de Cd pelas plantas. Essa redução sugere que o biochar foi eficaz em imobilizar o Cd no solo, diminuindo sua biodisponibilidade e, conseqüentemente, sua absorção pelas hortaliças. No entanto, a ausência de variação observada nos teores referentes ao pimentão, indica que a resposta ao biochar pode variar entre diferentes espécies de hortaliças ou que essa hortaliça tem mecanismos para diminuir a absorção ou translocação do metal.

Este comportamento pode ser atribuído a diversos fatores, incluindo a variabilidade na resposta entre espécies vegetais, mecanismos específicos de absorção e translocação de Cd nessa espécie. As plantas absorvem Cd do solo através de transportadores de membrana. A eficiência desses transportadores e a sua regulação podem variar entre espécies, resultando em diferentes taxas de absorção do metal (RAN et al., 2024; SUN et al., 2020). Além disso, o mais provável é que esteja ocorrendo a expressão de um mecanismo de defesa da planta, que lhe permite tolerar altas concentrações de Cd no solo, sem necessariamente reduzir a absorção. Esses mecanismos podem incluir a compartimentalização do Cd em vacúolos celulares, a produção de quelantes que se ligam ao Cd ou a ativação de sistemas antioxidantes (HUANG et al., 2020; KAZEMI; JOZAY, 2024; RAN et al., 2024). No entanto, mais estudos com a cultivar de pimentão testada são necessários para testar essa hipótese.

5.2.2 EFEITOS DO BIOCHAR SOBRE A FERTILIDADE DO SOLO

Todos os atributos de fertilidade do solo avaliados sofreram impacto da aplicação do BTF (Tabela 8), uma vez que houve diferença significativa entre os tratamentos. Nos vasos de todas as hortaliças avaliadas (acelga, quiabo, beterraba e pimentão), a aplicação de biochar resultou em um aumento significativo do pH do solo. Os valores inicialmente ácidos, variando entre 4,30 e 4,66, atingiram valores entre 5,7 e 6,2. Este aumento no pH é um efeito comum do biochar, derivado de sua composição alcalina (PREMALATHA et al., 2023; SU et al., 2022).

Além disso, estes teores são ideais pois balanceiam da melhor forma a faixa de disponibilidade dos nutrientes, otimizando a absorção pelas plantas, e diminuindo a disponibilidade do Cd (BIEDERMAN; STANLEY HARPOLE, 2013; PREMALATHA et al., 2023; SU et al., 2022).

Tabela 8 - Valores médios (\pm desvio padrão) das características da fertilidade do solo poluído por Cd que foi tratado com biochar de torta de filtro e cultivado com diferentes hortaliças

Acelga (<i>Brassica rapa</i> L.)			
Variáveis	Unidades	Controle	5% BTF
pH	água (1:2,5 v/v)	4,57 \pm 0,20a	5,99 \pm 0,09b
COS	g kg ⁻¹	18,18 \pm 0,69a	28,53 \pm 3,53b
P disponível	mg dm ⁻³	69,9 \pm 25,0a	832,0 \pm 98,2b
Ca ²⁺ trocável	cmol _c dm ⁻³	2,43 \pm 0,67a	6,93 \pm 0,49b
Mg ²⁺ trocável	cmol _c dm ⁻³	0,50 \pm 0,20a	1,30 \pm 0,32b
Fe disponível	mg dm ⁻³	44,5 \pm 4,3a	102,1 \pm 3,1b
Mn disponível	mg dm ⁻³	4,17 \pm 0,78a	17,53 \pm 2,79b
Cu disponível	mg dm ⁻³	0,31 \pm 0,04a	0,57 \pm 0,09b
Zn disponível	mg dm ⁻³	6,78 \pm 0,76a	11,24 \pm 0,72b
Quiabo (<i>Abelmoschus esculentus</i> L.)			
Variáveis	Unidades	Controle	5% BTF
pH	água (1:2,5 v/v)	4,66 \pm 0,15a	6,00 \pm 0,10b
COS	g kg ⁻¹	18,30 \pm 1,41a	28,32 \pm 1,13b
P disponível	mg dm ⁻³	53,5 \pm 5,7a	582,0 \pm 120,7b
Ca ²⁺ trocável	cmol _c dm ⁻³	1,10 \pm 0,08a	4,35 \pm 0,19b
Mg ²⁺ trocável	cmol _c dm ⁻³	0,28 \pm 0,05a	1,03 \pm 0,15b
Fe disponível	mg dm ⁻³	62,4 \pm 3,6a	97,8 \pm 4,2b
Mn disponível	mg dm ⁻³	2,01 \pm 0,22a	11,53 \pm 1,13b
Cu disponível	mg dm ⁻³	0,28 \pm 0,04a	0,42 \pm 0,02b
Zn disponível	mg dm ⁻³	4,68 \pm 0,23a	7,84 \pm 0,15b
Beterraba (<i>Beta vulgaris</i> L.)			
Variáveis	Unidades	Controle	5% BTF
pH	água (1:2,5 v/v)	4,41 \pm 0,13a	5,72 \pm 0,15b
COS	g kg ⁻¹	18,56 \pm 0,60a	30,18 \pm 2,99b
P disponível	mg dm ⁻³	71,7 \pm 3,7a	634,4 \pm 53,3b
Ca ²⁺ trocável	cmol _c dm ⁻³	3,53 \pm 0,45a	9,28 \pm 0,26b
Mg ²⁺ trocável	cmol _c dm ⁻³	0,80 \pm 0,18a	1,85 \pm 0,30b
Fe disponível	mg dm ⁻³	53,8 \pm 3,7a	151,3 \pm 13,4b
Mn disponível	mg dm ⁻³	6,88 \pm 1,33a	21,70 \pm 1,40b
Cu disponível	mg dm ⁻³	0,30 \pm 0,02ns	0,40 \pm 0,05ns
Zn disponível	mg dm ⁻³	6,01 \pm 0,31a	9,05 \pm 0,47b
Pimentão (<i>Capsicum annuum</i> L.)			
Variáveis	Unidades	Controle	5% BTF
pH	água (1:2,5 v/v)	4,30 \pm 0,04a	6,24 \pm 0,17b
COS	g kg ⁻¹	17,15 \pm 0,58a	27,12 \pm 1,60b
P disponível	mg dm ⁻³	74,5 \pm 11,2a	784,4 \pm 52,0b
Ca ²⁺ trocável	cmol _c dm ⁻³	2,15 \pm 0,10a	6,35 \pm 0,52b
Mg ²⁺ trocável	cmol _c dm ⁻³	0,48 \pm 0,10a	1,48 \pm 0,05b
Fe disponível	mg dm ⁻³	70,7 \pm 5,7a	101,6 \pm 5,0b
Mn disponível	mg dm ⁻³	4,09 \pm 0,61a	12,80 \pm 1,77b
Cu disponível	mg dm ⁻³	0,57 \pm 0,05b	0,41 \pm 0,01a
Zn disponível	mg dm ⁻³	5,30 \pm 0,04ns	4,76 \pm 0,16ns

COS carbono orgânico do solo; ns não significativo; BTF biochar de torta de filtro; valores médios seguidos pela mesma letra na linha não diferem pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

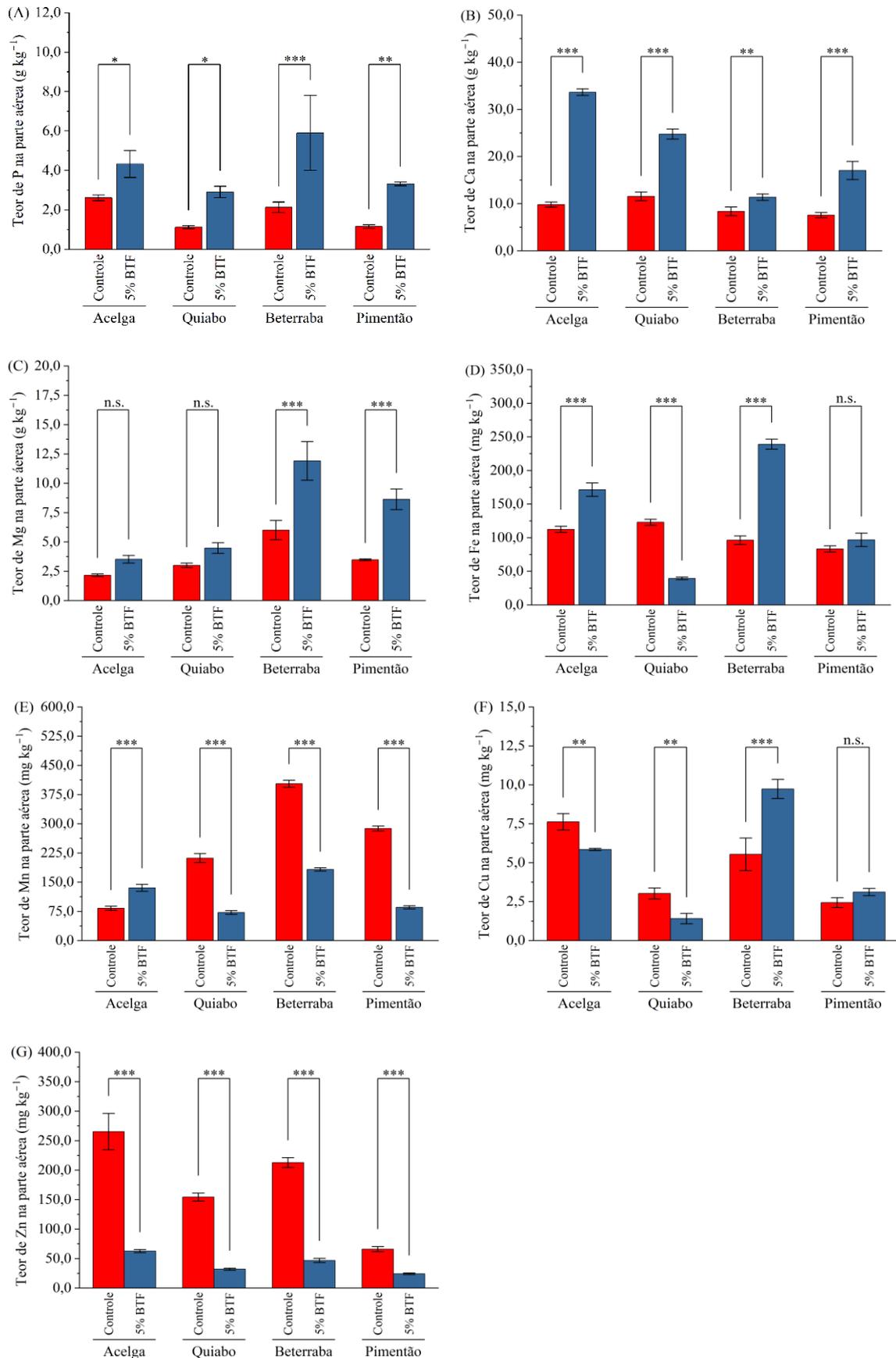
A adição de biochar aumentou significativamente o teor de COS em todos os tratamentos. Os valores de COS no controle variavam entre 17,15 e 18,56 g kg⁻¹, enquanto nos tratamentos com biochar, os valores atingiram uma faixa entre 27,12 e 30,18 g kg⁻¹. O aumento do COS é um efeito benéfico da adição de biochar, uma vez que ele é um material rico em carbono, além de promover ambiente adequado para o desenvolvimento de microrganismos e raízes (PANDIAN et al., 2016; SUN et al., 2020).

Em geral, a aplicação de biochar aumentou a disponibilidade de nutrientes no solo (Tabela 8), incluindo P, Ca, Mg, Fe e Mn, que foram significativamente mais disponíveis nos solos tratados com biochar em comparação ao tratamento controle. O aumento na disponibilidade desses nutrientes sugere que o BTF pode atuar fornecendo nutrientes para as plantas. No entanto, os resultados mostraram que para o cobre (Cu) e o zinco (Zn), a adição de biochar não teve um efeito significativo. Para o Cu, não houve diferenças significativas nos teores disponíveis para a beterraba, e, para o pimentão, o biochar reduziu a sua disponibilidade. Para o Zn, não houve diferenças significativas nos teores disponíveis para o pimentão. Estes resultados indicam que o biochar pode ter diferentes efeitos em diferentes nutrientes (LATAWIEC et al., 2019; PREMALATHA et al., 2023).

5.2.3 TEORES DE NUTRIENTES NA PARTE AÉREA DAS HORTALIÇAS

Macro e micronutrientes foram avaliados e concentrações no tecido vegetal foram comparados entre o tratamento controle e a aplicação de biochar. Cada elemento apresentou um comportamento próprio, variando entre as hortaliças em estudo. Por exemplo, a aplicação de biochar aumentou significativamente os teores de P na parte aérea de todas as hortaliças (Fig. 12A). Esse aumento foi mais intenso na beterraba, indicando que a adição de biochar pode ter contribuído para a disponibilização de P no solo, seja pela liberação de P diretamente do biochar (PREMALATHA et al., 2023) ou por modificações químicas do solo, como quando há aumento do pH, que reduz a fixação de P por óxidos de ferro e alumínio, tornando-o mais disponível para as plantas (BIEDERMAN; STANLEY HARPOLE, 2013; LATAWIEC et al., 2019; MUNERA-ECHEVERRI et al., 2018; PREMALATHA et al., 2023).

Figura 12 - Valores médios (\pm desvio padrão) dos teores dos nutrientes na parte aérea das hortaliças cultivadas em um solo poluído por Cd e tratado com a dose de 5% de biochar de torta de filtro (BTF). *ns* não significativo; * significativo a 5% de probabilidade pelo teste de Tukey; ** significativo a 1% de probabilidade pelo teste de Tukey; e *** significativo a 0,1% de probabilidade pelo teste de Tukey.



Os teores de Ca se comportaram de maneira uniforme (Fig. 12B), já que houve um aumento significativo nos teores deste elemento nos tecidos vegetais submetidos ao tratamento com o biochar. O biochar é responsável pelo fornecimento de Ca e é também um composto com pH mais elevado, o que aumenta a disponibilidade de Ca no solo (BIEDERMAN; STANLEY HARPOLE, 2013; LATAWIEC et al., 2019; MUNERA-ECHEVERRI et al., 2018).

O biochar pode aumentar a disponibilidade de Mg no solo, mas o efeito na absorção pelas plantas pode variar: houve um aumento significativo nos teores de Mg na beterraba e no pimentão, enquanto acelga e quiabo não apresentaram diferenças estatisticamente significativas (Fig. 12C), embora com uma tendência de aumento. Este comportamento pode ser influenciado pela presença de outros cátions, como Ca e K, que competem pelos mesmos sítios de absorção nas raízes, além destes resultados poderem ocorrer devido às características inerentes às espécies (LATAWIEC et al., 2019; SU et al., 2022; SUN et al., 2020; TARAQQI-A-KAMAL et al., 2021).

O impacto do biochar nos seus teores de Fe foi variável: houve redução significativa no quiabo, aumentos significativos na acelga e beterraba, e nenhum efeito significativo no pimentão (Fig. 12D). A redução dos teores de Fe no quiabo pode ser decorrente da grande produção de biomassa que essa cultura desenvolveu. Com o aumento, há uma diluição na quantidade de alguns elementos, que acabam não tendo sua demanda suprida pelo solo em que foi cultivado. O aumento de Fe na acelga e beterraba pode indicar que o biochar favoreceu a mobilização de formas disponíveis de Fe ou criou condições favoráveis à sua absorção. O biochar pode liberar Fe ou aumentar sua disponibilidade através de mecanismos complexos, como alteração de pH e atividade microbiana (HUANG et al., 2020; SU et al., 2022).

Para o Mn, houve aumento apenas para acelga após a aplicação do biochar, enquanto as demais hortaliças apresentaram redução significativa (Fig. 12E). O aumento do pH do solo, promovido pelo biochar, reduz a solubilidade do Mn, tornando-o menos disponível para a maioria das plantas (PREMALATHA et al., 2023; TARAQQI-A-KAMAL et al., 2021). No entanto, é provável que a acelga possua maior afinidade com o Mn, seja por necessidade maior de acúmulo deste micronutriente, ou por estratégias fisiológicas, como a presença de transportadores específicos nas raízes ou liberação de exsudados radiculares (ZULFIQAR et al., 2022).

Os teores de Cu também variaram com as espécies (Fig. 12F), com os teores diminuindo significativamente na acelga e no quiabo, mas aumentando na beterraba, e sem efeito significativo no pimentão. As explicações para este comportamento, são, mais uma vez,

provavelmente decorrentes de variações fisiológicas entre as espécies, que conferem maior absorção do metal (PREMALATHA et al., 2023; TARAQI-A-KAMAL et al., 2021).

Os teores de Zn sofreram de uma interação negativa com a aplicação do biochar (Fig. 12G). Houve redução significativa para todas as hortaliças. O biochar pode imobilizar o Zn através de vários mecanismos, incluindo adsorção, complexação e precipitação, o que reduz sua disponibilidade e, conseqüente absorção e acúmulo nos vegetais (LIANG et al., 2021; MUBEEN et al., 2023; TARAQI-A-KAMAL et al., 2021).

5.2.4 PRODUÇÃO DE MATÉRIA SECA PELAS HORTALIÇAS

A aplicação de biochar afetou significativamente a produção de matéria seca da parte aérea (MSPA) e das raízes (MSR) das hortaliças cultivadas em solo contaminado por Cd (Fig. 13). Foi observada uma tendência geral de aumento na produção de MSPA e MSR após a aplicação de biochar de torta de filtro (BTF). Para acelga e beterraba, não houve diferença significativa entre as MSR, no entanto, há uma observação de valores levemente maiores, em comparação aos dados das plantas cultivadas sem biochar.

O destaque positivo ficou com os tratamentos sob cultivo de quiabo. A cultura se mostrou muito responsiva às aplicações de biochar. Isso se deve à melhoria na fertilidade do solo (BIEDERMAN; STANLEY HARPOLE, 2013; HAQUE et al., 2017; MUNERA-ECHEVERRI et al., 2018; SU et al., 2022), redução da toxicidade de Cd (KAMRAN et al., 2019; TARAQI-A-KAMAL et al., 2021) e incremento na matéria orgânica (ARIF et al., 2021; HAGEMANN et al., 2017; PREMALATHA et al., 2023). Embora o quiabo tenha diferido nessas características, todas estas mudanças são importantes para o desenvolvimento das demais hortaliças estudadas.

5.2.5 CORRELAÇÕES OBSERVADAS ENTRE AS VARIÁVEIS OBTIDAS

Buscando avaliar correlações significativas entre as variáveis de solo, plantas e a relação destas entre si, foram geradas matrizes de correlação de Pearson ($p < 0,05$) (Fig. 14). Na figura A, foram organizados os atributos de solo. A maioria dos atributos revelou correlações positivas, destacando-se o comportamento de pH, COS, P-solo, Ca-solo, Mg-solo, Fe-solo e Mn-solo. Nestes atributos, os coeficientes de correlação sempre resultaram em valores acima de 0,70. Estes valores, sempre próximos de 1, indicam uma forte correlação positiva entre cada uma das características.

É importante ressaltar que uma correlação positiva não configura, necessariamente, relação de causa e efeito direta (MIOT, 2018). Por exemplo: os micronutrientes Fe e Mn têm

sua disponibilidade diminuída com o aumento do pH; no entanto, houve uma correlação positiva entre eles. Isso significa que outros aspectos no solo beneficiaram o aumento conjunto desses elementos.

Figura 13 - Valores médios (\pm desvio padrão) da matéria seca da parte aérea (MSPA) (A) e da matéria seca das raízes (MRS) (B) das hortaliças cultivadas em um solo poluído por Cd e tratado com a dose de 5% de biochar de torta de filtro (BTF). *ns* não significativo; * significativo a 5% de probabilidade pelo teste de Tukey; ** significativo a 1% de probabilidade pelo teste de Tukey; e *** significativo a 0,1% de probabilidade pelo teste de Tukey.

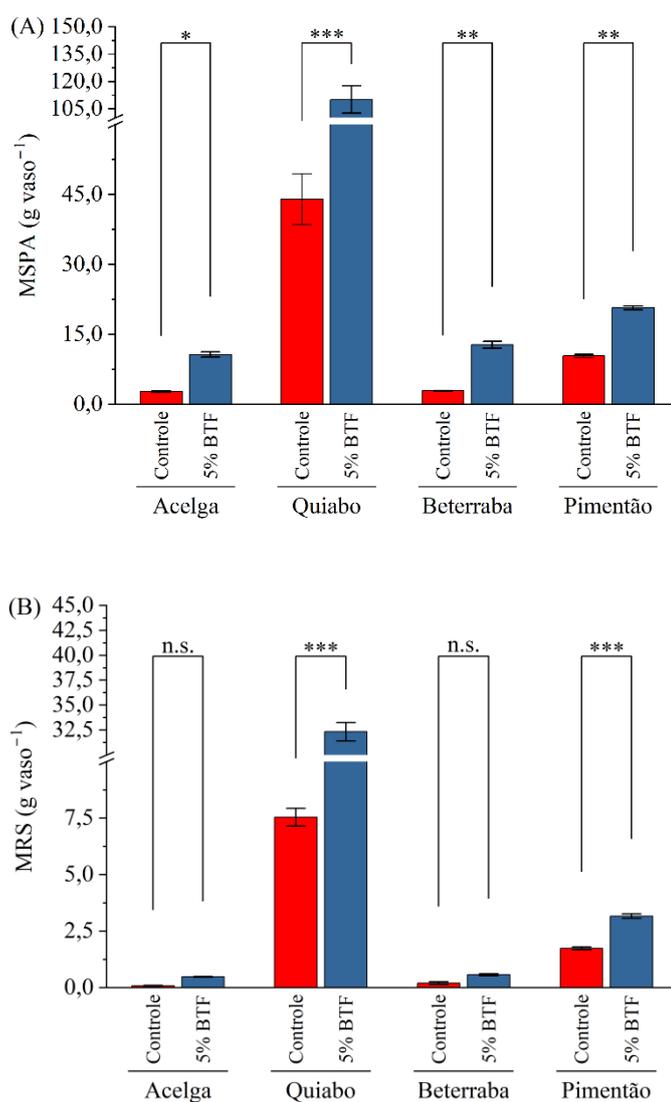
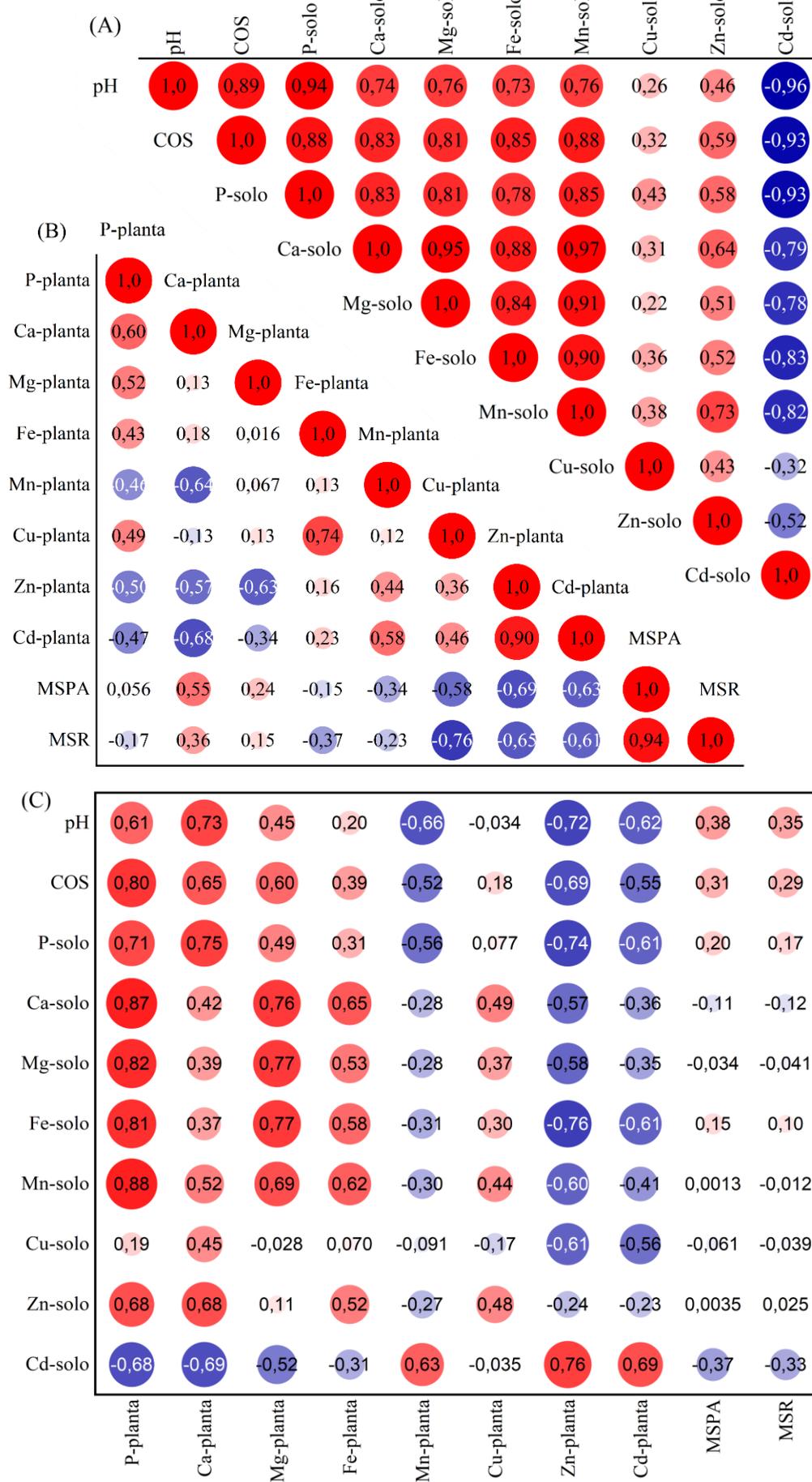


Figura 14 - Matriz de correlação linear de Pearson ($p < 0,05$) das variáveis dos solos (A), das variáveis analisadas na parte aérea das hortaliças (B) e (C) solos \times plantas cultivadas em um solo poluído por Cd e tratado com a dose de 5% de biochar de torta de filtro (BTF).



O Cd-solo por sua vez, apresentou correlação negativa com todos os atributos de solo avaliados, apresentando valores acima de -0,75 para a relação com pH, COS, P-solo, Ca-solo, Mg-solo, Fe-solo e Mn-solo. Esta relação é esperada, uma vez que um pH mais elevado pode reduzir a disponibilidade de Cd no solo (HUANG et al., 2020; JACOB et al., 2022), o COS pode complexar íons de Cd (XU et al., 2018; ZHAO et al., 2018) e uma maior CTC indiretamente promove uma imobilização de Cd (ADREES et al., 2015; HOU et al., 2023). Para os elementos nos tecidos vegetais, as correlações apresentaram menor evidência de linearidade. Esse comportamento pode ser atribuído às características biológicas e à composição específica de cada espécie vegetal, que apresentam diferentes afinidades e demandas por determinados nutrientes.

As relações com MSR e MSPA também merecem destaque. Estes dois parâmetros tiveram correlação negativa com os micronutrientes catiônicos e com o teor de Cd-planta. Apesar das correlações negativas observadas entre a MSR e MSPA e os micronutrientes catiônicos Cd na planta, não é provável que os teores destes micronutrientes tenham contribuído para a redução na produção de matéria seca, uma vez que eles são essenciais para o metabolismo. Provavelmente, os teores desses elementos variaram de forma semelhante com a aplicação do biochar, devido as suas similaridades químicas com o cádmio.

O Cd, por sua vez, com alta mobilidade e capacidade de usar os mecanismos de transporte de nutrientes no xilema, inclusive usando o transportador de manganês Os Nramp5, pode ter sido absorvido e translocado por estas vias para todos os tecidos das plantas (HUANG et al., 2020; RAN et al., 2024; WANG et al., 2019a). Uma vez distribuído, os efeitos tóxicos se manifestam, podendo causar danos estruturais e fisiológicos nos tecidos, como redução do crescimento da raiz e da parte aérea (ALAMER; GALAL, 2022; ZULFIQAR et al., 2022), desbalanço iônico, afetando absorção e transporte de nutrientes como Ca e K (RAN et al., 2024; RISEH et al., 2023), danos ao aparato fotossintético (DE LIMA VELOSO et al., 2022; RAN et al., 2024; SPERDOULI, 2022) e alterações nas funções celulares (RAN et al., 2024), resultando na redução da biomassa.

Com a matriz de correlação mesclando os dados obtidos das análises de solos e plantas, fica mais claro como os atributos do solo impactam nos teores nas plantas. Há uma forte correlação positiva entre os teores relativos à fertilidade do solo (pH, COS, P-solo, Ca-solo, Mg-solo, Fe-solo e Mn-solo) e os teores dos nutrientes nas plantas, indicando que a melhoria das condições nutricionais do solo, especialmente com a aplicação de biochar, facilita a absorção e acúmulo desses nutrientes nas plantas (ARIF et al., 2021; LATAWIEC et al., 2019; SU et al., 2022; ZHU et al., 2017).

Os teores de nutrientes no solo também foram responsáveis por uma correlação negativa com o Cd na planta, bem como o teor de Cd no solo tem correlação negativa com os nutrientes nas plantas e com os valores de MSPA e MSR. Isso pode ser devido a interações complexas entre nutrientes e Cd, em que a presença de nutrientes em concentrações adequadas pode mitigar os efeitos tóxicos do Cd e sua absorção pelas plantas (GAO et al., 2018; HUANG et al., 2020; LATAWIEC et al., 2019), ou ainda a presença de níveis adequados de nutrientes pode levar à competição com o Cd por sítios de absorção nas raízes das plantas, reduzindo assim a entrada de Cd nos tecidos vegetais (GAUR et al., 2020; HAIDER et al., 2023), além da relação de imobilização de Cd no solo com o biochar e a capacidade deste de fornecer nutrientes.

Considerando as discussões anteriores, fica claro o papel do biochar como “elo” entre os atributos avaliados. O biochar não só contribuiu para a melhoria de atributos do solo, como matéria orgânica, nutrientes e pH, que apresentaram correlação positiva com o desempenho das plantas, como foi responsável pela redução da disponibilidade de Cd, diminuindo sua absorção e efeitos tóxicos provocados por ele.

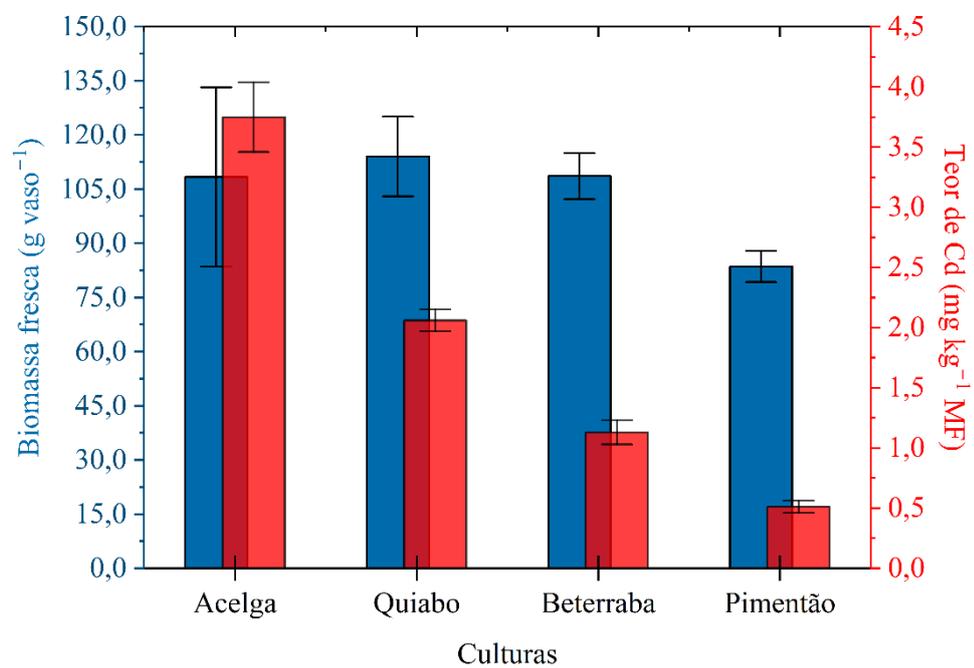
5.2.6 TEORES DE CD NAS PARTES COMESTÍVEIS DAS HORTALIÇAS

As hortaliças cultivadas em solos sem aplicação de biochar ficaram sujeitas à níveis tão tóxicos de Cd que sequer atingiram a fase de maturidade fisiológica com produção de suas partes comestíveis. Para as plantas tratadas com biochar, foi possível observar a produção de partes comestíveis e avaliar o acúmulo de Cd nestas estruturas (Fig. 15).

Mais uma vez foi observada a variação de acúmulo de Cd em função da espécie. A produção de biomassa foi semelhante, com o pimentão expressando os menores valores. Os teores de Cd também seguiram a mesma tendência, com o pimentão apresentando os menores valores de Cd acumulado, e a acelga superando os demais com os maiores valores do metal acumulado. As diferenças encontradas podem ser explicadas por fatores inerentes à cada espécie, como a extensão do sistema radicular, afinidade pelos mecanismos de transporte de Cd, capacidade de exclusão e acúmulo do Cd em locais seguros nos tecidos.

Então, ao relacionar a produção de matéria fresca das partes comestíveis e os teores de Cd nestes tecidos, observa-se as culturas com uma ‘maior distância’ entre estes dois atributos, o que estas espécies podem ter mecanismos mais eficientes de exclusão ou compartimentalização do metal em partes não comestíveis. Estes resultados apontam para o papel do biochar como estratégia eficaz na mitigação dos danos causados por cádmio.

Figura 15 - Valores médios (\pm desvio padrão) da matéria fresca e dos teores de cádmio nos tecidos comestíveis das hortaliças cultivadas em um solo poluído por Cd e tratado com a dose de 5% de biochar de torta de filtro (BTF).



5.4 CONCLUSÕES

A aplicação de BTF na dose de 5% demonstrou ser eficaz na redução dos níveis de cádmio (Cd) no solo, atingindo valores abaixo do limite de prevenção estabelecido. Além disso, o biochar contribuiu para a melhoria dos atributos de fertilidade do solo, promovendo um aumento na disponibilidade de nutrientes e uma elevação no pH e no teor de carbono orgânico. O acúmulo de Cd nos tecidos vegetais apresentou variações entre as espécies estudadas, indicando que cada espécie pode possuir mecanismos distintos de absorção, translocação e acúmulo de Cd, o que influencia diretamente a eficiência da aplicação do biochar.

As hortaliças se beneficiaram significativamente da aplicação de biochar, com redução no acúmulo de Cd, aumento na produção de biomassa e maior teor de nutrientes de forma geral. Notavelmente, apenas as plantas cultivadas com a adição de biochar foram capazes de produzir partes comestíveis, destacando o potencial do biochar como uma ferramenta promissora para a remediação de solos contaminados.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICA

ADREES, M.; ALI, S.; RIZWAN, M.; ZIA-UR-REHMAN, M.; IBRAHIM, M.; ABBAS, F.; FARID, M.; QAYYUM, M. F.; IRSHAD, M. K. Mechanisms of silicon-mediated alleviation of heavy metal toxicity in plants: A review. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, vol. 119, p. 186–197, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.05.011>.

ALAMER, K. H.; GALAL, T. M. Safety assessment and sustainability of consuming eggplant (*Solanum melongena* L.) grown in wastewater-contaminated agricultural soils. **Scientific reports**, vol. 12, no. 1, p. 9768, 2022. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-13992-7>.

ARIF, M.; ALI, S.; ILYAS, M.; RIAZ, M.; AKHTAR, K.; ALI, K.; ADNAN, M.; FAHAD, S.; KHAN, I.; SHAH, S.; WANG, H. Enhancing phosphorus availability, soil organic carbon, maize productivity and farm profitability through biochar and organic–inorganic fertilizers in an irrigated maize agroecosystem under semi-arid climate. **Soil Use and Management**, vol. 37, no. 1, p. 104–119, 2021. <https://doi.org/10.1111/sum.12661>.

BIEDERMAN, L. A.; STANLEY HARPOLE, W. Biochar and its effects on plant productivity and nutrient cycling: A meta-analysis. **GCB Bioenergy**, vol. 5, no. 2, p. 202–214, 2013. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12037>.

CHEW, J.; JOSEPH, S.; CHEN, G.; ZHANG, Y.; ZHU, L.; LIU, M.; TAHERYMOOSAVI, S.; MUNROE, P.; MITCHELL, D. R. G.; PAN, G.; LI, L.; BIAN, R.; FAN, X. Biochar-based fertiliser enhances nutrient uptake and transport in rice seedlings. **Science of The Total Environment**, vol. 826, p. 154174, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154174>.

CUNHA, K. P. V.; NASCIMENTO, C. W. A.; PIMENTEL, R. M. M.; FERREIRA, C. P. Cellular localization of cadmium and structural changes in maize plants grown on a cadmium contaminated soil with and without liming. **Journal of Hazardous Materials**, vol. 160, no. 1, p. 228–234, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.02.118>.

DE LIMA VELOSO, V.; DA SILVA, F. B. V.; DOS SANTOS, N. M.; DO NASCIMENTO, C. W. A. Phytoattenuation of Cd, Pb, and Zn in a Slag-contaminated Soil Amended with Rice Straw Biochar and Grown with Energy Maize. **Environmental Management**, vol. 69, no. 1, p. 196–212, 2022. <https://doi.org/10.1007/s00267-021-01530-6>.

DU, Z.; SUN, X.; ZHENG, S.; WANG, S.; WU, L.; AN, Y.; LUO, Y. Optimal biochar selection for cadmium pollution remediation in Chinese agricultural soils via optimized machine learning. **Journal of Hazardous Materials**, vol. 476, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2024.135065>.

GAO, M.; ZHOU, J.; LIU, H.; ZHANG, W.; HU, Y.; LIANG, J.; ZHOU, J. Foliar spraying with silicon and selenium reduces cadmium uptake and mitigates cadmium toxicity in rice. **Science of the Total Environment**, vol. 631–632, p. 1100–1108, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.047>.

GAUR, S.; KUMAR, J.; KUMAR, D.; CHAUHAN, D. K.; PRASAD, S. M.; SRIVASTAVA, P.; K. Fascinating impact of silicon and silicon transporters in plants: A review. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, vol. 202, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110885>.

HAGEMANN, N.; JOSEPH, S.; SCHMIDT, H. P.; KAMMANN, C. I.; HARTER, J.; BORCH, T.; YOUNG, R. B.; VARGA, K.; TAHERYMOOSAVI, S.; ELLIOTT, K. W.; MCKENNA, A.; ALBU, M.; MAYRHOFER, C.; OBST, M.; CONTE, P.; DIEGUEZ-ALONSO, A.; ORSETTI, S.; SUBDIAGA, E.; BEHRENS, S.; KAPPLER, A. Organic coating on biochar explains its nutrient retention and stimulation of soil fertility. **Nature Communications**, vol. 8, no. 1, 2017. <https://doi.org/10.1038/s41467-017-01123-0>.

HAIDER, I.; ALI, M. A.; SANALLAH, M.; AHMED, N.; HUSSAIN, S.; SHAKEEL, M. T.; NAQVI, S. A. H.; DAR, J. S.; MOUSTAFA, M.; ALSHAHARNI, M. O. Unlocking the secrets of soil microbes: How decades-long contamination and heavy metals accumulation from sewage water and industrial effluents shape soil biological health. **Chemosphere**, vol. 342, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.140193>.

HAN, J.; WU, D.; YANG, J.; SHI, Y.; ABID, G.; WANG, L.; LI, Z. A biochar-based amendment improved cadmium (Cd) immobilization, reduced its bioaccumulation, and increased rice yield. **Frontiers in Environmental Science**, vol. 12, 2024. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2024.1487190>.

HAQUE, M. E.; SHEN, C.; LI, T.; CHU, H.; WANG, H.; LI, Z.; HUANG, Y. Influence of Biochar on Deposition and Release of Clay Colloids in Saturated Porous Media. **Journal of Environmental Quality**, vol. 46, no. 6, p. 1480–1488, 2017. <https://doi.org/10.2134/jeq2017.06.0223>.

HOU, L.; JI, S.; ZHANG, Y.; WU, X.; ZHANG, L.; LIU, P. The mechanism of silicon on alleviating cadmium toxicity in plants: A review. **Frontiers in Plant Science**, vol. 14, 2023. <https://doi.org/10.3389/fpls.2023.1141138>.

HUANG, L.; WANG, Q.; ZHOU, Q.; MA, L.; WU, Y.; LIU, Q.; WANG, S.; FENG, Y. Cadmium uptake from soil and transport by leafy vegetables: A meta-analysis. **Environmental Pollution**, vol. 264, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114677>.

HUANG, Y.; HE, C.; SHEN, C.; GUO, J.; MUBEEN, S.; YUAN, J.; YANG, Z. Toxicity of cadmium and its health risks from leafy vegetable consumption. **Food & Function**, vol. 8, no. 4, p. 1373–1401, 2017. <https://doi.org/10.1039/C6FO01580H>.

IRFAN, M.; MUDASSIR, M.; KHAN, M. J.; DAWAR, K. M.; MUHAMMAD, D.; MIAN, I. A.; ALI, W.; FAHAD, S.; SAUD, S.; HAYAT, Z.; NAWAZ, T.; KHAN, S. A.; ALAM, S.; ALI, B.; BANOUT, J.; AHMED, S.; MUBEEN, S.; DANISH, S.; DATTA, R.; DEWIL, R. Heavy metals immobilization and improvement in maize (*Zea mays* L.) growth amended with biochar and compost. **Scientific Reports**, vol. 11, no. 1, p. 18416, 16 Sep. 2021. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-97525-8>.

JACOB, J. N.; OKUO, J. M.; ARCHIBONG, U. D.; IMAFIDON, M. I.; EMERIBE, O. F.; ANEGBE, B. Comparative studies on the effects of biochar and cow dung amendments on the mobility, bioavailability and toxicity of heavy metals in lead-acid contaminated soil. **Dutse Journal of Pure and Applied Sciences**, vol. 8, no. 2a, p. 171–186, 2022. <https://doi.org/10.4314/dujopas.v8i2a.17>.

KAMRAN, M.; MALIK, Z.; PARVEEN, A.; ZONG, Y.; ABBASI, G. H.; RAFIQ, M. T.; SHAABAN, M.; MUSTAFA, A.; BASHIR, S.; RAFAY, M.; MEHMOOD, S.; ALI, M. Biochar alleviates Cd phytotoxicity by minimizing bioavailability and oxidative stress in pak choi (*Brassica chinensis* L.) cultivated in Cd-polluted soil. **Journal of Environmental Management**, vol. 250, p. 109500, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109500>.

KAZEMI, F.; JOZAY, M. Developing a sustainable nature-based agricultural vertical system in cadmium polluted urban environments. **Ecological Engineering**, vol. 208, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2024.107385>.

LATAWIEC, A. E.; STRASSBURG, B. B. N.; JUNQUEIRA, A. B.; ARAUJO, E.; LUIZ, L. F.; PINTO, H. A. N.; CASTRO, A.; RANGEL, M.; MALAGUTI, G. A.; RODRIGUES, A. F.; BARIONI, L. G.; NOVOTNY, E. H.; CORNELISSEN, G.; MENDES, M.; BATISTA, N.; GUERRA, J. G.; ZONTA, E.; JAKOVAC, C.; HALE, S. E. Biochar amendment improves degraded pasturelands in Brazil: environmental and cost-benefit analysis. **Scientific Reports**, vol. 9, no. 1, 2019. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-47647-x>.

LI, Z.; SONG, Z.; SINGH, B. P.; WANG, H. The impact of crop residue biochars on silicon and nutrient cycles in croplands. **Science of The Total Environment**, vol. 659, p. 673–680, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.381>.

LIANG, M.; LU, L.; HE, H.; LI, J.; ZHU, Z.; ZHU, Y. Applications of Biochar and Modified Biochar in Heavy Metal Contaminated Soil: A Descriptive Review. **Sustainability**, vol. 13, no. 24, p. 14041, 2021. <https://doi.org/10.3390/su132414041>.

LIU, H.; CHEN, C.; LI, X.; YANG, P. Meta-analysis compares the effectiveness of modified biochar on cadmium availability. **Frontiers in Environmental Science**, vol. 12, 2024. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2024.1413047>.

MCGEORGE, W T. Diagnosis and Improvement of Saline and Alkaline Soils: By Staff of US Salinity Laboratory, Agriculture Handbook No. 60 US Dept. Agric., Supt. Documents, US Government Printing Office Washington 25, DC, 1954, 160 pages. 1954.

MIOT, H. A. Correlation analysis in clinical and experimental studies. **Jornal Vascular Brasileiro**, vol. 17, no. 4, p. 275–279, 2018. <https://doi.org/10.1590/1677-5449.174118>.

MUBEEN, S.; NI, W.; HE, C.; YANG, Z. Agricultural Strategies to Reduce Cadmium Accumulation in Crops for Food Safety. **Agriculture**, vol. 13, no. 2, p. 471, 2023. <https://doi.org/10.3390/agriculture13020471>.

MUNERA-ECHEVERRI, J. L.; MARTINSEN, V.; STRAND, L. T.; ZIVANOVIC, V.; CORNELISSEN, G.; MULDER, J. Cation exchange capacity of biochar: An urgent method modification. **Science of the Total Environment**, vol. 642, p. 190–197, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.017>.

PANDIAN, K.; SUBRAMANIYAN, P.; GNASEKARAN, P.; CHITRAPUTHIRAPILLAI, S. Effect of biochar amendment on soil physical, chemical and biological properties and groundnut yield in rainfed Alfisol of semi-arid tropics. **Archives of Agronomy and Soil Science**, vol. 62, no. 9, p. 1293–1310, 2016. <https://doi.org/10.1080/03650340.2016.1139086>.

PREMALATHA, R. P.; POORNA BINDU, J.; NIVETHA, E.; MALARVIZHI, P.; MANORAMA, K.; PARAMESWARI, E.; DAVAMANI, V. A review on biochar's effect on soil properties and crop growth. **Frontiers in Energy Research**, vol. 11, 2023. <https://doi.org/10.3389/fenrg.2023.1092637>.

RAN, T.; CAO, G.; XIAO, L.; LI, Y.; XIA, R.; ZHAO, X.; QIN, Y.; WU, P.; TIAN, S. Effects of cadmium stress on the growth and physiological characteristics of sweet potato. **BMC Plant Biology**, vol. 24, no. 1, p. 850, 2024. <https://doi.org/10.1186/s12870-024-05551-1>.

RISEH, R. S.; VAZVANI, M. G.; HAJABDOLLAHI, N.; THAKUR, V. K. Bioremediation of Heavy Metals by Rhizobacteria. **Applied Biochemistry and Biotechnology**, vol. 195, no. 8, p. 4689–4711, 2023. <https://doi.org/10.1007/s12010-022-04177-z>.

SHARMA, T.; HAKEEM, I. G.; GUPTA, A. B.; JOSHI, J.; SHAH, K.; VUPPALADADIYAM, A. K.; SHARMA, A. Parametric influence of process conditions on thermochemical techniques for biochar production: A state-of-the-art review. **Journal of the Energy Institute**, vol. 113, p. 101559, 2024. <https://doi.org/10.1016/J.JOEI.2024.101559>.

SHI, W.; MA, X. Effects of heavy metal cd pollution on microbial activities in soil. **Annals of Agricultural and Environmental Medicine**, vol. 24, no. 4, p. 722–725, 2017. <https://doi.org/10.26444/aaem/80920>.

SINGH, B.; CAMPS-ARBESTAIN, M.; LEHMANN, J. **Biochar: a guide to analytical methods**. [S. l.]: Csiro Publishing, 2017.

SPERDOULI, I. Heavy Metal Toxicity Effects on Plants. **Toxics**, vol. 10, no. 12, 1 Dec. 2022. <https://doi.org/10.3390/toxics10120715>.

SU, K.; QIN, Q.; YANG, J.; LI, L.; DENG, S. Recent Advance on Torrefaction Valorization and Application of Biochar from Agricultural Waste for Soil Remediation. **Journal of Renewable Materials**, vol. 10, no. 2, p. 247–261, 2022. <https://doi.org/10.32604/jrm.2022.018146>.

SUN, J.; FAN, Q.; MA, J.; CUI, L.; QUAN, G.; YAN, J.; WU, L.; HINA, K.; ABDUL, B.; WANG, H. Effects of biochar on cadmium (Cd) uptake in vegetables and its natural downward movement in saline-alkali soil. **Environmental Pollutants and Bioavailability**, vol. 32, no. 1, p. 36–46, 2020. <https://doi.org/10.1080/26395940.2020.1714487>.

TARAQQI-A-KAMAL, A.; ATKINSON, Christopher J.; KHAN, A.; ZHANG, K.; SUN, P.; AKTHER, S.; ZHANG, Y. Biochar remediation of soil: linking biochar production with function in heavy metal contaminated soils. **Plant, Soil and Environment**, vol. 67, no. 4, p. 183–201, 2021. <https://doi.org/10.17221/544/2020-PSE>.

TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. **Manual de métodos de análise de solo**, 2017. Brasília,. [S. l.]: Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/181717/1/Manual-de-Methodos-de-Analise-de-Solo-2017.pdf>

USEPA, United States Environmental Protection Agency. Method 3050B: Acid Digestion of Sediments, Sludges, and Soils. **Z. Für Anal. Chem**, 1996. Disponível em: <https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-06/documents/epa-3050b.pdf>. Acessado em: 2/10/2022.

WANG, P.; CHEN, H.; KOPITTKE, P. M.; ZHAO, F. Jie. Cadmium contamination in agricultural soils of China and the impact on food safety. **Environmental Pollution**, vol. 249, p. 1038–1048, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.03.063>.

XU, Y.; SESHADRI, B.; SARKAR, B.; WANG, H.; RUMPEL, C.; SPARKS, D.; FARRELL, M.; HALL, T.; YANG, X.; BOLAN, N.. Biochar modulates heavy metal toxicity and improves microbial carbon use efficiency in soil. **Science of the Total Environment**, vol. 621, p. 148–159, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.214>.

YIN, D.; WANG, X.; CHEN, C.; PENG, Bo.; TAN, C.; LI, H. Varying effect of biochar on Cd, Pb and As mobility in a multi-metal contaminated paddy soil. **Chemosphere**, vol. 152, p. 196–206, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.01.044>.

ZAMA, E. F.; REID, B. J.; ARP, H. P. H.; SUN, G.; YUAN, H.; ZHU, Y. Advances in research on the use of biochar in soil for remediation: a review. **Journal of Soils and Sediments**, vol. 18, no. 7, p. 2433–2450, 2018. <https://doi.org/10.1007/s11368-018-2000-9>.

ZHAO, S.; TA, Na; LI, Z.; YANG, Y.; ZHANG, X.; LIU, D.; ZHANG, A.; WANG, X. Varying pyrolysis temperature impacts application effects of biochar on soil labile organic carbon and humic fractions. **Applied Soil Ecology**, vol. 123, p. 484–493, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.09.007>.

ZHU, X.; CHEN, B.; ZHU, L.; XING, B. Effects and mechanisms of biochar-microbe interactions in soil improvement and pollution remediation: A review. **Environmental Pollution**, vol. 227, p. 98–115, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.04.032>.

ZULFIQAR, U.; JIANG, W.; XIUKANG, W.; HUSSAIN, S.; AHMAD, M.; MAQSOOD, M. F.; ALI, N.; ISHFAQ, M.; KALEEM, M.; HAIDER, F. U.; FAROOQ, N.; NAVEED, M.; KUCERIK, J.; BRTNICKY, M.; MUSTAFA, A. Cadmium Phytotoxicity, Tolerance, and Advanced Remediation Approaches in Agricultural Soils; A Comprehensive Review. **Frontiers in Plant Science**, vol. 13, 2022. <https://doi.org/10.3389/fpls.2022.773815>.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este trabalho evidenciou o potencial do biochar como uma ferramenta eficiente e sustentável para a remediação de solos contaminados por metais pesados, promovendo melhorias significativas na qualidade do solo e no desenvolvimento de plantas cultivadas.

Apesar do sucesso alcançado, este estudo também identificou desafios metodológicos que merecem atenção em futuras pesquisas. A variabilidade nas propriedades dos biochars, dependendo da matéria-prima e das condições de produção, exige padronização para garantir resultados consistentes e replicáveis. Além disso, a aplicação de biochars modificados, como aqueles enriquecidos com silício, mostrou grande potencial, mas demanda uma investigação mais aprofundada sobre as interações químicas específicas no solo e seus impactos a longo prazo.

Com base nos resultados obtidos, futuros estudos poderiam explorar a aplicação de biochars em diferentes tipos de solo e culturas agrícolas, com ênfase na otimização das condições de aplicação. A interação entre biochar, microrganismos do solo e plantas também surge como um tema promissor, capaz de oferecer soluções mais integradas e sustentáveis. Além disso, é interessante investigar os impactos do uso contínuo de biochar em sistemas agrícolas e sua viabilidade econômica em larga escala, considerando custos de produção e benefícios ambientais.

Os resultados deste trabalho têm aplicabilidade direta no manejo de solos contaminados, contribuindo para a recuperação de áreas degradadas e a promoção de sistemas agrícolas mais sustentáveis. A combinação de biochar com fitorremediação se mostrou particularmente eficaz, não apenas na remediação de contaminantes, mas também na valorização da biomassa vegetal produzida, com potencial uso para bioenergia ou insumos industriais.