



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE AGRONOMIA E MEDICINA VETERINÁRIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA

**EFEITO DO BIOCHAR DE LODO DE ESGOTO EM RESERVATÓRIOS
DE FÓSFORO DO SOLO CULTIVADO COM MILHO AO LONGO DE
10 ANOS**

RAPHAELA CARVALHO PANIAGO

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM AGRONOMIA

BRASÍLIA-DF

MARÇO/2026



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE AGRONOMIA E MEDICINA VETERINÁRIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA

**EFEITO DO BIOCHAR DE LODO DE ESGOTO EM RESERVATÓRIOS
DE FÓSFORO DO SOLO CULTIVADO COM MILHO AO LONGO DE
10 ANOS**

RAPHAELA CARVALHO PANIAGO

ORIENTADOR: CÍCERO CÉLIO DE FIGUEIREDO

COORIENTADOR: DELVIO SANDRI

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM AGRONOMIA

BRASÍLIA-DF

MARÇO/2026

RAPHAELA CARVALHO PANIAGO

**EFEITO DO BIOCHAR DE LODO DE ESGOTO EM RESERVATÓRIOS DE
FÓSFORO DO SOLO CULTIVADO COM MILHO AO LONGO DE 10 ANOS**

Dissertação de mestrado apresentada à
Faculdade de Agronomia e Medicina
Veterinária da Universidade de Brasília (UnB),
como parte das exigências do Programa de Pós-
Graduação em Agronomia, para obtenção do
título de Mestre em Agronomia.

Orientador: Prof. Dr. CÍCERO CÉLIO DE
FIGUEIREDO

BANCA EXAMINADORA:

Dr. Cícero Célio de Figueiredo
Universidade de Brasília
Orientador

Dra. Arminda Moreira de Carvalho
Embrapa Cerrados
Examinadora

Dr. José Ferreira Lustosa Filho
Universidade de Brasília
Examinador

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, a Vida Infinita e perfeita que habita em todos nós e está presente em todas as coisas. Pelo sustento, pela proteção, pela perseverança e pela força necessária para superar os desafios. Minha eterna gratidão.

À minha amada família – meus avós Maria e Júlio (*in memorian*), minha mãe Eliane, e meus irmãos Yasmin e Vinícius. Sem o apoio de vocês, eu jamais teria chegado até aqui. Agradeço por compreenderem minhas ausências, por me ouvirem com paciência, pelas orações, pelas palavras de carinho e cuidado em todos os momentos. Pelas risadas, pelos abraços apertados e pela torcida incansável para que eu alcançasse meus objetivos. Amo vocês incondicionalmente!

Às tias Tetéia (Martânia), Eni, Eunice (*in memorian*), Suzana (*in memorian*) e Conceição; aos tios Albano (*in memorian*), Reinaldo e Ricardo, por todo carinho e apoio.

A queridíssima equipe do Laboratório de Estudos da Matéria Orgânica do Solo (LabMOS): Beatriz Carvalho, Bruna Vasconcelos, Gabriel Miranda, Giovanna de Souza, Guilherme Tavares, Helen Botelho, Jane Ribeiro, João Vítor França, José Filho, Máira Lopes, Marcela Granato, Mateus Blasi, Priscila Reis, Rhaila Viana, Sérgio Sirilo, Takafumi Suzuki. Agradeço imensamente pela presença constante, pelo auxílio nas análises, pela troca de conhecimentos e, sobretudo, pela companhia generosa ao longo dessa jornada. Em especial, agradeço a Priscila pelo apoio diário, pela paciência e pela disposição em ajudar sempre que precisei. A Máira pela amizade, pela companhia nas disciplinas e nas análises, por ser uma amiga tão alegre e positiva. Palavras não são suficientes para expressar toda a minha gratidão e o amor que sinto por cada um. Vocês tornaram meus dias mais leves durante o mestrado e fizeram do laboratório não apenas um espaço de pesquisa, mas de aprendizado, parceria e amizade. Levarei comigo as melhores lembranças dessa convivência!

Aos amigos Carolaini Campos e Danillo Cardim, agradeço pela companhia e pela convivência desde a graduação. Vocês se fizeram presentes mesmo com a rotina agitada da pós-graduação, demonstrando amizade e apoio. À minha amiga Ana Maria Muñoz, meu carinho e gratidão pelo apoio e pela escuta acolhedora.

Ao Prof. Dr. Cícero Célio de Figueiredo, pela orientação segura, incentivo à pesquisa e pela confiança depositada ao longo desta trajetória. Sou igualmente grata por seu compromisso em buscar bolsas e assegurar as condições necessárias para que seus orientandos possam desenvolver seus trabalhos com excelência.

Aos técnicos de outros laboratórios que contribuíram de maneira essencial para as análises: à Estela Andrade, do Laboratório de Microbiologia do Solo; ao Pablio Henrique e à Sâmia Gomes, do Laboratório de Química do Solo; e ao Manuel Pereira de Oliveira Junior, do Laboratório de Geoprocessamento e Pedomorfogeologia; sempre tão solícitos e dispostos a ajudar. Agradeço pela colaboração, pela disponibilidade e pelo apoio prestado nos momentos em que precisei. Aos servidores da Embrapa Cerrados, Clodoaldo Alves de Souza e Francisco Marcos dos Santos Delvico, pelo auxílio e pela generosidade em um momento decisivo das análises. A colaboração de vocês foi fundamental para que este trabalho pudesse ter continuidade.

A Universidade de Brasília e, principalmente, ao Programa de Pós-graduação em Agronomia - Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária (FAV/UNB) pela oportunidade de crescimento acadêmico e profissional. A todos os docentes que contribuíram de forma significativa para a minha formação.

Agradeço ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo apoio à realização desta pesquisa.

Aos membros da banca, Dra. Arminda Moreira de Carvalho e Dr. José Ferreira Lustosa Filho, pela disponibilidade em participar da avaliação deste trabalho.

Aos funcionários da Fazenda Água Limpa, aos estudantes de graduação e pós-graduação, aos estagiários e a todos os colaboradores que, ao longo de mais de dez anos, contribuíram para a condução deste experimento, seja no campo ou no laboratório. Com vocês aprendi que o conhecimento é uma construção coletiva. A realização deste trabalho só foi possível graças ao empenho, à dedicação e ao apoio de cada um, a quem sou profundamente grata. A todas e todos que, mesmo não sendo citados nominalmente, contribuíram de alguma forma para esta pesquisa, meu muitíssimo obrigada.

RESUMO

A aplicação de biochar de lodo de esgoto (BLE) em sistemas agrícolas tem sido apontada como uma alternativa promissora para a reciclagem de nutrientes, podendo ser usado como fertilizante multinutriente, com destaque para o fornecimento de fósforo (P). Atualmente, o BLE é proposto como uma estratégia economicamente viável e ambientalmente correta para a destinação do lodo de esgoto (LE). No entanto, a liberação de P pelo BLE está associada ao processo de envelhecimento do biochar no solo, o que torna necessária a compreensão de seus efeitos ao longo do tempo. Os efeitos do biochar nas frações de P do solo podem variar em função da temperatura de pirólise e do período de avaliação. O objetivo deste estudo foi avaliar os efeitos diretos e indiretos (residuais) do BLE sobre as frações de P do solo ao longo de uma sequência de 10 safras de milho. Os seguintes tratamentos foram avaliados: controle (sem biochar e sem adubação mineral), adubação mineral (NPK), aplicação de BLE pirolisado a 300 °C (BC300) e BLE pirolisado a 500 °C (BC500). Foram avaliados os teores de P total (P_t) do solo e suas frações, incluindo P orgânico (P_o), P inorgânico (P_i) e P disponível (P_{disp}). De maneira geral, os dois biochars promoveram teores mais elevados de P_t e nas diferentes frações de P do que NPK e controle. Os efeitos positivos do biochar nas frações de P foram expressivos até a quinta safra. Da quinta à décima safra, o efeito residual do biochar diminuiu ao longo do tempo. A aplicação de BLE promoveu teores mais elevados de P_{disp} do que os observados nos demais tratamentos ao longo das 10 safras avaliadas, demonstrando que o BLE pode atuar como um fertilizante de liberação lenta de P para as plantas. Surpreendentemente, a temperatura de pirólise não afetou o desempenho do BLE nas frações de P do solo. Apesar das diferenças nos teores de P, a produtividade média de grãos de milho não foi afetada pelos tratamentos. Os resultados permitem compreender os efeitos diretos e residuais do BLE sobre a dinâmica das frações de P do solo, fornecendo subsídios para a definição de recomendações agronômicas do BLE como fonte alternativa de P.

Palavras-chave: biossólido, pirólise, efeito residual, fracionamento de fósforo do solo.

ABSTRACT

The use of sewage sludge biochar (SSB) in agricultural systems is a promising strategy for nutrient recycling, as it can serve as a multi-nutrient fertilizer, particularly a source of phosphorus (P). Currently, SSB is proposed as an economically viable and environmentally friendly alternative for managing sewage sludge (SS). However, P release from SSB is associated with biochar aging in soil, highlighting the need to understand its temporal effects. The effects of biochar on soil P fractions may vary depending on pyrolysis temperature and evaluation period. The objective of this study was to assess the direct and indirect (residual) effects of SSB on soil P fractions over a sequence of 10 maize growing seasons. The following treatments were evaluated: control (no biochar and no mineral fertilization), mineral fertilization (NPK), SSB pyrolyzed at 300 °C (BC300), and SSB pyrolyzed at 500 °C (BC500). Soil total P (P_t) and its fractions were determined, including organic P (P_o), inorganic P (P_i), and available P (P_{avail}). Overall, both biochars promoted higher P_t content and greater values across the different P fractions than NPK and the control. The positive effects of biochar on soil P fractions were pronounced up to the fifth growing season. From the fifth to the tenth season, the residual effect of biochar gradually decreased. The application of SSB resulted in higher P_{avail} contents than those observed in the other treatments throughout the 10 growing seasons evaluated, demonstrating that SSB can function as a slow-release P fertilizer for plants. Surprisingly, pyrolysis temperature did not affect SSB performance in soil P fractions. Despite differences in soil P contents, the average maize grain yield was not affected by the treatments. These results improve understanding of the direct and residual effects of SSB on soil P fraction dynamics and provide a basis for establishing agronomic recommendations for the use of SSB as an alternative phosphorus source.

Keywords: biosolid, pyrolysis, residual effect, soil phosphorus fractionation.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	5
2. REVISÃO DE LITERATURA	7
2.1. BLE: produção e suas características	7
2.1.1. Processo de pirólise e influência da temperatura na composição química do biochar.....	7
2.1.2. Potencial do biochar como fonte de P e outros nutrientes para o solo	8
2.1.3. Reservatórios de P no solo e sua dinâmica sob a influência de condicionadores orgânicos	16
2.1.4. Métodos de fracionamento do P no solo	17
3. OBJETIVOS.....	19
3.1. Objetivo geral	19
3.2. Objetivos específicos.....	19
4. HIPÓTESES.....	19
5. MATERIAL E MÉTODOS.....	20
5.1. Obtenção e caracterização dos BLEs.....	20
5.2. Área e delineamento experimental	21
5.3. Condução do experimento	22
5.3.1. Preparo do solo, calagem e adubação corretiva.....	22
5.3.2. Aplicação do biochar	23
5.3.3. Aplicação do fertilizante mineral	23
5.3.4. Plantio e colheita do milho	23
5.3.5. Histórico e práticas de manejo da cultura.....	24
5.4. Análises de solo e planta	27
5.4.1. Fracionamento de P do solo	27
5.4.2. P total.....	27
5.4.3. P orgânico e P inorgânico.....	28
5.4.4. P disponível	28
5.5. Análise estatística	28
6. RESULTADOS E DISCUSSÃO	29
6.1. P total.....	29
6.2. P disponível	31
6.3. P orgânico	32
6.4. P inorgânico.....	34
6.5. Produtividade de grãos	35
7. CONCLUSÕES.....	37
8. REFERÊNCIAS	38

1. INTRODUÇÃO

A disponibilidade de fósforo (P) é essencial para a produção de alimentos e para o desenvolvimento da vida humana (Scholz et al., 2025). Entretanto, o esgotamento de fontes naturais de P para a produção agrícola e aplicações industriais tem suscitado preocupações quanto à sustentabilidade do uso desse nutriente em escala global (Velho et al., 2016; Volpe et al., 2020). Nesse contexto, a reciclagem de P torna-se indispensável para reduzir a dependência de recursos naturais finitos, como as rochas fosfáticas, ao mesmo tempo em que promove práticas de manejo agrícola mais eficientes (Hemati Matin et al., 2020; Qi et al., 2023; Pasalari et al., 2024) e contribui para a combinação de estratégias de controle da qualidade da água (Lin et al., 2024; Costa et al., 2024).

Considerando que os fertilizantes fosfatados convencionais são obtidos a partir de recursos não renováveis, há uma necessidade urgente de explorar fontes alternativas de P, entre as quais se destaca o lodo de esgoto (LE), um resíduo sólido rico em P frequentemente manejado de forma inadequada em escala mundial (Lustosa Filho et al., 2025). Além disso, o LE e seus compostos têm sido reconhecidos como importantes fontes de poluição terrestre, associados à presença de microplásticos, à emissão de gases de efeito estufa (GEEs) e a outros contaminantes (Zhou et al., 2023; Quan et al., 2026). O LE concentra entre 85 e 95% do P proveniente dos processos de tratamento de águas residuais, configurando-se como um recurso potencialmente sustentável desse nutriente (Feng et al., 2024). Estudos demonstraram que o LE tratado com processos biológicos de remoção de P contém entre 4 e 9% de P total (Lv et al., 2025; Xu et al., 2018). De modo geral, as espécies de P presentes no LE são classificadas como P inorgânico (Pi), polifosfato (Pp) e P orgânico (Po) (Yu et al., 2021b), onde o Pp e o Po são formados durante a remoção biológica de P (RBP), enquanto o Pi é derivado da remoção química de P (RQP) e do esgoto bruto.

O biochar (BC), um material rico em carbono (C), produzido a partir da pirólise de diversas biomassas, tem despertado grande interesse devido às suas inúmeras aplicações na área de tratamento de águas residuais, como adsorvente, e na agricultura, como condicionador de solo e fonte de nutrientes (Yu et al., 2024). Sob determinadas condições controladas, a pirólise confere ao BC propriedades físico-químicas desejáveis, ampliando a sua aplicabilidade (Kamali et al., 2022). As proporções de produtos sólidos, líquidos e gasosos gerados durante a pirólise são fortemente influenciadas pela temperatura, pelo tempo de residência e pelo tipo de matéria-

prima, sendo esses fatores determinantes das características finais do BC (Rangabhashiyam et al., 2022; Vuppaladadiyam et al., 2023).

O uso do BC na agricultura contribui para o fornecimento de nutrientes e para o aumento da produtividade das culturas, além de ser reconhecido como uma prática mitigadora das mudanças climáticas, em razão de sua elevada estabilidade e capacidade de promover o sequestro de C no solo a longo prazo (Lehmann et al., 2021; Chagas et al., 2022).

O LE apresenta elevado teor de nutrientes e de matéria orgânica (MO); no entanto, a presença de contaminantes inorgânicos, orgânicos e biológicos representa um desafio para sua aplicação agrícola (Kominko et al., 2024). Nesse sentido, a pirólise tem se mostrado uma tecnologia eficiente para a redução do volume do resíduo e para a eliminação de patógenos e contaminantes orgânicos (L. Yang et al., 2023). Estudos recentes sobre o biochar de lodo de esgoto (BLE) concentram-se principalmente em seu uso como adsorvente, catalisador e condicionador do solo (Li et al., 2024; Ye et al., 2022; Zhao et al., 2023). A aplicação agrícola do BLE constitui uma alternativa promissora para a gestão desse resíduo, contribuindo para a redução das emissões de GEEs e para o sequestro de C no solo (Rydgård et al., 2024).

O BLE contém quantidades expressivas de nutrientes e pode aumentar diretamente os teores de P disponível no solo (Shi et al., 2023). A pirólise promove transformações nas formas de P presentes no LE, resultando em maior concentração de P total no biochar produzido (Lustosa Filho et al., 2025). Além disso, a aplicação de BLE estimula a atividade microbiana e a ação de enzimas fosfatases, favorecendo a solubilização de P_i pouco solúvel e a mineralização de P_o , aumentando sua disponibilidade para as plantas (Shi et al., 2023). O P fornecido pelo BLE apresenta, em geral, comportamento de liberação gradual, contrastando com as fontes fosfatadas convencionais (Lustosa Filho et al., 2025). Figueiredo et al. (2020) relataram que a aplicação de BLE aumentou os teores de P total e das frações P_o , P_i e P_{disp} , com efeitos residuais mantidos por pelo menos dois anos após a interrupção da aplicação do BLE.

Apesar desses avanços, estudos de campo de longo prazo que avaliem os efeitos do BLE sobre a dinâmica dos reservatórios de P no solo ainda são escassos. Esses estudos são fundamentais para compreender as transformações de P ao longo do tempo em solos fertilizados com BLE. Além disso, os efeitos diretos e residuais de BLE permitirão avaliar o potencial agrônomo desse tipo de biochar como fonte alternativa de P.

Portanto, o objetivo deste estudo foi avaliar os efeitos diretos e residuais do BLE nos reservatórios de P do solo ao longo de uma sequência de dez safras de milho.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. BLE: produção e suas características

2.1.1. *Processo de pirólise e influência da temperatura na composição química do biochar*

A pirólise é uma das alternativas utilizadas no tratamento de LE, cujo produto sólido é denominado BLE. Esse tipo de tratamento contribui para a reciclagem do LE na agricultura, uma vez que o BLE apresenta concentrações adequadas de nutrientes como N, P, Ca e Zn (Fachini et al., 2022). A pirólise do LE promove o aumento do pH do material resultante (o BLE), tornando-o mais alcalino em comparação com o LE original, devido à concentração de constituintes de caráter alcalino (Figueiredo et al., 2018; Zhang et al., 2022). Ressalta-se, contudo, que a alcalinidade do BLE não é uma característica invariável, é condicionada pelo pH da matéria-prima e pela temperatura de pirólise, sendo que condições térmicas mais elevadas tendem a resultar em valores de pH superiores (Zhang et al., 2015).

As características do BLE dependem da composição do LE e das condições de pirólise (Ndoung et al., 2021; Oktaviana et al., 2025). As propriedades do BLE são afetadas por diversos parâmetros tecnológicos, principalmente pela temperatura de pirólise (Tomczyk et al., 2020). Temperaturas de pirólise mais elevadas conferem aos BLEs um pH mais elevado, uma estrutura porosa mais complexa e uma maior área superficial. Do ponto de vista elementar, esse processo resulta no enriquecimento de cinzas e metais pesados, enquanto os teores de C, N e S diminuem devido à intensificação da decomposição térmica (Figueiredo et al., 2018; Zhang et al., 2022). Durante o aumento da temperatura na produção do BLE, o Po é convertido em Pi, e o fósforo inorgânico não apatítico (PINA) é convertido em fósforo inorgânico apatítico altamente biodisponível (PIA) (Lin et al., 2024).

BCs produzidos em altas temperaturas (600 a 700 °C) apresentam uma natureza altamente hidrofóbica com camadas de C bem organizadas (Uchimiya et al., 2011). No entanto, caracterizam-se por baixa presença de grupos funcionais contendo H e O, devido à desidratação e desoxigenação da biomassa (Ahmad et al., 2014; Uchimiya et al., 2011). Estudos como o de Chen et al. (2020) relataram que o BLE produzido a 600 °C apresenta grandes vantagens na redução da contaminação por metais pesados, por exemplo. Zhang et al. (2022) observaram que os valores de pH e de área específica do BLE podem aumentar à medida que a temperatura de pirólise aumenta.

O processo de produção de BCs compreende três estágios na análise da curva termogravimétrica: pré-pirólise; pirólise principal ou direta e formação de produtos

carbonáceos (pós-pirólise); acompanhado por mudanças estruturais em vários grupos químicos, como alcanos, álcoois, haletos de alquila, compostos carboxílicos e aromáticos (Lee et al., 2017). É possível desenvolver uma estrutura física ideal do BC alterando a temperatura de reação até o ponto em que desencadeie rearranjos microestruturais (Kazemi Shariat Panahi et al., 2020). Apesar da pirólise induzir transformações no LE que resultam em maior concentração de P total, este tratamento termoquímico é capaz de gerar uma redução significativa em sua disponibilidade, devido à formação de espécies de P mais insolúveis (Nanzer et al., 2014). Portanto, diversos estudos têm mostrado que as características do BLE condicionadas por diferentes temperaturas de pirólise implicam em efeitos variáveis em curto e longo prazo no solo.

2.1.2. *Potencial do biochar como fonte de P e outros nutrientes para o solo*

A pirólise é considerada um método vantajoso para o tratamento de LE (Zhu et al., 2022), no qual o BLE apresenta concentrações mais altas de P do que o LE original, o que favorece seu uso como fertilizante fosfatado (Santos et al., 2024). No lodo de esgoto, o P inorgânico (Pi) constitui geralmente a maior parte do conteúdo de P (entre 60 e 90%), enquanto o P orgânico (Po) está presente em menor concentração (Lustosa Filho et al., 2025; Yu et al., 2021a).

Mudanças na disponibilidade de P no solo após a aplicação de BC foram relatadas em vários estudos realizados em casa de vegetação e em campo (Xu et al., 2014). Resultados de estudos obtidos na base de dados Scopus (Elsevier) desenvolvidos na última década (2014-2024) acerca da disponibilidade de P no solo após a aplicação de BC (Tabela 1) demonstraram que BCs de resíduos agrícolas, florestais e de lodo de esgoto atuam como fertilizantes de liberação lenta de P e contribuem para manter o P disponível no solo em nível satisfatório, melhorando a qualidade do solo. A Tabela 1 sintetiza 52 artigos que avaliam a relação entre BC e disponibilidade de P no solo, cujos dados estão organizados em tipo de experimento, matéria-prima do biochar, temperatura de pirólise, atributos do solo e disponibilidade de P. Os tipos de experimento observados nos estudos analisados para o período mencionado foram: vaso, campo, incubação do solo (curto a longo prazo), gradiente de concentração, coluna de solo e rhizobox. Nesta revisão, para fins de efeito do biochar, o período de até dois anos foi estabelecido como curto prazo no solo. A seleção das faixas de temperatura de pirólise para a produção de biochar (300 °C a > 600 °C) fundamenta-se em valores citados na literatura na transição das fases de degradação térmica dos constituintes orgânicos. Conforme preconizado por Bridgwater (2003) e Yuan et al. (2015), a faixa de baixa temperatura (300–400 °C) visa

preservar grupamentos funcionais oxigenados e nutrientes termolábeis, favorecendo a reatividade química imediata. A faixa de temperatura média (450–600 °C) caracteriza-se pela intensificação da porosidade e do equilíbrio entre rendimento e estabilidade. Por fim, o uso de altas temperaturas (> 600 °C) justifica-se pela promoção da condensação aromática e imobilização de contaminantes, resultando em materiais com maior recalcitrância e potencial de sequestro de C em longo prazo.

Nos experimentos em vasos, observou-se que 75% dos estudos apresentaram aumento na disponibilidade de P, especialmente após a aplicação de BC de resíduos agrícolas produzidos em temperaturas médias (400–600 °C), com exceção do estudo de Dari et al. (2016), com BC de madeira pirolisada a 650–700 °C, que demonstrou diminuição na disponibilidade de P, sugerindo adsorção de P em BC produzidos em alta temperatura.

Em estudos realizados em campo, Han et al. (2016) observaram que o conteúdo de P do solo diminuiu com o aumento das doses de BC, especialmente em altas taxas de aplicação, enquanto que Ywih et al. (2017) sugerem que P total do solo e P disponível observados nos tratamentos com BC e compostos orgânicos foram mais altos em comparação com o controle, uma vez que a aplicação do BC e do composto aumentou a CTC e a saturação por bases do solo (Ywih et al., 2019). Os resultados observados em experimentos de campo mostraram-se mais conservadores, com aumento na disponibilidade de P em 60% dos estudos, porém com resposta variável (↑↓) ou diminuição em 40% dos estudos (dependendo das condições do solo e do BC ou adição de compostos orgânicos, por exemplo). Dos 52 estudos analisados, apenas Figueiredo et al. (2020) investigaram especificamente os efeitos diretos e residuais do BLE nos reservatórios de P do solo (com duração >2 anos).

Os fatores críticos que envolvem experimentos em campo são o tempo do estudo e as interações climáticas, nos quais os efeitos positivos da aplicação do BC são mais consistentes em estudos com duração >1 ano (Wu et al., 2021). Quanto às interações climáticas, o excesso de chuvas pode promover a lixiviação do P liberado pelo BC. Dos padrões identificados na Tabela 1, BCs de esterco animal tendem a aumentar a disponibilidade de P no solo devido ao alto teor de P do BC. As temperaturas de pirólise consideradas moderadas (400–550 °C) mostraram-se mais eficazes para a liberação de P. Uma das contradições foi observada com a utilização da mesma matéria-prima (palha de trigo), em que Xu (2018) apontou variação (↑↓) na disponibilidade de P, enquanto que Jiang et al., (2021), Xu et al. (2014), Ghodszad et al. (2022) e Kong et al. (2023) apontaram aumento (↑).

Os efeitos biológicos observados referem-se à ação de bactérias solubilizadoras de P, que foram mais frequentemente relatadas em estudos de incubação do solo a longo prazo ou em

campo. Para experimentos envolvendo componente biológico (rhizobox e incubação bacteriana, a tendência observada foi a de efeitos positivos quando há microrganismos associados à aplicação de BC (Peng et al., 2022). Yuan et al. (2024) revelaram diminuição da disponibilidade de P em rhizobox, possivelmente devido à competição radicular. Fan et al. (2023) observaram que tratamentos com BC apresentaram aumento na biodiversidade bacteriana associada à rizosfera como também associada ao solo não rizosférico. Portanto, o uso de BCs afeta a atividade microbiana, que, por sua vez, leva à mineralização das frações de Po e Pi (Li et al., 2020).

Outros efeitos comuns relatados decorrentes da aplicação de BC no solo foi o aumento do pH e CTC correlacionando-se com o aumento na disponibilidade de P (Li et al., 2021). Além disso, os microrganismos são considerados mecanismo-chave na mineralização de P (Sui et al., 2022). Essa condição evidencia a capacidade do BC de elevar o pH do solo, um dos mecanismos mais cruciais para alterar os reservatórios de P no solo (Cao et al., 2023; Gao et al., 2019).

Os teores de P total e P disponível estão positivamente relacionados ao pH, à MO e aos minerais de Fe, Al e Ca (Jin et al., 2023). Alguns estudos relataram que o BC aumentou a disponibilidade de P quando Pi suplementar e N foram aplicados em conjunto com o BC, em comparação com solos que receberam apenas BC (Nelson et al., 2011; Steiner et al., 2007). Tais diferenças na disponibilidade de P provavelmente refletem diferenças na forma e especiação do P do solo que foram impulsionadas pelas propriedades estruturais e químicas dos BCs (Pagliari et al., 2018).

A aplicação de BC pode alterar a dinâmica de P no solo por meio de mecanismos diretos e indiretos (Lehmann and Joseph, 2024). Entre os efeitos diretos, destaca-se a liberação de P na matriz do BC, especialmente quando proveniente de matérias-primas com alto teor de nutrientes, como esterco animal ou resíduos vegetais ricos em fitatos (Glaser and Lehmann, 2002). Já os efeitos indiretos incluem a modificação das propriedades físico-químicas do solo, como o aumento do pH em solos ácidos até a faixa ideal para a disponibilidade de P (6,0 – 6,5), o que reduz a fixação de P por óxidos de Fe e Al (Nelson et al., 2011), e a promoção da atividade microbiana, facilitando a mineralização de formas orgânicas de P (Zheng et al., 2018). Contudo, a magnitude desses efeitos pode variar significativamente conforme a temperatura de pirólise do BC: temperaturas intermediárias (<500 °C) tendem a preservar grupos funcionais ácidos que adsorvem P, enquanto temperaturas elevadas (>600 °C) promovem a formação de estruturas aromáticas que liberam P lentamente (Wang et al., 2020). As propriedades físicas e químicas do BC variam dependendo de diferentes fatores, como tipo de matéria-prima, condições de

pirólise (particularmente temperatura) e gerenciamento pós-processamento (Mbasabire et al., 2024).

Quanto à matéria-prima, BCs de origem animal (ex. cama de frango, esterco bovino) e resíduos agrícolas (ex. palhas de milho, trigo e arroz) tendem a aumentar a disponibilidade de P em aproximadamente 80% dos casos, como foi observado por (Ch'ng et al., 2014), (Ywih et al., 2017) e Beheshti et al. (2017). BCs de madeira/lignocelulósicos (ex. pinheiro, lascas de madeira) têm efeitos mais variáveis BC de madeira a ($\uparrow\downarrow$) ou neutro ($=$), Dari et al. (2016) observaram diminuição de disponibilidade de P em BC de madeira pirolisado a 650–700 °C, enquanto Zhou et al. (2020) reportaram aumento de P. A faixa intermediária de temperatura de pirólise (400–600 °C) é a mais associada ao aumento de P disponível, como observado por Hong et al. (2018) e Jiang et al. (2021). Por outro lado, temperaturas extremas de pirólise reduzem a disponibilidade de P, como relatado por Zhang et al. (2019) com palha de milho a 700 °C ($\downarrow$ P) e Pagliari et al. (2018) com espiga de milho a 850 °C ($\uparrow$ P) (mas com risco de imobilização em longo prazo).

Tabela 1. Efeitos da aplicação de BC nos atributos do solo e na disponibilidade de P no solo

(continua)

Tipo de experimento	Matéria-prima do biochar	Temperatura de pirólise (°C)	Atributos do solo			Disponibilidade de P no solo	Referência
			Físicos	Químicos	Biológicos		
incubação + vaso	cama de frango	550	-	↑	-	↑	(Ch'ng et al., 2014)
gradiente de concentração	palha de trigo	350–550	-	↑	-	↑	(Xu et al., 2014)
incubação de curto prazo	lascas de madeira e resíduos de jardim	500	↑	↑	-	↑	(Frišták and Soja, 2015)
incubação de curto prazo	madeira e cama de frango	650–700	-	-	-	↓	(Dari et al., 2016)
campo	pinheiro chinês	600	-	-	-	↓	(Han et al., 2016)
incubação + vaso	palha de trigo e esterco bovino	300–500	-	-	↑	↑	(Beheshti et al., 2017)
campo	cama de frango	550	-	↑	-	↑	(Ywih et al., 2017)
vaso	colmo do milho	320	↑	-	-	↑	(Amin, 2018)
incubação + vaso	palha de arroz	400	-	↑	-	↑	(Hong et al., 2018)
vaso	espiga de milho e gramínea	850	-	↑	-	↑	(Pagliari et al., 2018)
incubação	palha de trigo	300–600	-	-	-	↑↓	(Xu, 2018)
campo	cama de frango	550	-	↑	-	↑	(Ywih et al., 2019)
incubação de curto prazo	espiga de milho e casca de arroz	300–650	-	↓	-	↑↓	(Eduah et al., 2019)
campo	palha de milho	450	-	↑	-	↑	(Wang et al., 2019)
incubação de curto prazo	palha de milho	700	-	↑	=	↓	(Zhang et al., 2019)
incubação de curto prazo	bagaço de cana/vinhaça de cana	270	-	↑	-	↑	(Amin, 2020)
campo	palha de milho	550	-	↓	-	↑↓	(Cao et al., 2020)
campo	lodo de esgoto	300–500	-	↑	-	↑	(Figueiredo et al., 2020)
incubação + vaso	colmo do milho	350–600	-	=	-	↑↓	(Cao et al., 2020)
campo	resíduos de madeira	600	=	-	-	↑↓	(Luo et al., 2020)
incubação	cascas de noz e amêndoa	400–500	-	↑	-	↑	(Hemati Matin et al., 2020)
incubação	lascas de madeira e folhas secas	300–600	-	↑	↑	↑↓	(Zhou et al., 2020)
vaso	espigas de milho e resíduos verdes	500	-	↓	-	↑↓	(Ahmed et al., 2021)
campo	palha de trigo	500	-	↑	-	↑	(Jiang et al., 2021)
vaso	colmo do milho	350	↑	↑	-	↑	(Li et al., 2022)
vaso	casca de arroz	300	-	↑	-	↑	(Mosharrof et al., 2021)
campo + incubação	palha de arroz	450–500	-	↑	-	↑	(Wu et al., 2021)
vaso	resíduos de arbusto	400	-	↓	-	↑	(Akanji et al., 2022)

vaso	milho	600	-	-	↑	↑	(Egamberdieva et al., 2022)
incubação	palha de trigo	300–600	-	↑	-	↑	(Ghodsad et al., 2022)
campo	palha de milho	450–600	-	↑	↑	↑↓	(Li et al., 2022)
vaso	resíduos de trigo	400	-	↑	-	↑	(Najafi-Ghiri et al., 2022)
campo	cama de frango	300–600	-	-	↑	↑	(Oladele et al., 2024)
incubação	palha de milho	500	-	↑	↑	↑	(Peng et al., 2022)
incubação + vaso	palha de milho	400	↑	↑	↑	↑	(Sui et al., 2022)
campo	palha de arroz	500	-	-	↓	↓	(Yuan et al., 2022)
vaso + rhizobox + coluna	palha de arroz	500	-	↑	↑	↑	(Zhang et al., 2022)
coluna + incubação	palha de milho	500	-	↓	-	↑↓	(Zhang et al., 2022)
campo	palha de milho	500	-	↑	-	↑	(Cao et al., 2023)
campo	esterco bovino	500	-	↑	↑	↑	(Fan et al., 2023)
campo	palha de arroz	600	-	=	↑	↑	(Fei et al., 2023)
campo	palha de arroz	-	-	-	↑	↑	(Jin et al., 2023)
vaso	palha de trigo	450	-	↑	↑	↑	(Kong et al., 2023)
campo	casca de arroz	700	-	=	↑	↑	(Linh et al., 2023)
vaso	<i>Taraxacum mongolicum</i>	500	-	↑	-	↑	(Mahmood et al., 2023)
vaso	palha de milho	500	-	↑	↑	↑	(Peng et al., 2023)
campo	palha de arroz	600	-	↑↓	-	↑↓	(Qi et al., 2023)
campo	cama de frango	350	-	↓	↑	↑	(ul Shahid et al., 2023)
tubos	palha de milho	500	-	↑	-	↑	(Xue et al., 2023)
campo	casca de damasco	800–900	-	↑	↑	↑	(Yang et al., 2023)
incubação	colmo do milho	450	=	↑	↑	↑	(Pandian et al., 2024)
vaso + incubação bacteriana	casca de arroz	400-600	↑	=	↑	↑	(Thu et al., 2024)

Disponibilidade de P no solo aumenta (↑), mantém (=) ou diminui (↓) significativamente em relação ao controle após aplicação de biochar. Traço indica dado inexistente/não avaliado (-). Efeitos positivo (↑), nulo/sem alteração significativa (=), negativo (↓) ou variável (↑↓) nos atributos do solo após a aplicação do biochar em relação ao controle. Traço indica dado inexistente/não avaliado (-).

Resíduos florestais, compostos predominantemente por biomassas lenhosas, apresentam baixa umidade, alta densidade energética, pH mais baixo, maior área de superfície específica e baixo teor de cinzas (Ronsse et al., 2013). Por outro lado, biomassas não lenhosas, incluindo resíduos agrícolas, resíduos animais, LE e outros resíduos sólidos, apresentam alta umidade, alto teor de cinzas, menor valor calorífico, pH mais alto, baixa área de superfície específica e alta porosidade (Tomczyk et al., 2020). Fica evidente que, apesar da extensa pesquisa sobre BCs derivados de uma ampla variedade de matérias-primas, ainda há uma lacuna notável em estudos focados em formas inovadoras de aplicação do BLE (Mbasabire et al., 2024). Figueiredo et al. (2020) destacam que o aumento do P disponível não é o único efeito benéfico direto da aplicação de BC quando se considera a dinâmica do P em um sistema solo-planta-biochar. Considerando os dados da Tabela 1, verifica-se que estudos desenvolvidos em vaso/incubação apresentaram ↑ de P com maior frequência (~70%) do que estudos de campo (~50%). As sugestões para pesquisas futuras apontam para a priorização de estudos de longo prazo (com duração >2 anos) em solos tropicais, já que 90% dos dados observados foram de solos temperados e 85% dos experimentos em campo tiveram duração <1 ano. Isso está em conformidade com Figueiredo et al. (2020) e Hemati Matin et al. (2020) que ressaltam a necessidade da condução de experimentos de longo prazo que estudem a aplicação do biochar na dinâmica do P sob condições reais de campo. A Tabela 2 apresenta uma síntese das respostas observadas, que variaram significativamente em função do tipo de experimento utilizado, refletindo a influência de fatores como metodologia, condições ambientais e interações biológicas. Essa variabilidade está ligada principalmente a fatores como a temperatura de pirólise e o pH do solo. BCs produzidos em temperaturas intermediárias (450–600 °C) tendem a liberar P de forma mais eficiente, especialmente em solos ácidos.

Tabela 2. Síntese dos efeitos da aplicação de BC na disponibilidade de P baseada em tipos de experimentação

Tipo de experimento	Disponibilidade de P	Fatores determinantes	Lacunas
Incubação	↑ (69,2%) ↓ (10,5%) ↑↓ (26,3%)	temperatura, pH do solo	falta de padrão metodológico
Vaso	↑ (88,9%) ↑↓ (11,1%)	matéria prima rica em P	poucos dados microbianos
Campo	↑ (70%) ↓ (10%) ↑↓ (20%)	interações climáticas, tempo de aplicação	dados limitados nos trópicos
Rhizobox/Biológico	↑ (100%)	interação planta-microbioma	efeitos de competição

Tabela 3. Efeitos da aplicação de BC nas frações de P no solo

(continua)

Biochar		Frações de P				Referência
Matéria prima	Temperatura de pirólise	P total	P disponível	P orgânico	P inorgânico	
cama de frango	550	↑	↑	↑	↑	(Ch'ng et al., 2014)
palha de trigo	350–550	-	-	-	↑	(Xu et al., 2014)
lascas de madeira e resíduos de jardim	500	↑	↑	-	-	(Frišták and Soja, 2015)
madeira e cama de frango	650–700	-	-	-	=	(Dari et al., 2016)
pinheiro chinês e alfarroba	600	=	-	-	-	(Han et al., 2016)
palha de trigo e esterco bovino	300–500	-	↑	-	-	(Beheshti et al., 2017)
cama de frango	550	↑	↑	-	-	(Ywih et al., 2017)
colmo de milho seco	320	-	↑	-	-	(Amin, 2018)
palha de arroz	400	=	↑	-	↓	(Hong et al., 2018)
espiga de milho e gramínea	850	↑	=	-	-	(Pagliari et al., 2018)
palha de trigo	300–600	-	-	↑	↓	(Xu, 2018)
cama de frango	550	↑	↑	↑	↑	(Ywih et al., 2019)
espiga de milho e casca de arroz	300, 450, 650	↑	-	-	-	(Eduah et al., 2019)
palha de milho	450	-	↑	-	-	(Wang et al., 2019)
palha de milho	700	-	↑	↑	-	(Zhang et al., 2019)
bagaço de cana/vinhaça de cana	270	-	↑	-	-	(Amin, 2020)
palha de milho	550	↑↓	↓	↑	↓	(Cao et al., 2020)
lodo de esgoto	300 e 500	↑	↑	↑	↑	(Figueiredo et al., 2020)
colmo de milho	350 e 600	↑	=	-	-	(Cao et al., 2020)
resíduos de madeira	600	=	-	-	-	(Luo et al., 2020)
cascas de amêndoa e de noz	500 e 400	↑	↑	-	-	(Hemati Matin et al., 2020)
lascas de madeira e folhas secas	300 e 600	↑	↑	-	-	(Zhou et al., 2020)
sabugos/espiga de milho e resíduos verdes	500	-	↑	↑	-	(Ahmed et al., 2021)
palha de trigo	500	=	↑↓	-	-	(Jiang et al., 2021)
colmos de milho	350	-	↑	-	-	(Li et al., 2022)

casca de arroz	300	-	↑	-	-	(Mosharrof et al., 2021)
palha de arroz	450–500	-	↑	-	-	(Wu et al., 2021)
resíduos de <i>Conocarpus erectus</i> L.	400	-	↑	-	-	(Akanji et al., 2022)
milho	600	-	↑	-	-	(Egamberdieva et al., 2022)
palha de trigo	300–600	↑	↑	-	-	(Ghodsad et al., 2022)
palha de milho	450–600	↑	↑	↓	↑	(Li et al., 2022)
resíduos de trigo	400	-	↑	-	-	(Najafi-Ghiri et al., 2022)
cama de frango	300–600	-	↑	-	-	(Oladele et al., 2024)
palha de milho	500	-	↑	-	-	(Peng et al., 2022)
palha de milho	400	↑	↑	↑	↑	(Sui et al., 2022)
palha de arroz	500	↓	↓	-	↓	(Yuan et al., 2022)
palha de arroz	500	↑	↑	-	-	(Zhang et al., 2022)
palha de milho	500	↑	-	-	↑	(Zhang et al., 2022)
palha de milho	500	↑	↑	↑	↑	(Cao et al., 2023)
esterco bovino	500	↑	↑	-	↑	(Fan et al., 2023)
palha de arroz	600	↑	↑	↑	↑	(Fei et al., 2023)
palha de arroz	-	↑	↑	-	-	(Jin et al., 2023)
palha de trigo	450	=	↑	-	-	(Kong et al., 2023)
casca de arroz	700	-	-	↑	↑	(Linh et al., 2023)
<i>Taraxacum mongolicum</i>	500	↑	-	↑	↑	(Mahmood et al., 2023)
palha de milho	500	-	↑	-	=	(Peng et al., 2023)
palha de arroz	600	↑↓	↑↓	-	-	(Qi et al., 2023)
cama de frango	350	↑	-	-	-	(ul Shahid et al., 2023)
palha de milho	500	↑	-	-	-	(Xue et al., 2023)
casca de damasco	800–900	-	↑	-	-	(Yang et al., 2023)
colmo de milho	450	↑	-	-	↑	(Pandian et al., 2024)
casca de arroz	400–600	-	↑	-	-	(Thu et al., 2024)

Efeitos positivo (↑), nulo/sem alteração significativa (=), negativo (↓) ou variável (↑↓) nas frações de P do solo após a aplicação do biochar em relação ao controle. Traço indica dado inexistente/não avaliado (-).

2.1.3. Reservatórios de P no solo e sua dinâmica sob a influência de condicionadores orgânicos

Nas últimas décadas, o avanço nas técnicas de fracionamento químico e espectroscópico permitiu uma compreensão profunda dos reservatórios de P no solo e suas reações cinéticas (Weihrauch; Opp, 2018). Embora essencial, o P é um macronutriente de baixa abundância relativa, apresentando uma proporção estequiométrica média de 186:13:1 (C:N:P) nos solos globais (Reed; Wood, 2020). Esses reservatórios são classicamente divididos em compartimentos inorgânicos (*Pi*) e orgânicos (*Po*), cuja prevalência é determinada pelo estágio de intemperismo e pelas condições edafoclimáticas (Pecoroni et al., 2014; Weihrauch and Söder, 2021).

Em sistemas tropicais altamente intemperizados, como os Latossolos do Cerrado, a dinâmica do P é severamente limitada pela forte adsorção em oxihidróxidos de Fe e Al (de Campos et al., 2016). Nesses cenários, as frações de *Po* prontamente mineralizáveis assumem um papel protagonista no suprimento do nutriente às plantas (Weil; Brady, 2017). A utilização de BLE surge como uma estratégia promissora para manejar esses reservatórios. Diferentemente de fertilizantes minerais solúveis, o P no BCLE frequentemente se encontra associado a estruturas de fosfatos de cálcio e magnésio ou complexado à matriz carbonosa, o que modula sua liberação e reduz a precipitação imediata com a fase sólida do solo (Yuan et al., 2015; Lambers, 2022).

O reservatório orgânico *Po* consiste em formas estabilizadas, como inositol fosfatos, e formas lábeis, como monoésteres e polifosfatos (Nash et al., 2014). Enquanto o *Po* é regulado predominantemente por processos biológicos de mineralização e imobilização, o *Pi* é governado pelo equilíbrio termodinâmico da solução do solo (Gerke, 2015). A aplicação de biochar pode alterar esse equilíbrio ao elevar o pH e fornecer sítios de troca, deslocando o P de reservatórios não-lábeis para formas mais biodisponíveis (Leite et al., 2016). Portanto, a transição entre esses reservatórios não depende apenas do estoque total, mas da interação entre o manejo da adubação, a atividade microbiana e a capacidade das plantas de acessar formas menos lábeis (Tiecher et al., 2012).

2.1.4. Métodos de fracionamento do P no solo

Os métodos utilizados na ciência do solo para detectar e quantificar o P em amostras proporcionam apenas uma compreensão limitada da natureza química do P no solo (Weihrauch

and Opp, 2018; Condron et al., 2005). Esses métodos baseiam-se, em grande parte, na aplicação de determinados pré-tratamentos, no uso de reagentes químicos em concentrações específicas, com cronogramas definidos ou ainda na utilização de equipamentos e rotinas analíticas padronizadas (Weihrauch and Opp, 2018). Como consequência disso, as formas de P extraídas e detectadas por esses procedimentos refletem, majoritariamente, as características da própria metodologia empregada na pesquisa — como, por exemplo, a solubilidade química do P nos reagentes utilizados (Weihrauch and Opp, 2018; Margenot et al., 2016; Mora-palomino et al., 2014; Negassa and Leinweber, 2009).

Estudos sobre o acúmulo de P e suas frações no solo têm sido realizados com base na técnica de fracionamento químico proposta por Hedley et al. (1982), que tem sido usada em muitos países para estudar os efeitos dos sistemas de uso e manejo da terra no P do solo (Negassa and Leinweber, 2009). Essa metodologia utiliza extratores químicos aplicados de forma sequencial para a remoção dos P_i e P_o , iniciando pela fração mais disponível até alcançar a mais estável (Schmitt et al., 2013). A resina de troca aniônica extrai o P_i das frações lábeis, enquanto o bicarbonato de sódio (NaHCO_3) a $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ remove o P_i e o P_o , também presentes nas frações lábeis. Essas duas frações representam formas de P potencialmente disponíveis para as plantas e passíveis de mobilização pela solução do solo, uma vez que são facilmente adessorvidas (Schmitt et al., 2013; Gatiboni et al., 2008; Gatiboni et al., 2007).

O P extraído com soluções de NaOH a $0,1$ e $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ corresponde ao P_i associado a óxidos e argilas silicatadas, com energia de ligação intermediária, além do P_o presente nas frações moderadamente lábeis (Schmitt et al., 2013; Gatiboni et al., 2007; Cross and Schlesinger, 1995). A extração com HCl solubiliza o P_i presente nos fosfatos de Ca e aquele fortemente adsorvido ao solo. Por fim, a digestão ácida com H_2SO_4 , H_2O_2 e MgCl_2 permite a extração do P residual, tanto inorgânico quanto orgânico, também denominado P recalcitrante, que pode contribuir para a nutrição vegetal em solos extremamente pobres em P e por um prazo relativamente longo (Schmitt et al., 2013; Gatiboni et al., 2007; Santos et al., 2008).

3. OBJETIVOS

3.1. Objetivo geral

Avaliar os efeitos diretos e indiretos (residuais) após a interrupção da aplicação de biochar de lodo de esgoto (BLE) nos reservatórios de P do solo cultivado com milho ao longo de 10 anos.

3.2. Objetivos específicos

1. Avaliar o efeito do BLE pirolisado em diferentes temperaturas – 300 °C (BC300) e 500 °C (BC500) – nos reservatórios de P ao longo de 10 anos.
2. Quantificar, ao longo de dez safras consecutivas, os reservatórios de P no solo (P disponível, orgânico e inorgânico) em resposta à aplicação inicial do BLE e aos efeitos residuais.
3. Avaliar a correlação entre os reservatórios de P do solo e a produtividade de grãos da cultura do milho ao longo de 10 safras.
4. Comparar o efeito residual do BLE com a adubação mineral convencional (NPK) aplicada anualmente sobre o suprimento de P para a cultura do milho.

4. HIPÓTESES

1. A aplicação de 15 t ha⁻¹ de BLE por duas safras consecutivas resulta em efeito residual capaz de manter ou aumentar os teores de P disponível ao longo de 8 safras subsequentes, em comparação ao controle não fertilizado e à adubação mineral convencional.
2. A temperatura de pirólise afeta a disponibilidade de P no solo, sendo esperado que o BC300 libere mais P disponível do que o BC500.
3. Os reservatórios de P no solo apresentam uma dinâmica diferenciada ao longo dos anos, com redução do P disponível e aumento do P ligado a formas menos acessíveis à cultura do milho.
4. A produtividade da cultura do milho está positivamente correlacionada com os reservatórios de P disponível no solo.

5. MATERIAL E MÉTODOS

5.1. Obtenção e caracterização dos BLEs

As amostras de LE foram coletadas nas estações de tratamento de esgoto (ETE) do Gama e Samambaia, localizadas em Brasília, Distrito Federal. Essas ETEs tratam predominantemente esgoto doméstico por meio de um sistema com etapa terciária, que inclui a adição de sulfato de alumínio ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$) para a remoção de fósforo. Após o tratamento, o LE foi submetido à centrifugação, disposto em leitos de secagem solar até atingir aproximadamente 20% de umidade, estabilizado biologicamente e, posteriormente, armazenado em pátios.

No laboratório, as amostras de LE foram peneiradas em malha de 8 mm e homogeneizadas. Em seguida, as amostras foram utilizadas para a produção dos biochars por pirólise em um forno mufla (modelo KK-220, Linn Elektro Therm, Eschenfelden, Alemanha), com dimensões de 610 × 610 × 590 mm (largura × profundidade × altura). A pirólise foi realizada em recipiente metálico com capacidade de 30 L, adaptado à mufla, sob taxa média de aquecimento de 2,5 °C min⁻¹, até as temperaturas finais de 300 °C (BC300) e 500 °C (BC500), atingidas em aproximadamente 120 e 200 minutos, respectivamente, com tempo de residência de 30 minutos em cada temperatura.

Após a pirólise, os BLEs foram resfriados, pesados e armazenados em sacos plásticos até a aplicação no solo. Ao todo, foram realizados 16 ciclos de pirólise, resultando na produção de aproximadamente 480 kg de biochar. De cada lote, foram retiradas alíquotas de cerca de 200 g para análises físico-químicas. As características gerais do LE e dos BLEs estão apresentadas na Tabela 4. Informações complementares sobre a caracterização físico-química do biossólido e dos biochars estão disponíveis nos trabalhos de Figueiredo et al. (2018) e Figueiredo et al. (2019).

Tabela 4. Características do biossólido e dos BC300 e BC500, adaptado de Figueiredo et al. (2020).

Característica ¹	Biossólido	BC300	BC500
pH (CaCl ₂)	4,8±0,4	5,8±0,2	6,5±0,3
C (%)	21,0±0,4	23,4±0,4	19,0±0,2
H (%)	4,2±0,1	3,6±0,1	1,7±0,1
N (%)	3,0±0,1	3,3±0,1	2,3±0,1
H/C	2,4±0,1	1,8±0,1	1,1±0,1
C/N	7,0±0,1	7,0±0,1	8,3±0,1
NO ₃ ⁻ -N (mg kg ⁻¹)	23,3±3,4	17,5±2,8	5,8±0,9
NH ₄ ⁺ -N (mg kg ⁻¹)	461,2±36,0	431,9±31,0	169,3±19,8
P (g kg ⁻¹)	35,7±2,8	41,1±3,2	61,3±5,6
K (g kg ⁻¹)	0,8±0,1	1,6±0,1	1,25±0,1
Ca (g kg ⁻¹)	6,6±0,1	6,7±0,2	8,2±0,3
Mg (g kg ⁻¹)	0,8±0,1	1,8±0,1	1,7±0,1
S (g kg ⁻¹)	6,7±0,2	15,1±1,0	7,4±0,4
Total Co (mg kg ⁻¹)	20±1	22±1	25±1
Total Cr (mg kg ⁻¹)	100±1	106±2	136±1
Total Cu (mg kg ⁻¹)	115±1	148±1	145±1
Total Mn (mg kg ⁻¹)	56±1	58±1	80±2
Total Pb (mg kg ⁻¹)	207±1	256±3	265±1
Total Zn (mg kg ⁻¹)	306±1	321±1	411±5
AF (g kg ⁻¹)	nd	24,3 ± 1,8	4,3 ± 0,8
AH (g kg ⁻¹)	nd	19,3 ± 1,3	1,1 ± 0,1
Humina (g kg ⁻¹)	nd	74,8 ± 4,8	95,6 ± 6,8
Coliformes termotolerantes	nd	0	0
NMP g ⁻¹ (bs)	nd	<1	<1
Helmintos (ovos viáveis g ⁻¹) (bs)	nd	<1	<1
VP (mL g ⁻¹)	0,022±0,001	0,027±0,001	0,053±0,002
ASE (m ² g ⁻¹)	18,2±1,2	20,2±1,8	52,5±4,3
Materiais voláteis (%) (bs)	55,3±3,4	36,8±4,4	17,8±0,6
Cinzas (%) (bs)	41,0±3,7	56,6±2,6	77,6±0,6
Carbono fixo (%) (bs)	3,6±1,3	6,5±1,8	4,7±0,1
Rendimento (%)	-	86±8	65±4

¹ valores médios ± desvio padrão (n=3); AF: ácido fúlvico; AH: ácido húmico; nd: não determinado; VP: volume de poros; ASE: área superficial específica; bs: base seca.

5.2. Área e delineamento experimental

O estudo foi conduzido a partir da coleta de amostras de solo em um experimento de campo instalado na Fazenda Água Limpa (FAL/UnB), localizada no Distrito Federal, Brasil (15°56'45" S, 47°55'43" O; altitude de 1095 m). O clima da região é classificado como tropical

sazonal do tipo savana (Aw) segundo a classificação de Köppen, caracterizado por estação chuvosa de outubro a março e estação seca bem definida de abril a setembro. No período de 1991-2020, a precipitação acumulada média anual foi de 1478,8 mm (1991-2020) e a temperatura média anual variou de 17,0 a 27,0 °C (INMET, 2022). O solo da área experimental foi classificado como Latossolo Vermelho-Amarelo de textura argilosa (45 g kg⁻¹ areia; 360 g kg⁻¹ de silte; 595 g kg⁻¹ de argila), de acordo com o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (Santos et al., 2018), correspondente a um *Typic Haplustox* segundo o Soil Taxonomy (Soil Survey Staff, 2014). Até 2005, a área era coberta por vegetação nativa do Cerrado. No período de 2006 a 2014, ocorreu a conversão do uso da terra, com a supressão da vegetação nativa e o estabelecimento de pastagem, que se encontrava em condição de degradação no momento da instalação do experimento. Antes da instalação do experimento, foram coletadas amostras de solo na camada de 0–0,20 m, constituídas por 10 subamostras. Nessas amostras, foram determinadas as propriedades químicas do solo. Os resultados da caracterização química inicial do solo encontram-se apresentados na **Erro! Fonte de referência não encontrada.5**. Essa caracterização inicial foi fundamental para estabelecer a condição de baixa disponibilidade de nutrientes, especialmente de fósforo, típica de solos altamente intemperizados do Cerrado, o que justificou a condução do estudo.

Tabela 5. Propriedades químicas do solo antes da instalação do experimento.

pH	CO	P	K	Ca ²⁺	Mg ²⁺	SB	Al ³⁺	H+Al	CTC	V
(CaCl ₂)	(g kg ⁻¹)	(mg kg ⁻¹)				(cmol _c kg ⁻¹)				(%)
4,9	19,8	2,3	61,0	2,4	0,9	3,4	0,04	5,9	9,3	36,6

CO: carbono orgânico; SB: soma de bases; CTC: capacidade de troca de cátions; V: saturação por bases. Adaptado de Faria et al. (2018).

Foi utilizado o delineamento em blocos casualizados (DBC), com três repetições e quatro tratamentos: 1) controle – sem biochar e sem adubação mineral; 2) NPK – adubação mineral com NPK; 3) BC300 – aplicação de biochar pirolisado a 300 °C; 4) BC500 – aplicação de biochar pirolisado a 500 °C. As parcelas experimentais mediam 20 m² (5 m × 4 m) e eram compostas por 5 linhas espaçadas em 0,9 m entre si com 6 plantas m⁻¹, resultando em 66666 plantas ha⁻¹. A área útil para amostragem correspondeu às três linhas centrais de cada parcela.

5.3. Condução do experimento

5.3.1. *Preparo do solo, calagem e adubação corretiva*

Os teores de P (2,3 mg kg⁻¹) e K (61,0 mg kg⁻¹) foram considerados baixos, sendo necessária a adoção de práticas de adubação corretiva, conforme comumente recomendado para a região Central do Brasil (Lal and Stewart, 2013). Dessa forma, antes do início do experimento, em novembro de 2014, toda a área foi arada, gradeada e fertilizada com 200 kg ha⁻¹ de P₂O₅ (superfosfato simples – 1.110 kg ha⁻¹) e 51 kg ha⁻¹ de K₂O (cloreto de potássio – 85 kg ha⁻¹). Antes da segunda safra de cultivo, em novembro de 2015, o solo foi novamente analisado, confirmando a necessidade de nova adubação corretiva. Assim, antes do plantio do milho, todas as parcelas experimentais receberam 100 kg ha⁻¹ de P₂O₅ (superfosfato simples – 555 kg ha⁻¹) e 60 kg ha⁻¹ de K₂O (cloreto de potássio – 100 kg ha⁻¹).

5.3.2. *Aplicação do biochar*

Nas duas primeiras safras (2014/2015 e 2015/2016), ambos os biochars foram aplicados na dose de 15 t ha⁻¹ (base seca), correspondente a 0,7% de biochar em relação ao peso do solo (m/m). Os biochars foram distribuídos manualmente e incorporados ao solo na camada de 0–20 cm utilizando uma enxada rotativa antes do plantio do milho nos 2 anos agrícolas. A dose de biochar aplicada foi baseada no estudo de revisão de Jeffery et al. (2011), que indicou que apenas doses superiores a 10 t ha⁻¹ poderiam aumentar a produtividade das culturas.

5.3.3. *Aplicação do fertilizante mineral*

A adubação mineral (NPK) foi realizada em todas as dez safras de cultivo. Em cada safra, a fertilização foi aplicada no plantio (primeira semana de dezembro) e em cobertura (dezembro e janeiro). Foi utilizado fertilizante comercial NPK granulado contendo ureia, superfosfato simples e triplo, e cloreto de potássio como fontes de N, P e K, respectivamente. No plantio, a adubação mineral consistiu na aplicação de 714 kg ha⁻¹ de NPK, correspondendo a: 30 kg ha⁻¹ de N (como ureia), 45 kg ha⁻¹ de P₂O₅ (como superfosfato simples e triplo), 48 kg ha⁻¹ de K₂O (como cloreto de potássio). A adubação de cobertura foi realizada com: 75 kg ha⁻¹ de N + 48 kg ha⁻¹ de K no estágio V4, 75 kg ha⁻¹ de N no estágio V6, seguindo as recomendações específicas para cultivos no Cerrado e baseando-se na análise química do solo, com o objetivo de obter uma produtividade de grãos de aproximadamente 10 t ha⁻¹ (Sousa and Lobato, 2004).

5.3.4. *Plantio e colheita do milho*

Em todas as safras de cultivo, foi utilizado o híbrido de milho LG 6030. Cada parcela experimental era composta por 5 linhas de plantio espaçadas a 0,9 m, com 6 plantas por metro, resultando em uma densidade final de 66.666 plantas ha⁻¹. O manejo da cultura limitou-se a tratamentos mecânicos periódicos para o controle de ervas daninhas, pragas e doenças. A colheita do milho foi realizada anualmente em maio.

5.3.5. *Histórico e práticas de manejo da cultura*

No presente estudo, dez safras agrícolas foram avaliadas. Os detalhes das práticas de manejo agrícola aplicadas em cada safra estão apresentados na Tabela 6 e Figura A1. Antes da primeira safra, foram realizadas as operações de aração, gradagem e calagem com calcário dolomítico para elevar a saturação de bases (SB) a 55%. Nas safras seguintes, o calcário foi aplicado conforme a necessidade, sem revolvimento do solo, com o objetivo de manter a SB em 55%. Devido aos baixos teores naturais de P e K no solo, foi realizada adubação corretiva antes do plantio das duas primeiras safras. Posteriormente, a adubação corretiva foi aplicada conforme a necessidade, com base na análise de solo em pós-colheita de cada parcela.

Tabela 2. Descrição dos tratos culturais e adubações durante o período de avaliação do experimento com biochar de lodo de esgoto (BLE)

Safr	Tratamento	Antes do plantio do milho (Out-Nov)				Adubação no plantio (Nov/Dez)	Adubação de cobertura
		Preparo*	Calagem ^a *	Adubação corretiva ^b *	BLE (t ha ⁻¹)		
1 (2015)	Controle	O solo foi arado e gradeado	1,24 t ha ⁻¹	87,3 kg ha ⁻¹ P (1100 kg de SSP) e 42,3 kg ha ⁻¹ de K (85 kg ha ⁻¹ de KCl)	-	-	-
	NPK				-	NPK ^c	NK ^d
	BLE 300				15	-	-
	BLE 500				15	-	-
2 (2016)	Controle	Sem preparo	-	43,6 kg ha ⁻¹ P (1100 kg de SSP) e 50 kg ha ⁻¹ de K (85 kg ha ⁻¹ de KCl)	-	-	-
	NPK				-	NPK	NK
	BLE 300				15	-	-
	BLE 500				15	-	-
3 (2017)	Controle	Sem preparo	-	De acordo com a necessidade de cada parcela	-	-	-
	NPK				-	NPK	NK
	BLE 300				-	-	-
	BLE 500				-	-	-
4 (2018)	Controle	Sem preparo	Aplicado para aumentar a saturação por bases para 55%	De acordo com a necessidade de cada parcela	-	-	-
	NPK				-	NPK	NK
	BLE 300				-	-	-
	BLE 500				-	-	-
5 (2019)	Controle	Sem preparo	Aplicado para aumentar a saturação por bases para 55%	De acordo com a necessidade de cada parcela	-	-	-
	NPK				-	NPK	NK
	BLE 300				-	-	-
	BLE 500				-	-	-
6 (2020)	Controle	Sem preparo	Aplicado para aumentar a saturação por bases para 55%	De acordo com a necessidade de cada parcela	-	-	-
	NPK				-	NPK	NK
	BLE 300				-	-	-
	BLE 500				-	-	-
	Controle	Sem preparo		De acordo com a necessidade de cada parcela	-	-	-

7 (2021)	NPK				-	NPK	NK
	BLE 300		Aplicado para aumentar a saturação por bases para 55%		-	-	-
	BLE 500				-	-	-
8 (2022)	Controle				-	-	-
	NPK	Sem preparo	Aplicado para aumentar a saturação por bases para 55%	De acordo com a necessidade de cada parcela	-	NPK	NK
	BLE 300				-	-	-
9 (2023)	BLE 500				-	-	-
	Controle				-	-	-
	NPK	Sem preparo	Aplicado para aumentar a saturação por bases para 55%	De acordo com a necessidade de cada parcela	-	NPK	NK
10 (2024)	BLE 300				-	-	-
	BLE 500				-	-	-
	Controle				-	-	-
10 (2024)	NPK	Sem preparo	Aplicado para aumentar a saturação por bases para 55%	De acordo com a necessidade de cada parcela	-	NPK	NK
	BLE 300				-	-	-
	BLE 500				-	-	-

*: em todos os tratamentos; a: calcário dolomítico com PRNT 100%; b: de acordo com Sousa e Lobato (2004); c: 30 kg ha⁻¹ N + 45 kg ha⁻¹ P + 48 kg ha⁻¹ K (714 kg ha⁻¹ NPK [4-14-8]); d: 75 kg ha⁻¹ N + 48 kg ha⁻¹ K no estágio V4 + 75 kg ha⁻¹ N no estágio V6.

PD: plantas daninhas.

5.4. Análises de solo e planta

Em todas as dez safras, as amostras de solo foram coletadas na camada de 0–0,2 m uma semana após a colheita do milho, para a determinação dos teores de P total, orgânico, inorgânico e disponível. A coleta foi realizada com um trado holandês, retirando-se 5 subamostras de cada parcela. Para a coleta, desenhou-se um círculo de 1 m de raio a partir do ponto central da parcela. As subamostras de solo foram coletadas aleatoriamente em pontos ao longo da linha do círculo ao redor do ponto central. As 5 subamostras, com peso total aproximado de 1 kg, foram colocadas em um recipiente plástico rígido e homogeneizadas para formar uma amostra composta. Uma alíquota de aproximadamente 200 g da amostra composta foi utilizada em todas as análises. Antes das análises, as amostras foram secas ao ar e passadas por uma peneira de malha de 2 mm (TFSA). O fracionamento do P foi realizado conforme o método simplificado proposto por Hedley et al. (1982), conforme descrito a seguir.

Após a colheita, o rendimento de grãos de milho foi determinado em cada safra. Quinze plantas das três fileiras centrais de cada parcela foram amostradas. Essas plantas foram secas em estufa de circulação a 65 °C até atingirem peso constante. As espigas dessas plantas foram debulhadas manualmente e o rendimento de grãos foi ajustado para considerar 13% de umidade.

5.4.1. Fracionamento de P do solo

O fracionamento de P do solo foi realizado com o objetivo de quantificar os compartimentos de P associados a diferentes graus de labilidade e estabilidade, permitindo avaliar os efeitos dos tratamentos e do tempo de cultivo (safras) sobre a dinâmica do P no solo. Foram determinados os teores de P_t , P_o , P_i e P_{disp} (P-Mehlich-1), conforme descrito a seguir.

5.4.2. P total

O P total (P_t) do solo foi determinado por digestão ácida utilizando H_2SO_4 e H_2O_2 , na presença de solução saturada de $MgCl_2$, conforme descrito por Brookes and Powlson (1981) e Hedley et al. (1982). Em tubos de digestão, adicionaram-se 7,5 mL de H_2SO_4 18 M e 1 mL de solução saturada de $MgCl_2$ a 0,15 g de amostra de solo seco ao ar e peneirado (< 2 mm).

As amostras foram aquecidas em um bloco digestor por 2 horas a 200 °C. Em seguida, a temperatura foi reduzida para 100 °C por mais 2 horas, com duas adições sucessivas de H_2O_2 (2 mL cada), em intervalos de 1 hora. Após esse período, o bloco digestor foi mantido a 150 °C

por mais 2,5 horas e, então, desligado. Após o resfriamento, o volume final foi ajustado a 50 mL com água destilada. A concentração de P nos extratos foi determinada por colorimetria, conforme o método de Murphy e Riley (1962), com leitura da absorbância em espectrofotômetro (Tecnal, modelo: UV-5100) a 880 nm.

5.4.3. *P orgânico e P inorgânico*

O P orgânico (P_o) foi determinado pelo método de ignição seguido de extração ácida, conforme descrito por Hance and Anderson (1962) e Olsen and Sommers (1982). Para cada amostra, foram utilizadas duas subamostras de solo de 2 g cada. Uma das subamostras foi submetida à ignição em mufla a 550 °C por 1,5 h, enquanto a outra permaneceu sem ignição. Após o resfriamento, ambas as subamostras foram extraídas com H_2SO_4 2,0 mol L⁻¹, por 16 horas, na proporção solo:solução de 1:8. A concentração de P nos extratos foi determinada por espectrofotometria, conforme o método de Murphy e Riley (1962), com leitura de absorbância a 820 nm. O teor de P_o foi obtido pela diferença entre o P extraído da amostra ignificada e o P da amostra não ignificada, sendo os resultados expressos em mg kg⁻¹ de solo. Dessa forma, o P inorgânico (P_i) do solo foi obtido pela diferença entre P_t e P_o .

5.4.4. *P disponível*

O P disponível (P_{disp}) do solo foi determinado pelo método Mehlich-1, utilizando solução extratora composta por 0,05 mol L⁻¹ de HCl e 0,025 mol L⁻¹ de H_2SO_4 . A extração foi realizada conforme metodologia rotineiramente empregada para solos do Cerrado. A concentração de P nos extratos foi medida pelo método colorimétrico de (Murphy and Riley, 1962), utilizando um espectrofotômetro (Tecnal, UV-5100) a 882 nm. A concentração de P nos extratos foi determinada pelo método colorimétrico de Murphy and Riley (1962), com leitura da absorbância em espectrofotômetro a 882 nm. Os resultados foram expressos em mg de P kg⁻¹ de solo.

5.5. Análise estatística

Para avaliar os efeitos dos tratamentos ao longo das safras, os dados foram analisados por meio de um modelo linear misto (MLM) com medidas repetidas no tempo. Os tratamentos (T), as safras (S) e a interação T × S foram considerados efeitos fixos, enquanto os blocos foram considerados efeitos aleatórios. Os parâmetros do modelo foram estimados pelo método da máxima verossimilhança restrita (REML). A estrutura de covariância foi definida para

contemplar a dependência temporal entre as observações. A comparação de médias foi realizada pelo teste de Tukey, adotando-se o nível de significância de 5% ($P < 0,05$). A normalidade e a homogeneidade de variâncias dos resíduos foram avaliadas pelos testes de Lilliefors e Cochran, respectivamente. O modelo estatístico pode ser detalhado a seguir:

$$Y_{ijk} = \mu + T_i + S_j + (T \times S)_{ij} + B_k + \varepsilon_{ijk}$$

Onde:

Y_{ijk} = valor observado da variável resposta

μ = média geral

T_i = efeito fixo do i -ésimo tratamento

S_j = efeito fixo da j -ésima safra

$(T \times S)_{ij}$ = efeito fixo da interação tratamento $\times$ safra

B_k = efeito aleatório do k -ésimo bloco, $B_k \sim N(0, \sigma^2 B)$

ε_{ijk} = erro residual associado à observação, assumido com distribuição normal e estrutura de covariância adequada para medidas repetidas no tempo

Os resíduos foram assumidos independentes e identicamente distribuídos, com média zero e variância constante, considerando-se estrutura de correlação temporal entre as observações de uma mesma parcela ao longo das safras. Todas as análises estatísticas foram realizadas no software XLSTAT 2014.5.03.

6. RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1. P total

O teor de P_t do solo foi influenciado significativamente pelos tratamentos com biochar e pela variação temporal (Tratamento: $F = 41,52$, $p < 0,01$; Safra: $F = 5,47$, $P < 0,01$). Até a sétima safra, os biochars promoveram maiores teores de P_t do que os tratamentos NPK e controle. Esse aumento persistiu até a décima safra, quando os biochars foram comparados ao controle. Porém, a partir da sétima safra, houve uma redução nos teores de P_t no solo sob BC, com valores semelhantes aos da fertilização convencional com NPK (Figura 1). Considerando a média das dez safras, os tratamentos com BC apresentaram teores de P_t aproximadamente 1,55 (BC300) e 1,53 (BC500) vezes superiores ao controle, respectivamente. Nas duas primeiras aplicações realizadas (primeira e segunda safras – efeito direto), os BC adicionaram, em média, 580,0 mg kg⁻¹ ou 1508,0 kg ha⁻¹ de P_t ao solo, na camada de 0-20 cm, representando

uma considerável reserva de P ao longo das dez safras consecutivas. Nas médias das 10 safras, a aplicação anual de NPK não promoveu teores de P_t significativamente maiores do que o controle. Portanto, esses resultados são consistentes com estudos anteriores que demonstraram que o BLE é um material rico em P com capacidade de elevar o teor de P_t do solo em campo (Ywih et al., 2017; Ywih et al., 2019; Wang et al., 2019; Figueiredo et al., 2020; Jiang et al., 2021; Oladele et al., 2024; Quan et al., 2026).

O aumento do P_t dos tratamentos com BC indica que o BLE eleva o estoque de P a longo prazo, o que também sugere retenção do P em formas persistentes que resistem a perdas em curto prazo. Embora os tratamentos com BLE não tenham diferido na média do período, as curvas demonstram um maior incremento inicial no BC300 e manutenção de valores de P_t elevados por mais tempo no BC500, o que é compatível com diferenças na forma química do P no solo e em sua estabilidade associada à temperatura de pirólise (Glaser and Lehr, 2019; Tesfaye et al., 2021; Zhang et al., 2024; Lustosa Filho et al., 2025). Em pirólises de baixa temperatura (300 °C), o P está mais associado a compostos orgânicos e ortofosfatos solúveis. Já em temperaturas mais altas (500 °C), ocorre a formação de estruturas minerais mais estáveis, como fosfatos de cálcio (Ca-P) e complexos de fitato mais resistentes, além de uma maior recalcitrância da matriz de C. Apesar de apresentar maior teor de P, o BC500 não promoveu aumento do P_t do solo em relação ao BC300, corroborando os resultados encontrados por Figueiredo et al. (2020), para o período de 4 safras consecutivas. A lenta redução observada nas últimas safras reforça a interpretação de um efeito residual prolongado, provavelmente associado a uma redistribuição do P entre as frações e à exportação do P pela cultura do milho ao longo dos anos. Zacher et al. (2025) observaram resultados análogos que evidenciam a alteração do teor de P_t no solo ao longo de três anos, sendo maiores nos tratamentos com BC (271,6–685,3 mg kg⁻¹), com tendência de diminuição gradual ao longo do tempo. Isso sugere que a porosidade do biochar protege o P da adsorção irreversível pelos óxidos de ferro e alumínio do solo, mantendo-o em um reservatório de "disponibilidade moderada" que sustenta a cultura por uma década, sem necessidade de reaplicação anual desse nutriente.

Considerando os efeitos diretos do BLE (S1–S2), os aumentos observados em relação ao controle foram de 35,3% e 52,6% para os tratamentos BC300 e BC500, respectivamente. No período residual (S3–S10), BC300 e BC500 mantiveram o P_t em 71,9% e 71% acima do controle, respectivamente, evidenciando um efeito residual prolongado do BLE sobre o estoque de P do solo. Os resultados indicam que o BLE é capaz de substituir o fertilizante convencional no fornecimento de P ao milho. Além disso, diferentemente das fontes convencionais de P, não há necessidade de aplicações anuais de BLE, devido ao seu efeito residual de longo prazo.

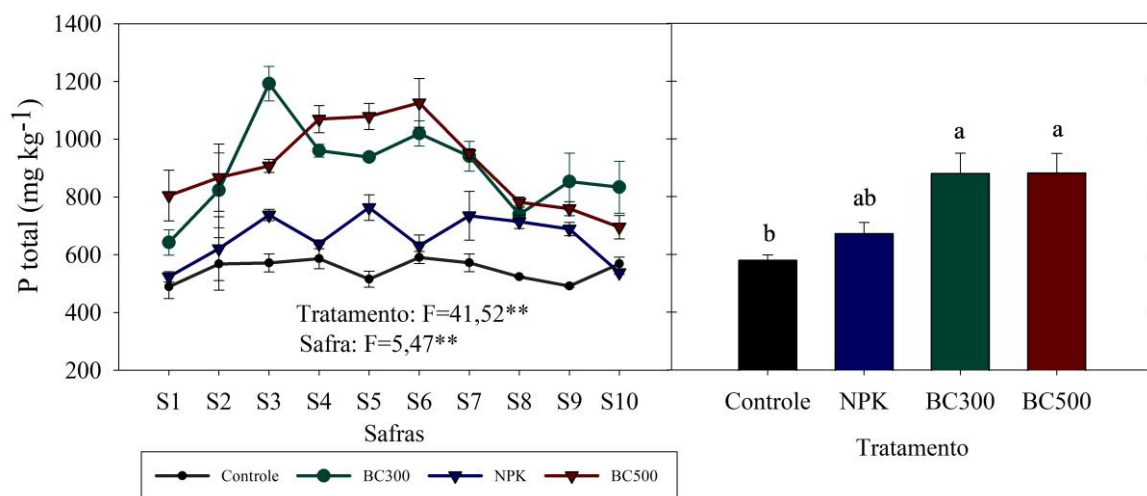


Figura 1. Fósforo total no solo ao longo de 10 safras de milho sob aplicação de BLE (BC300 e BC500), NPK e controle. O gráfico de barras representa a média das safras. Médias seguidas pela mesma letra não são significativamente diferentes pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). As barras de erro representam o erro padrão da média. ** $p \leq 0,01$.

6.2. P disponível

A aplicação de BLE aumentou os teores de P disponível (P_{disp}) no solo, sendo superiores aos dos tratamentos NPK e controle ao longo de todas as safras avaliadas, incluindo os períodos sob efeito direto e residual. Os tratamentos com BC300 e BC500 aumentaram os níveis de P_{disp} no solo, com valores 5,97 e 5,94 vezes superiores ao controle em todas as safras, respectivamente. Isso representa aumentos de 496,93% e de 493,86% (Figura 2). Nas safras 3, 4 e 7, os maiores valores de P_{disp} foram obtidos com BC300; e safras 4, 7 e 10 com aplicação de BC500, em relação ao controle e NPK. Dessa maneira, os teores de P_{disp} apresentaram resposta altamente significativa aos tratamentos com biochar ($F = 92,01$; $p < 0,01$) e variação significativa ao longo das safras ($F = 7,10$; $p < 0,01$). O controle manteve baixos teores de P_{disp} em todas as safras, apresentando valores inferiores a 8 mg kg^{-1} , o que reflete a baixa disponibilidade natural de P do solo, confirmando que, na ausência de reposição externa, há um esgotamento rápido do P lábil, típico de solos altamente intemperizados do Cerrado, corroborando resultados obtidos por Figueiredo et al. (2020) para o período de 4 safras consecutivas. Resultados expressivos de aumento nos teores de P_t e P_{disp} têm sido reportados, sobretudo em experimentos conduzidos em vasos, nos quais incrementos de 7 a 39 vezes foram observados após a aplicação de doses elevadas de BLE (Khan et al., 2013; Yue et al., 2017; Praspaliauskas et al., 2020; Velli et al., 2021; Zacher et al., 2025). Embora esses estudos

demonstrem o elevado potencial do BLE como fonte de P, os resultados obtidos em vasos tendem a superestimar a magnitude dos efeitos quando comparados a experimentos conduzidos em campo, devido ao menor volume de solo, à maior homogeneização do BLE aplicado e ao controle rigoroso das condições ambientais (Jiang et al., 2024). Comparados aos teores de P_t , os teores de P_{disp} foram sempre superiores ao controle e ao NPK em todas as safras, evidenciando o efeito residual do BLE e sua capacidade de atuar como fonte de P de liberação gradual em sistemas agrícolas de longo prazo. Além disso, diferentemente dos fertilizantes convencionais, os resultados demonstram que o BLE é uma fonte de P com maior eficiência de uso, provavelmente reduzindo a interação do P com óxidos de Fe e Al que predominam em solos extremamente intemperizados do Cerrado.

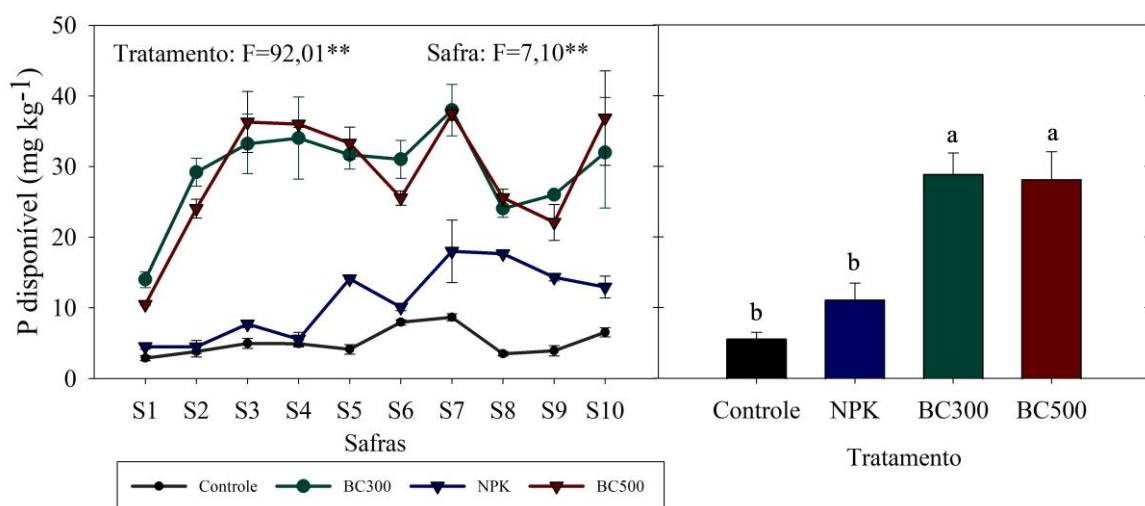


Figura 2. Fósforo disponível no solo ao longo de 10 safras de milho sob aplicação de BLE (BC300 e BC500), NPK e controle. O gráfico de barras representa a média das safras. Médias seguidas pela mesma letra não são significativamente diferentes pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). As barras de erro representam o erro padrão da média. ** $p \leq 0,01$.

6.3. P orgânico

O P orgânico (P_o) apresentou ampla variação ao longo das dez safras, oscilando de 35,70 a 156,61 mg kg⁻¹ nos tratamentos com biochar (BC300 e BC500) e de 45,68 a 86,56 mg kg⁻¹ nos tratamentos sem biochar (controle e NPK). Os resultados obtidos durante as safras sob efeito direto do BLE (S1–S2) apresentaram incrementos substanciais de 49,91 mg kg⁻¹ com o BC300 e de 53,85 mg kg⁻¹ com o BC500 em relação ao controle (79,01 mg kg⁻¹); nesse período, o NPK apresentou teor inferior ao controle, provavelmente pela maior extração de P pelo milho. De maneira geral, os solos fertilizados com biochar apresentaram as maiores reduções nos

teores de P_o a partir da terceira safra, provavelmente devido à decomposição dos compostos lábeis do BLE, o que promoveu a mineralização de P_o presente no biochar.

Apesar dos tipos de BLE terem promovido aumentos similares nos teores de P_o nas duas primeiras safras, no período residual, houve uma rápida redução do P_o no BC300, cujos valores se igualaram ao controle e ao NPK a partir da sexta safra. Por outro lado, as reduções do P no BC500 foram mais lentas, provavelmente devido à presença de compostos orgânicos mais recalcitrantes em biochars obtidos em temperaturas elevadas. Analisando a média das dez safras, verifica-se que o BC500 promoveu maior teor de P_o no solo do que o NPK, não havendo diferenças entre os demais tratamentos. Apesar da reposição anual de P promovida pelo fertilizante convencional, o BC500, aplicado apenas nas duas primeiras safras, foi capaz de promover maior P_o do que o NPK. Esse resultado, somado aos de P_t e P_{disp} , reforça o potencial do BLE como fonte de múltiplas formas de P que promovem a liberação gradual ao longo das safras. Do ponto de vista prático, isso significa que o produtor pode reduzir as aplicações de P via BLE, reduzindo gastos com a aplicação.

Alguns estudos reportam aumento dos teores de P_o em solos tratados com biochar proveniente de múltiplas matérias-primas, especialmente quando este é produzido em temperaturas moderadas (Ch'ng et al., 2014; Xu, 2018; Ywih et al., 2019; Zhang et al., 2019; Figueiredo et al., 2020; Ahmed et al., 2021; Sui et al., 2022; Cao et al., 2023; Fei et al., 2023; Linh et al., 2023; Mahmood et al., 2023). Entretanto, resultados divergentes têm sido observados, sugerindo forte dependência das condições edafoclimáticas, do tipo de solo e do manejo agrícola (Li et al., 2022). A dinâmica do P_o observada no presente estudo pode estar associada não apenas ao aporte direto de P pelo BLE, mas também às interações físico-químicas promovidas por sua estrutura (Qian et al., 2019), favorecendo a adsorção de compostos fosfatados, reduzindo potenciais perdas por lixiviação e promovendo maior retenção do nutriente no sistema solo-planta (Ma et al., 2025; Kooij and Stutter, 2025; Lustosa Filho et al., 2025). Esse mecanismo contribui para a manutenção de teores mais elevados de P ao longo das safras iniciais, especialmente nas frações P_{disp} e P_o .

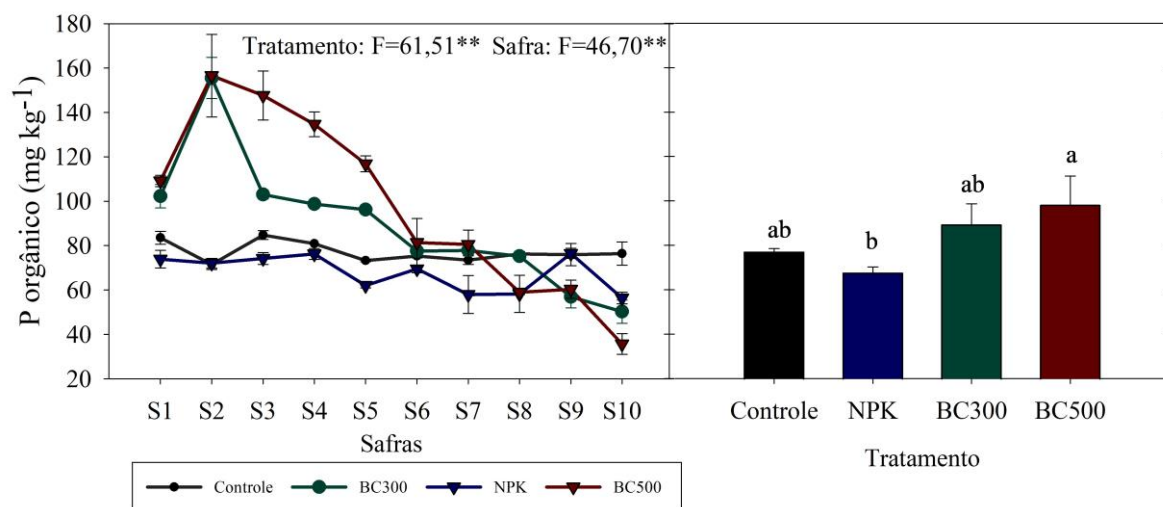


Figura 3. Fósforo orgânico no solo ao longo de 10 safras de milho sob aplicação de BLE (BC300 e BC500), NPK e controle. O gráfico de barras representa a média das safras. Médias seguidas pela mesma letra não são significativamente diferentes pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). As barras de erro representam o erro padrão da média. ** $p \leq 0,01$.

6.4. P inorgânico

O P inorgânico (P_i) do solo apresentou comportamento similar ao P_t ao longo das safras em resposta à aplicação de BLE e NPK (Figura 4). O P_i representou a principal fração de P no solo, correspondendo a cerca de 90% do P_t no solo fertilizado com BLE. Similar ao P_t , os biochars promoveram teores mais elevados de P_i do que os demais tratamentos, com redução desses valores nas safras finais. Considerando a média das dez safras, apesar de não se diferenciarem do NPK, os biochars apresentaram teores de P_i maiores do que os do controle.

Embora ambos os biochars tenham apresentado comportamento estatisticamente semelhantes na média geral, foi observada uma diferença importante na dinâmica temporal entre BC300 e BC500, em que o BC300 apresentou maior variabilidade entre as safras com picos mais acentuados nas safras S3 e S6 (de 1089,58 a 942,32 mg kg⁻¹), enquanto que, o tratamento BC500 apresentou comportamento mais estável ao longo do tempo, com valores elevados e menos flutuações extremas, com média de 806,81 mg kg⁻¹. Esse padrão sugere que o BC300 pode ter liberado frações inorgânicas de P de forma mais dinâmica nas primeiras safras (Figueiredo et al., 2020), possivelmente em função da maior presença de formas termicamente menos estabilizadas (Liu et al., 2019). Estudos anteriores relataram aumento nos teores de P_i

em solos tratados com biochar de múltiplas matérias-primas, como cama de frango (Ch'ng et al., 2014; Ywih et al., 2019), palha de trigo (Xu, 2018) e palha de milho (Zhang et al., 2019), evidenciando que esses aumentos representaram o maior estoque de P no solo. Em contraste, o BC500 tende a conter compostos inorgânicos mais estáveis (como fosfatos associados a Ca), resultando em manutenção mais uniforme do P_i ao longo das safras. No entanto, resultados divergentes foram relatados em estudos anteriores, nos quais a temperatura de pirólise não alterou significativamente o acúmulo total de P_i no solo (Hong et al., 2018; Xu, 2018; Cao et al., 2020; Yuan et al., 2022).

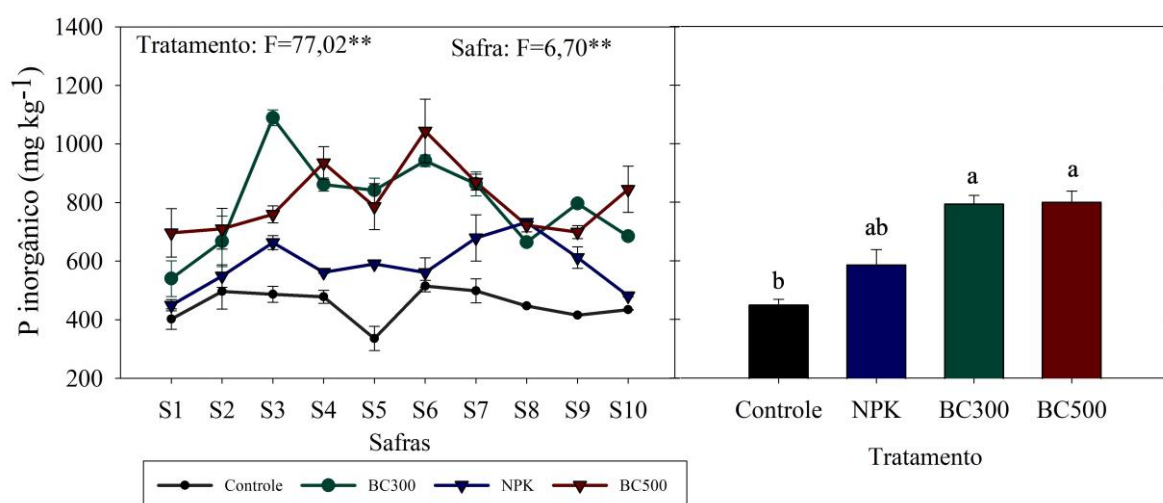


Figura 4. Fósforo inorgânico no solo ao longo de 10 safras de milho sob aplicação de BLE (BC300 e BC500), NPK e controle. O gráfico de barras representa a média das safras. Médias seguidas pela mesma letra não são significativamente diferentes pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). As barras de erro representam o erro padrão da média. $**p \leq 0,01$.

6.5. Produtividade de grãos

A produtividade de grãos de milho ao longo das 10 safras é mostrada na Figura 5. Até a terceira safra os tratamentos com BLE promoveram produtividades similares ao NPK e superiores ao controle. A partir da quarta safra houve um declínio na produtividade de grãos nas áreas com aplicação de BLE, com valores próximos ao controle nas quatro últimas safras. Por outro lado, a aplicação anual de NPK promoveu as maiores produtividades ao longo das safras, sendo superiores ao BLE a partir da quarta safra. Quando se considera a produtividade média das dez safras, não houve diferenças entre os tratamentos ($p > 0,05$), provavelmente pela variabilidade entre safras em decorrência da distribuição errática das precipitações pluviométricas na região, como demonstrado por (Chagas et al., 2021).

Apesar dos altos teores de P_t , P_{disp} , P_o e P_i no solo, a redução na produtividade de grãos no período de efeito residual dos biochars pode ser explicada pela baixa disponibilidade de outros nutrientes, principalmente K, presente em baixa concentração no lodo de esgoto e, consequentemente, no BLE. Diferentemente do P e de outros macronutrientes, o K associado ao BLE pode tornar-se menos disponível por dois mecanismos principais: sua incorporação nas fases minerais formadas durante a pirólise, especialmente a altas temperaturas, e sua rápida mobilidade no perfil do solo, o que favorece perdas por lixiviação ou fixação em sítios de troca catiônica pouco estáveis (Novak et al., 2018; Biliás et al., 2023). Estudos conduzidos com BLE frequentemente relatam teores relativamente baixos de K disponível em comparação com outros nutrientes, refletindo tanto a baixa concentração inicial quanto a dinâmica de liberação limitada após a aplicação (Figueiredo et al., 2020; Ndoung et al., 2023; Bao et al., 2024). Por exemplo, Figueiredo et al. (2020) observaram que, apesar de teores elevados de P, BLEs apresentaram teores de K que contribuíram de forma modesta para a disponibilidade de K no solo, sem impacto significativo sobre a resposta da cultura. Neste estudo não foi avaliado o efeito sinérgico entre o biochar e a adubação mineral. No entanto, trabalhos prévios mostraram que a combinação de BLE com NPK resultou em produtividades superiores às obtidas na aplicação isolada, indicando um incremento significativo na eficiência do uso conjunto desses fertilizantes (Figueiredo et al., 2020; Chagas et al., 2021). Essa sinergia sugere que, embora o BLE isolado possa ser insuficiente para suprir a demanda nutricional a longo prazo, sua capacidade de melhorar as propriedades físico-químicas do solo potencializa o desempenho da adubação de base. Este aumento na produtividade de grãos é particularmente relevante para solos degradados, onde a baixa fertilidade é o principal limitante produtivo.

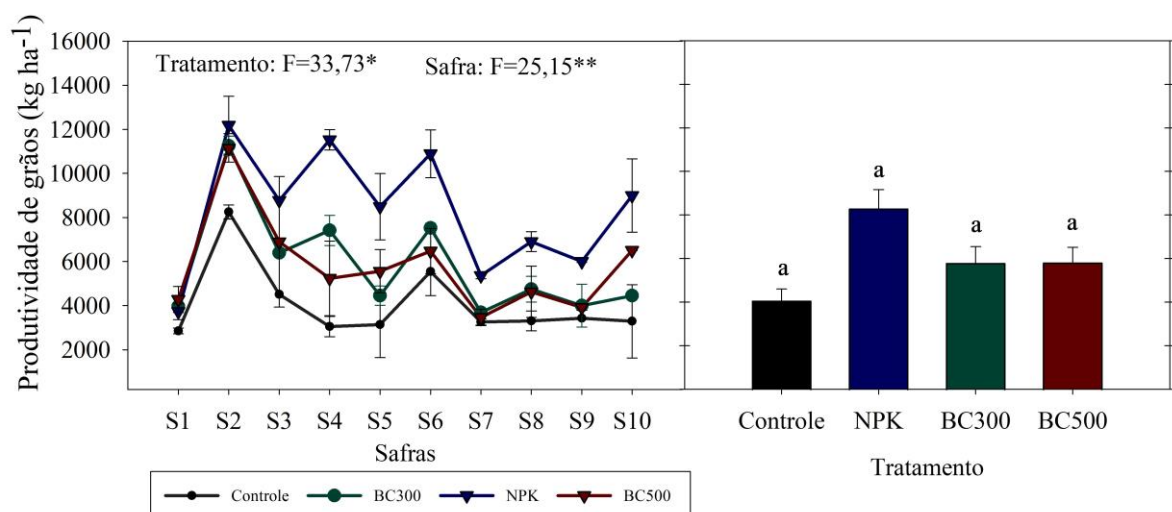


Figura 5. Produtividade de grãos ao longo de 10 safras de milho sob aplicação de BLE (BC300 e BC500), NPK e controle. O gráfico de barras representa a média das safras. Médias seguidas pela mesma letra não são significativamente diferentes pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). As barras de erro representam o erro padrão. * $p \leq 0,05$; ** $p \leq 0,01$.

7. CONCLUSÕES

Os resultados obtidos demonstram que o BLE constitui uma alternativa viável para a destinação agrônômica e ambientalmente adequada desse resíduo, promovendo a reciclagem de P em sistemas agrícolas e contribuindo para a redução de impactos ambientais decorrentes do manejo inadequado do lodo de esgoto. Além disso, o BLE se apresenta como uma fonte alternativa de P, substituindo parcialmente fertilizantes convencionais, alinhando-se a estratégias de uso sustentável de nutrientes. A aplicação de BLE promoveu aumento nos teores de P no solo, incluindo P_t , P_o , P_i e P_{disp} , evidenciando sua capacidade de atuar como fonte de P de liberação lenta e gradual. Esse comportamento resultou em efeito residual ao longo das safras, com manutenção de teores de P disponível superiores ao controle, mesmo após a interrupção das aplicações do BLE. Entretanto, o incremento nos teores de P no solo não se refletiu em aumento de produtividade da cultura do milho ao longo das safras avaliadas. A partir da quinta safra, observou-se redução na produtividade, indicando que o fornecimento de P pelo BLE, isoladamente, não foi suficiente para sustentar o rendimento da cultura ao longo do tempo. Esse resultado sugere que outros nutrientes, especialmente o K, presente em baixas concentrações no BLE, passaram a atuar como fator limitante à produtividade. Não foram observadas diferenças consistentes entre os BC300 e BC500 quanto aos efeitos sobre os reservatórios de P do solo e a produtividade da cultura, indicando que, nas condições deste estudo, a temperatura de pirólise não foi determinante para o desempenho agrônômico do BLE. Dessa forma, conclui-se que o BLE apresenta elevado potencial como fonte complementar de fósforo e como fertilizante de liberação lenta, contribuindo para a redução da dependência de fertilizantes fosfatados convencionais na agricultura.

8. REFERÊNCIAS

- Ahmad, M., Rajapaksha, A.U., Lim, J.E., Zhang, M., Bolan, N., Mohan, D., Vithanage, M., Lee, S.S., Ok, Y.S., 2014. Biochar as a sorbent for contaminant management in soil and water: A review. *Chemosphere* 99, 19–33. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.10.071>
- Ahmed, N., Basit, A., Bashir, Safdar, Bashir, Saqib, Bibi, I., Haider, Z., Arif Ali, M., Aslam, Z., Aon, M., Alotaibi, S.S., El-Shehawi, A.M., Samreen, T., Li, Y., 2021. Effect of acidified biochar on soil phosphorus availability and fertilizer use efficiency of maize (*Zea mays* L.). *J. King Saud Univ. - Sci.* 33, 101635. <https://doi.org/10.1016/j.jksus.2021.101635>
- Akanji, M.A., Ahmad, M., Al-Wabel, M.I., Al-Farraj, A.S.F., 2022. Soil Phosphorus Fractionation and Bio-Availability in a Calcareous Soil as Affected by Conocarpus Waste Biochar and Its Acidified Derivative. *Agriculture* 12, 2157. <https://doi.org/10.3390/agriculture12122157>
- Amin, A.E.-E.A.Z., 2020. Bagasse Pith-Vinasse Biochar Effects on Carbon Emission and Nutrient Release in Calcareous Sandy Soil. *J. Soil Sci. Plant Nutr.* 20, 220–231. <https://doi.org/10.1007/s42729-019-00125-9>
- Amin, A.E.-E.A.Z., 2018. Amelioration of calcareous sandy soil productivity via incorporation between biochar and some organic manures. *Arab. J. Geosci.* 11, 759. <https://doi.org/10.1007/s12517-018-4133-y>
- Bao, Z., Dai, W., Su, X., Liu, Z., An, Z., Sun, Q., Jing, H., Lin, L., Chen, Y., Meng, J., 2024. term biochar application promoted soil aggregate- associated potassium availability and maize potassium uptake 1–13. <https://doi.org/10.1111/gcbb.13134>
- Beheshti, M., Etesami, H., Alikhani, H.A., 2017. Interaction study of biochar with phosphate-solubilizing bacterium on phosphorus availability in calcareous soil. *Arch. Agron. Soil Sci.* 63, 1572–1581. <https://doi.org/10.1080/03650340.2017.1295138>
- Bilias, F., Kalderis, D., Richardson, C., Barbayiannis, N., Gasparatos, D., 2023. Science of the Total Environment Biochar application as a soil potassium management strategy : A review. *Sci. Total Environ.* 858, 159782. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159782>
- Bridgwater, A., 2003. Renewable fuels and chemicals by thermal processing of biomass. *Chem. Eng. J.* 91, 87–102. [https://doi.org/10.1016/S1385-8947\(02\)00142-0](https://doi.org/10.1016/S1385-8947(02)00142-0)
- Brookes, P.C., Powlson, D.S., 1981. Preventing phosphorus losses during perchloric acid digestion of sodium bicarbonate soil extracts. *J. Sci. Food Agric.* 32, 671–674. <https://doi.org/10.1002/jsfa.2740320707>
- Cao, D., Chen, W., Yang, P., Lan, Y., Sun, D., 2020. Spatio-temporal variabilities of soil phosphorus pool and phosphorus uptake with maize stover biochar amendment for 5 years of maize. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 27, 36350–36361. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-09716-x>
- Cao, D., Lan, Y., Yang, X., Chen, W., Jiang, L., Wu, Z., Li, N., Han, X., 2023. Phosphorus

- fractions in biochar-amended soil — chemical sequential fractionation, 31 P NMR, and phosphatase activity. *Arch. Agron. Soil Sci.* 69, 169–181. <https://doi.org/10.1080/03650340.2021.1967327>
- Ch'ng, H.Y., Ahmed, O.H., Nik, N.M., 2014. Biochar and compost influence the phosphorus availability, nutrients uptake, and growth of maize (*Zea mays* L.) in tropical acid soil. *Pakistan J. Agric. Sci.* 51, 797–806.
- Chagas, J.K.M., Figueiredo, C.C. de, Paz-Ferreiro, J., 2021. Sewage sludge biochars effects on corn response and nutrition and on soil properties in a 5-yr field experiment. *Geoderma* 401, 115323. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115323>
- Chagas, J.K.M., Figueiredo, C.C. de, Ramos, M.L.G., 2022. Biochar increases soil carbon pools: Evidence from a global meta-analysis. *J. Environ. Manage.* 305, 114403. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.114403>
- Chen, L., Liao, Y., Ma, X., Niu, Y., 2020. Effect of co-combusted sludge in waste incinerator on heavy metals chemical speciation and environmental risk of horizontal flue ash. *Waste Manag.* 102, 645–654. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.11.027>
- Condon, L.M., Turner, B.L., Cade-Menun, B.J., 2005. Chemistry and Dynamics of Soil Organic Phosphorus, in: *Phosphorus: Agriculture and the Environment*. pp. 87–121. <https://doi.org/10.2134/agronmonogr46.c4>
- Costa, R.C.A., Santos, R.M.B., Fernandes, L.F.S., Pacheco, F.A.L., de Melo, M.C., Valera, C.A., do Valle Junior, R.F., Silva, M.M.A.P. de M., Pissarra, T.C.T., 2024. The modelling of river water contamination by tailings mudflows: The case of phosphorus in the Paraopeba River basin. *Case Stud. Chem. Environ. Eng.* 9, 100701. <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2024.100701>
- Cross, A.F., Schlesinger, W.H., 1995. A literature review and evaluation of the Hedley fractionation: Applications to the biogeochemical cycle of soil phosphorus in natural ecosystems. *Geoderma* 64, 197–214. [https://doi.org/10.1016/0016-7061\(94\)00023-4](https://doi.org/10.1016/0016-7061(94)00023-4)
- Dari, B., Nair, V.D., Harris, W.G., Nair, P.K.R., Sollenberger, L., Mylavarapu, R., 2016. Relative influence of soil- vs. biochar properties on soil phosphorus retention. *Geoderma* 280, 82–87. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.06.018>
- de Campos, M., Antonangelo, J.A., Alleoni, L.R.F., 2016. Phosphorus sorption index in humid tropical soils. *Soil Tillage Res.* 156, 110–118. <https://doi.org/10.1016/j.still.2015.09.020>
- Eduah, J.O., Nartey, E.K., Abekoe, M.K., Breuning-Madsen, H., Andersen, M.N., 2019. Phosphorus retention and availability in three contrasting soils amended with rice husk and corn cob biochar at varying pyrolysis temperatures. *Geoderma* 341, 10–17. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.01.016>
- Egamberdieva, D., Ma, H., Shurigin, V., Alimov, J., Wirth, S., Bellingrath-Kimura, S.D., 2022. Biochar Additions Alter the Abundance of P-Cycling-Related Bacteria in the Rhizosphere Soil of *Portulaca oleracea* L. under Salt Stress. *Soil Syst.* 6, 64. <https://doi.org/10.3390/soilsystems6030064>
- Fachini, J., Figueiredo, C.C. de, Vale, A.T. do, 2022. Assessing potassium release in natural

- silica sand from novel K-enriched sewage sludge biochar fertilizers. *J. Environ. Manage.* 314, 115080. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115080>
- Fan, Y., Lv, G., Chen, Y., Chang, Y., Li, Z., 2023. Differential effects of cow dung and its biochar on *Populus euphratica* soil phosphorus effectiveness, bacterial community diversity and functional genes for phosphorus conversion. *Front. Plant Sci.* 14, 1–14. <https://doi.org/10.3389/fpls.2023.1242469>
- Faria, W.M., Figueiredo, C.C. de, Coser, T.R., Vale, A.T., Schneider, B.G., 2018. Is sewage sludge biochar capable of replacing inorganic fertilizers for corn production? Evidence from a two-year field experiment. *Arch. Agron. Soil Sci.* 64, 505–519. <https://doi.org/10.1080/03650340.2017.1360488>
- Fei, C., Zhang, S., Zhang, L., Ding, X., 2023. Straw is more effective than biochar in mobilizing soil organic phosphorus mineralization in saline-alkali paddy soil. *Appl. Soil Ecol.* 186, 104848. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2023.104848>
- Feng, H., Zhou, S., Guan, W., Zhu, L., Li, R., Wang, S., 2024. Enhancement of apatite-phosphorus-rich biochar production from sewage sludge pyrolysis assisted by carbide slag. *Process Saf. Environ. Prot.* 192, 26–35. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2024.10.031>
- Figueiredo, C., Lopes, H., Coser, T., Vale, A., Busato, J., Aguiar, N., Novotny, E., Canellas, L., 2018. Influence of pyrolysis temperature on chemical and physical properties of biochar from sewage sludge. *Arch. Agron. Soil Sci.* 64, 881–889. <https://doi.org/10.1080/03650340.2017.1407870>
- Figueiredo, C.C. de, Chagas, J.K.M., da Silva, J., Paz-Ferreiro, J., 2019. Short-term effects of a sewage sludge biochar amendment on total and available heavy metal content of a tropical soil. *Geoderma* 344, 31–39. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.01.052>
- Figueiredo, C.C. de, Pinheiro, T.D., de Oliveira, L.E.Z., de Araujo, A.S., Coser, T.R., Paz-Ferreiro, J., 2020. Direct and residual effect of biochar derived from biosolids on soil phosphorus pools: A four-year field assessment. *Sci. Total Environ.* 739, 140013. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140013>
- Frišták, V., Soja, G., 2015. Effect Of Wood-Based Biochar And Sewage Sludge Amendments For Soil Phosphorus Availability. *Nov. Biotechnol. Chim.* 14, 104–115. <https://doi.org/10.1515/nbec-2015-0020>
- Gao, S., DeLuca, T.H., Cleveland, C.C., 2019. Biochar additions alter phosphorus and nitrogen availability in agricultural ecosystems: A meta-analysis. *Sci. Total Environ.* 654, 463–472. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.124>
- Gatiboni, L.C., Brunetto, G., Kaminski, J., Rheinheimer, D. dos S., Ceretta, C.A., Basso, C.J., 2008. Formas de fósforo no solo após sucessivas adições de dejetos líquidos de suínos em pastagem natural. *Rev. Bras. Ciência do Solo* 32, 1753–1761. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832008000400040>
- Gatiboni, L.C., Kaminski, J., Rheinheimer, D. dos S., Flores, J.P.C., 2007. Biodisponibilidade de formas de fósforo acumuladas em solo sob sistema plantio direto. *Rev. Bras. Ciência do Solo* 31, 691–699. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832007000400010>

- Gerke, J., 2015. The acquisition of phosphate by higher plants: Effect of carboxylate release by the roots. A critical review. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 178, 351–364. <https://doi.org/10.1002/jpln.201400590>
- Ghodsad, L., Reyhanitabar, A., Oustan, S., Alidokht, L., 2022. Phosphorus sorption and desorption characteristics of soils as affected by biochar. *Soil Tillage Res.* 216, 105251. <https://doi.org/10.1016/j.still.2021.105251>
- Glaser, B., Lehmann, J., 2002. Potential of pyrolyzed organic matter in soil amelioration Potential of Pyrolyzed Organic Matter in Soil Amelioration.
- Glaser, B., Lehr, V., 2019. Biochar effects on phosphorus availability in agricultural soils : A 1–9. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-45693-z>
- Granato, M., Costa, C.R., Mendes, G.D.O., Paiva, A.B., Peixoto, L.S., Marchi, G., 2024. Oxalic Acid Boosts Phosphorus Release from Sewage Sludge Biochar : A Key Mechanism for Biochar-Based Fertilizers 1–14. <https://doi.org/10.3390/agriculture14091607>
- Han, F., Ren, L., Zhang, X.-C., 2016. Effect of biochar on the soil nutrients about different grasslands in the Loess Plateau. *CATENA* 137, 554–562. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2015.11.002>
- Hance, R.J., Anderson, G., 1962. A comparative study of methods of estimating soil organic phosphorus 13.
- Hedley, M.J., Stewart, J.W.B.B., Chauhan, B.S., 1982. Changes in inorganic and organic soil phosphorus fractions induced by cultivation practices and by laboratory incubations. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 46, 970–976. <https://doi.org/https://doi.org/10.2136/sssaj1982.03615995004600050017x>
- Hemati Matin, N., Jalali, M., Antoniadis, V., Shaheen, S.M., Wang, J., Zhang, T., Wang, H., Rinklebe, J., 2020. Almond and walnut shell-derived biochars affect sorption-desorption, fractionation, and release of phosphorus in two different soils. *Chemosphere* 241, 124888. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.124888>
- Hong, C., Su, Y., Lu, S., 2018. Phosphorus availability changes in acidic soils amended with biochar, fly ash, and lime determined by diffusive gradients in thin films (DGT) technique. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 25, 30547–30556. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-3086-8>
- Jeffery, S., Verheijen, F.G.A., van der Velde, M., Bastos, A.C., 2011. A quantitative review of the effects of biochar application to soils on crop productivity using meta-analysis. *Agric. Ecosyst. Environ.* 144, 175–187. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.08.015>
- Jiang, B., Shen, J., Sun, M., Hu, Y., Jiang, W., WANG, J., Li, Y., Wu, J., 2021. Soil phosphorus availability and rice phosphorus uptake in paddy fields under various agronomic practices. *Pedosphere* 31, 103–115. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(20\)60053-4](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(20)60053-4)
- Jiang, Y., Li, T., Xu, X., Sun, J., Pan, G., Cheng, K., 2024. Current Research in Environmental Sustainability A global assessment of the long-term effects of biochar application on crop yield. *Curr. Res. Environ. Sustain.* 7, 100247. <https://doi.org/10.1016/j.crsust.2024.100247>

- Jin, J., Fang, Y., He, S., Liu, Y., Liu, C., Li, F., Khan, S., Eltohamy, K.M., Liu, B., Liang, X., 2023. Improved phosphorus availability and reduced degree of phosphorus saturation by biochar-blended organic fertilizer addition to agricultural field soils. *Chemosphere* 317, 137809. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.137809>
- Kamali, M., Sweygers, N., Al-Salem, S., Appels, L., Aminabhavi, T.M., Dewil, R., 2022. Biochar for soil applications-sustainability aspects, challenges and future prospects. *Chem. Eng. J.* 428, 131189. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.131189>
- Kazemi Shariat Panahi, H., Dehghani, M., Ok, Y.S., Nizami, A.-S., Khoshnevisan, B., Mussatto, S.I., Aghbashlo, M., Tabatabaei, M., Lam, S.S., 2020. A comprehensive review of engineered biochar: Production, characteristics, and environmental applications. *J. Clean. Prod.* 270, 122462. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122462>
- Khan, S., Chao, C., Waqas, M., Arp, H.P.H., Zhu, Y., 2013. Sewage Sludge Biochar Influence upon Rice (*Oryza sativa* L) Yield, Metal Bioaccumulation and Greenhouse Gas Emissions from Acidic Paddy Soil.
- Kominko, H., Gorazda, K., Wzorek, Z., 2024. Sewage sludge: A review of its risks and circular raw material potential. *J. Water Process Eng.* 63, 105522. <https://doi.org/10.1016/J.JWPE.2024.105522>
- Kong, F., Ling, X., Iqbal, B., Zhou, Z., Meng, Y., 2023. Soil phosphorus availability and cotton growth affected by biochar addition under two phosphorus fertilizer levels. *Arch. Agron. Soil Sci.* 69, 18–31. <https://doi.org/10.1080/03650340.2021.1955355>
- Kooij, J., Stutter, M., 2025. Phosphorus Plant Availability of Biochars Derived From Contrasting Sewage Sludges to Ryegrass 1, 1027–1035. <https://doi.org/10.1002/jpln.70017>
- Lal, R., Stewart, B.A. (Eds.), 2013. Principles of Sustainable Soil Management in Agroecosystems. CRC Press. <https://doi.org/10.1201/b14972>
- Lambers, H., 2022. Phosphorus Acquisition and Utilization in Plants. *Annu. Rev. Plant Biol.* 73, 17–42. <https://doi.org/10.1146/annurev-arplant-102720-125738>
- Lee, X.J., Lee, L.Y., Gan, S., Thangalazhy-Gopakumar, S., Ng, H.K., 2017. Biochar potential evaluation of palm oil wastes through slow pyrolysis: Thermochemical characterization and pyrolytic kinetic studies. *Bioresour. Technol.* 236, 155–163. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.03.105>
- Lehmann, J., Cowie, A., Masiello, C.A., Kammann, C., Woolf, D., Amonette, J.E., Cayuela, M.L., Camps-Arbestain, M., Whitman, T., 2021. Biochar in climate change mitigation. *Nat. Geosci.* 14, 883–892. <https://doi.org/10.1038/s41561-021-00852-8>
- Lehmann, J., Joseph, S., 2024. Biochar for Environmental Management, Third. ed. Routledge, London. <https://doi.org/10.4324/9781003297673>
- Leite, J.N.F., Cruz, M.C.P. da, Ferreira, M.E., Andrioli, I., Braos, L.B., 2016. Frações orgânicas e inorgânicas do fósforo no solo influenciadas por plantas de cobertura e adubação nitrogenada. *Pesqui. Agropecuária Bras.* 51, 1880–1889. <https://doi.org/10.1590/s0100-204x2016001100010>

- Li, H., Li, Y., Xu, Y., Lu, X., 2020. Biochar phosphorus fertilizer effects on soil phosphorus availability. *Chemosphere* 244, 125471. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125471>
- Li, P., Zhao, H., Cheng, C., Hou, T., Shen, D., Jiao, Y., 2024. A review on anaerobic co-digestion of sewage sludge with other organic wastes for methane production: Mechanism, process, improvement and industrial application. *Biomass and Bioenergy* 185, 107241. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2024.107241>
- Li, X., Romanyà, J., Li, N., Xiang, Y., Yang, J., Han, X., 2022. Biochar fertilization effects on soil bacterial community and soil phosphorus forms depends on the application rate. *Sci. Total Environ.* 843, 157022. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157022>
- Li, Y., Li, H., Lu, X., 2022. Effect of biochar applications on soil phosphorus availability under different soil moisture levels. *Can. J. Soil Sci.* 102, 155–163. <https://doi.org/10.1139/cjss-2020-0113>
- Lin, H., Wang, Y., Dong, Y., 2024. A review of methods, influencing factors and mechanisms for phosphorus recovery from sewage and sludge from municipal wastewater treatment plants. *J. Environ. Chem. Eng.* 12, 111657. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2023.111657>
- Linh, D.T.T., Khoi, C.M., Ritz, K., Sinh, V.N., Phuong, N.T.K., My, H.M.T., Linh, T.B., Minh, D.D., Linh, T.T., Toyota, K., 2023. Effects of Rice Husk Biochar and Compost Amendments on Soil Phosphorus Fractions, Enzyme Activities and Rice Yields in Salt-Affected Acid Soils in the Mekong Delta, Viet Nam. *Agronomy* 13, 1593. <https://doi.org/10.3390/agronomy13061593>
- Liu, Q., Fang, Z., Liu, Yuan, Liu, Yangyang, Xu, Y., Ruan, X., Zhang, X., 2019. Phosphorus speciation and bioavailability of sewage sludge derived biochar amended with CaO. *Waste Manag.* 87, 71–77. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.01.045>
- Luo, C., Yang, J., Chen, W., Han, F., 2020. Effect of biochar on soil properties on the Loess Plateau: Results from field experiments. *Geoderma* 369, 114323. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114323>
- Lustosa Filho, J.F., Viana, R. da S.R., Melo, L.C.A., de Figueiredo, C.C., 2025. Changes in phosphorus due to pyrolysis and in the soil-plant system amended with sewage sludge biochar compared to conventional P fertilizers: A global meta-analysis. *Chemosphere* 371, 144055. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.144055>
- Lv, M., Zhao, T., Chen, J., Tong, L., Ni, Z., Lin, Q., Ruan, Z., Qiu, R., 2025. Environmental Technology & Innovation Distribution and transformation behavior of heavy metals and phosphorus during sewage sludge pyrolysis. *Environ. Technol. Innov.* 37, 104049. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2025.104049>
- Ma, D., Wang, Y., Zheng, T., Zhou, Q., 2025. Synergy of Biochar and Organic Fertilizer Reduces Phosphorus Leaching 1–13.
- Mahmood, M., Wang, Y., Ahmed, W., Mehmood, S., Ayyoub, A., Elnahal, A.S.M., Li, W., Zhan, X., 2023. Exploring biochar and fishpond sediments potential to change soil phosphorus fractions and availability. *Front. Plant Sci.* 14, 1–13. <https://doi.org/10.3389/fpls.2023.1224583>

- Margenot, A.J., Singh, B.R., Rao, I.M., Sommer, R., 2016. Phosphorus Fertilization and Management in Soils of Sub-Saharan Africa, in: *Soil Phosphorus*. CRC Press, pp. 151–208. <https://doi.org/10.1201/9781315372327-9>
- Mbasabire, P., Murindangabo, Y.T., Frouz, J., Brom, J., 2024. Characterization, fractionation and untapped potential of phosphate-amended sewage sludge biochar in soil-plant systems. *Chemosphere* 367, 143565. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.143565>
- Mora-palomino, L., Siebe, C., Galva, N.C., 2014. Soil P fractions in a volcanic soil chronosequence of Central Mexico and their relationship to foliar P in pine trees 792–802. <https://doi.org/10.1002/jpln.201300653>
- Mosharrof, M., Uddin, M.K., Sulaiman, M.F., Mia, S., Shamsuzzaman, S.M., Haque, A.N.A., 2021. Combined Application of Rice Husk Biochar and Lime Increases Phosphorus Availability and Maize Yield in an Acidic Soil. *Agriculture* 11, 793. <https://doi.org/10.3390/agriculture11080793>
- Murphy, J., Riley, J.P., 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chim. Acta* 27, 31–36. [https://doi.org/10.1016/S0003-2670\(00\)88444-5](https://doi.org/10.1016/S0003-2670(00)88444-5)
- Najafi-Ghiri, M., Bijanzadeh, E., Bahadori, F., 2022. Effect of Wheat-Derived Biochar on Soil Nutrients Availability and Nutrients Uptake by Two Safflower (*Carthamus tinctorius* L.) Cultivars under Water Stress. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 53, 1592–1606. <https://doi.org/10.1080/00103624.2022.2060251>
- Nanzer, S., Oberson, A., Huthwelker, T., Eggenberger, U., Frossard, E., 2014. The Molecular Environment of Phosphorus in Sewage Sludge Ash: Implications for Bioavailability. *J. Environ. Qual.* 43, 1050–1060. <https://doi.org/10.2134/jeq2013.05.0202>
- Nash, D.M., Haygarth, P.M., Turner, B.L., Condon, L.M., McDowell, R.W., Richardson, A.E., Watkins, M., Heaven, M.W., 2014. Using organic phosphorus to sustain pasture productivity: A perspective. *Geoderma* 221–222, 11–19. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.12.004>
- Ndoug, O.C.N., Figueiredo, C.C. de, Ramos, M.L.G., 2021. A scoping review on biochar-based fertilizers: enrichment techniques and agro-environmental application. *Heliyon* 7, e08473. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2021.e08473>
- Ndoug, O.C.N., Souza, Ludmila Raulino de Fachini, J., Leao, T.P., Sandri, D., Figueiredo, C.C. de, 2023. Dynamics of potassium released from sewage sludge biochar fertilizers in soil 346. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.119057>
- Negassa, W., Leinweber, P., 2009. How does the Hedley sequential phosphorus fractionation reflect impacts of land use and management on soil phosphorus : A review 305–325. <https://doi.org/10.1002/jpln.200800223>
- Nelson, N.O., Agudelo, S.C., Yuan, W., Gan, J., 2011. Nitrogen and Phosphorus Availability in Biochar-Amended Soils. *Soil Sci.* 176, 218–226. <https://doi.org/10.1097/SS.0b013e3182171eac>
- Novak, J.M., Johnson, M.G., Spokas, K.A., 2018. Concentration and Release of Phosphorus

- and Potassium From Lignocellulosic- and Manure-Based Biochars for Fertilizer Reuse 2, 1–9. <https://doi.org/10.3389/fsufs.2018.00054>
- Oktaviana, A.A., Hermana, J., Syafei, A.D., Hsi, H.C., 2025. Effect of pyrolysis temperature of domestic sewage sludge biochar on CO₂ adsorption. *Results Eng.* 26, 105136. <https://doi.org/10.1016/j.rineng.2025.105136>
- Oladele, S.O., Ojo, J., Curaqueo, G., Ajayi, A.E., 2024. Does pyrolysis temperature determine soil phosphorus bioavailability and uptake on peri-urban cropland amended with poultry litter biochar? *Biomass Convers. Biorefinery* 14, 14463–14476. <https://doi.org/10.1007/s13399-022-03505-x>
- Olsen, S.R., Sommers, L.E., 1982. Phosphorus soluble in sodium bicarbonate, in: *Agronomy, A.S. of (Ed.), Methods of Soil Analysis, Part 2. Soil Science Society of America, Madison*, pp. 403–430.
- Pagliari, P.H., Strock, J.S., Johnson, J.M.F., Waldrip, H.M., 2018. Phosphorus Distribution in Soils Treated with Bioenergy Co-product Materials following Corn Growth. *Agron. J.* 110, 850–858. <https://doi.org/10.2134/agronj2017.04.0239>
- Pandian, K., Samiyappan, K., Rangasamy, A., Raju, I., Chitraputhirapillai, S., Bose, J., 2024. *Bacillus megaterium*-Embedded Organo Biochar Phosphorous Fertilizer Improves Soil Microbiome and Nutrient Availability to Enhance Black Gram (*Vigna mungo* L) Growth and Yield. *J. Soil Sci. Plant Nutr.* 24, 2048–2063. <https://doi.org/10.1007/s42729-024-01715-y>
- Pasalari, H., Farzadkia, M., Khosravani, F., Ganachari, S., Aminabhavi, T.M., 2024. Phosphorous recovery from sewage sludge via chemical and thermal technologies. *Chem. Eng. J.* 496, 153869. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2024.153869>
- Pecoroni, D., Friedrich, K., Sehr, J., Fuchs, M., 2014. Phosphorgehalte in hessischen Böden und Bodenausgangsgesteinen. *Geol. Jahrb. Hessen* 138, 75–94.
- Peng, Y., Chen, Q., Guan, C.-Y., Yang, X., Jiang, X., Wei, M., Tan, J., Li, X., 2023. Metal oxide modified biochars for fertile soil management: Effects on soil phosphorus transformation, enzyme activity, microbe community, and plant growth. *Environ. Res.* 231, 116258. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.116258>
- Peng, Y., Zhang, B., Guan, C.-Y., Jiang, X., Tan, J., Li, X., 2022. Identifying biotic and abiotic processes of reversing biochar-induced soil phosphorus leaching through biochar modification with MgAl layered (hydr)oxides. *Sci. Total Environ.* 843, 157037. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157037>
- Praspaliauskas, M., Žaltauskaitė, J., Pedišius, N., Striūgas, N., 2020. Industrial Crops & Products Comprehensive evaluation of sewage sludge and sewage sludge char soil amendment impact on the industrial hemp growth performance and heavy metal accumulation. *Ind. Crop. Prod.* 150, 112396. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2020.112396>
- Qi, S., Yang, S., Lin, X., Hu, J., Jiang, Z., Xu, Y., 2023. The long-term effectiveness of biochar in increasing phosphorus availability and reducing its release risk to the environment in water-saving irrigated paddy fields. *Agric. Water Manag.* 282, 108295.

<https://doi.org/10.1016/j.agwat.2023.108295>

- Qian, T., Yang, Q., Chua, D., Jun, F., Dong, F., Zhou, Y., 2019. Transformation of phosphorus in sewage sludge biochar mediated by a phosphate-solubilizing microorganism. *Chem. Eng. J.* 359, 1573–1580. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.11.015>
- Quan, W., Zhang, J., Wu, Y., Gong, Y., Yang, Kaiming, Li, L., Gao, J., Yang, Kai, Cheng, H., 2026. Environmental Technology & Innovation Effect of biochars derived from plant and animal manure on heavy metal immobilization in sewage sludge during composting 41. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2026.104791>
- Rangabhashiyam, S., Lins, P.V. dos S., Oliveira, L.M.T. de M., Sepulveda, P., Ighalo, J.O., Rajapaksha, A.U., Meili, L., 2022. Sewage sludge-derived biochar for the adsorptive removal of wastewater pollutants: A critical review. *Environ. Pollut.* 293, 118581. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118581>
- Reed, S.C., Wood, T.E., 2020. Soil Phosphorus Cycling in Tropical Soils: An Ultisol and Oxisol Perspective, in: *Soil Phosphorus*. Taylor & Francis, pp. 259–296. <https://doi.org/10.1201/9781315372327-18>
- Ronsse, F., van Hecke, S., Dickinson, D., Prins, W., 2013. Production and characterization of slow pyrolysis biochar: influence of feedstock type and pyrolysis conditions. *GCB Bioenergy* 5, 104–115. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12018>
- Rydgård, M., Bairaktari, A., Thelin, G., Bruun, S., 2024. Application of untreated versus pyrolysed sewage sludge in agriculture: A life cycle assessment. *J. Clean. Prod.* 454, 142249. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2024.142249>
- Santos, J.Z.L., Furtini Neto, A.E., Resende, Á.V. de, Curi, N., Carneiro, L.F., Costa, S.E.V.G. de A., 2008. Frações de fósforo em solo adubado com fosfatos em diferentes modos de aplicação e cultivado com milho. *Rev. Bras. Ciência do Solo* 32, 705–714. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832008000200025>
- Schmitt, D.E., Comin, J.J., Gatiboni, L.C., Tiecher, T., Lorensini, F., Melo, G.W.B. de, Giroto, E., Guardini, R., Heinzen, J., Brunetto, G., 2013. Phosphorus fractions in sandy soils of vineyards in southern Brazil. *Rev. Bras. Ciência do Solo* 37, 472–481. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832013000200018>
- Scholz, R.W., Wellmer, F.-W., Mew, M., Steiner, G., 2025. The dynamics of increasing mineral resources and improving resource efficiency: Prospects for mid- and long-term security of phosphorus supply. *Resour. Conserv. Recycl.* 213, 107993. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2024.107993>
- Shi, Y., Yu, Y., Chang, E., Wang, R., Hong, Z., Cui, J., Zhang, F., Jiang, J., Xu, R., 2023. Effect of biochar incorporation on phosphorus supplementation and availability in soil: a review. *J. Soils Sediments* 23, 672–686. <https://doi.org/10.1007/s11368-022-03359-w>
- Sousa, D.M.G. de, Lobato, E., 2004. Cerrado: correção do solo e adubação, 2nd ed. Embrapa Informação Tecnológica.
- Steiner, C., Teixeira, W.G., Lehmann, J., Nehls, T., de Macêdo, J.L.V., Blum, W.E.H., Zech, W., 2007. Long term effects of manure, charcoal and mineral fertilization on crop

- production and fertility on a highly weathered Central Amazonian upland soil. *Plant Soil* 291, 275–290. <https://doi.org/10.1007/s11104-007-9193-9>
- Sui, L., Tang, C., Cheng, K., Yang, F., 2022. Biochar addition regulates soil phosphorus fractions and improves release of available phosphorus under freezing-thawing cycles. *Sci. Total Environ.* 848, 157748. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157748>
- Tesfaye, F., Liu, X., Zheng, J., Cheng, K., Bian, R., Zhang, X., 2021. Could biochar amendment be a tool to improve soil availability and plant uptake of phosphorus ? A meta-analysis of published experiments 7, 34108–34120.
- Thu, T.A., Dung, T. Van, Minh, V.Q., 2024. Effect of rice husk biochar, sugarcane sludge fertilizers, and *Enterobacter asburiae* bacteria on soil nitrogen and phosphorus availability to improve hybrid maize yield. *J. Appl. Biol. Biotechnol.* 12, 76–82. <https://doi.org/10.7324/JABB.2024.144992>
- Tiecher, T., Santos, D.R. dos, Kaminski, J., Calegari, A., 2012. Forms of inorganic phosphorus in soil under different long term soil tillage systems and winter crops. *Rev. Bras. Ciência do Solo* 36, 271–282. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832012000100028>
- Tomczyk, A., Sokołowska, Z., Boguta, P., 2020. Biochar physicochemical properties: pyrolysis temperature and feedstock kind effects. *Rev. Environ. Sci. Bio/Technology* 19, 191–215. <https://doi.org/10.1007/s11157-020-09523-3>
- Uchimiya, M., Chang, S., Klasson, K.T., 2011. Screening biochars for heavy metal retention in soil: Role of oxygen functional groups. *J. Hazard. Mater.* 190, 432–441. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.03.063>
- ul Shahid, Z., Ali, M., Shahzad, K., Danish, S., Alharbi, S.A., Ansari, M.J., 2023. Enhancing maize productivity by mitigating alkaline soil challenges through acidified biochar and wastewater irrigation. *Sci. Rep.* 13, 20800. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-48163-9>
- Velho, V.F., Foladori, P., Andreottola, G., Costa, R.H.R., 2016. Anaerobic side-stream reactor for excess sludge reduction: 5-year management of a full-scale plant. *J. Environ. Manage.* 177, 223–230. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.04.020>
- Velli, P., Manolikaki, I., Diamadopoulos, E., 2021. Effect of biochar produced from sewage sludge on tomato (*Solanum lycopersicum* L.) growth, soil chemical properties and heavy metal concentrations. *J. Environ. Manage.* 297, 113325. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113325>
- Volpe, M., Fiori, L., Merzari, F., Messineo, A., Andreottola, G., 2020. Hydrothermal carbonization as an efficient tool for sewage sludge valorization and phosphorous recovery. *Chem. Eng. Trans.* 80, 199–204. <https://doi.org/10.3303/CET2080034>
- Vuppaladadiyam, A.K., Varsha Vuppaladadiyam, S.S., Sikarwar, V.S., Ahmad, E., Pant, K.K., S, M., Pandey, A., Bhattacharya, S., Sarmah, A., Leu, S.-Y., 2023. A critical review on biomass pyrolysis: Reaction mechanisms, process modeling and potential challenges. *J. Energy Inst.* 108, 101236. <https://doi.org/10.1016/j.joei.2023.101236>
- Wang, L., Connor, D.O., Rinklebe, J., Ok, Y.S., Tsang, D.C.W., Shen, Z., Hou, D., 2020. Biochar Aging : Mechanisms , Physicochemical Changes , Assessment , And Implications

- for Field Applications. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c04033>
- Wang, Z., Tang, C., Wang, H., Zhao, C., Yin, D., 2019. Effect of Different Amounts of Biochar on Meadow Soil Characteristics and Maize Yields Over Three Years 14, 4194–4209. <https://doi.org/10.15376/biores.14.2.4194-4209>
- Weihrauch, C., Opp, C., 2018. Ecologically relevant phosphorus pools in soils and their dynamics: The story so far. *Geoderma* 325, 183–194. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.02.047>
- Weihrauch, C., Söder, U., 2021. On the Challenges of Soil Phosphorus Prospections in Heterogeneous Environments—a Case Study on the Iron Age Altenburg Hillfort (Niederstein, Hesse, Germany). *J. Archaeol. Method Theory* 28, 470–511. <https://doi.org/10.1007/s10816-020-09461-y>
- Weil, R.R., Brady, N.C., 2017. *The Nature and Properties of Soils*, 15th ed. Pearson Education, New York.
- Wu, L., Zhang, S., Chen, M., Liu, J., Ding, X., 2021. A sustainable option: Biochar addition can improve soil phosphorus retention and rice yield in a saline–alkaline soil. *Environ. Technol. Innov.* 24, 102070. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2021.102070>
- Xu, G., 2018. Nonadditive effects of biochar amendments on soil phosphorus fractions in two contrasting soils 2720–2727. <https://doi.org/10.1002/ldr.3029>
- Xu, G., Sun, J., Shao, H., Chang, S.X., 2014. Biochar had effects on phosphorus sorption and desorption in three soils with differing acidity. *Ecol. Eng.* 62, 54–60. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.10.027>
- Xu, Y., Yang, F., Zhang, L., Wang, X., Sun, Y., Liu, Q., Qian, G., 2018. Migration and transformation of phosphorus in municipal sludge by the hydrothermal treatment and its directional adjustment. *Waste Manag.* 81, 196–201. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.10.011>
- Xue, P., Hou, R., Fu, Q., Li, T., Wang, J., Zhou, W., Shen, W., Su, Z., Wang, Y., 2023. Potentially migrating and residual components of biochar: Effects on phosphorus adsorption performance and storage capacity of black soil. *Chemosphere* 336, 139250. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.139250>
- Yang, L., Guo, X., Liang, S., Yang, F., Wen, M., Yuan, S., Xiao, K., Yu, W., Hu, J., Hou, H., Yang, J., 2023. A sustainable strategy for recovery of phosphorus as vivianite from sewage sludge via alkali-activated pyrolysis, water leaching and crystallization. *Water Res.* 233, 119769. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.119769>
- Yang, W., Zhao, Y., Yang, Y., Zhang, M., Mao, X., Guo, Y., Li, X., Tao, B., Qi, Y., Ma, L., Liu, W., Li, B., Di, H.J., 2023. Co-application of biochar and microbial inoculants increases soil phosphorus and potassium fertility and improves soil health and tomato growth. *J. Soils Sediments* 23, 947–957. <https://doi.org/10.1007/s11368-022-03347-0>
- Ye, Y., Hao Ngo, H., Guo, W., Woong Chang, S., Duc Nguyen, D., Fu, Q., Wei, W., Ni, B., Cheng, D., Liu, Y., 2022. A critical review on utilization of sewage sludge as environmental functional materials. *Bioresour. Technol.* 363, 127984.

<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.127984>

- Yu, B., Luo, J., Xie, H., Yang, H., Chen, S., Liu, J., Zhang, R., Li, Y.-Y., 2021a. Species, fractions, and characterization of phosphorus in sewage sludge: A critical review from the perspective of recovery. *Sci. Total Environ.* 786, 147437. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147437>
- Yu, B., Luo, J., Xie, H., Yang, H., Chen, S., Liu, J., Zhang, R., Li, Y., 2021b. Science of the Total Environment Species , fractions , and characterization of phosphorus in sewage sludge : A critical review from the perspective of recovery. *Sci. Total Environ.* 786, 147437. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147437>
- Yu, S., Zhang, W., Dong, X., Wang, F., Yang, W., Liu, C., Chen, D., 2024. A review on recent advances of biochar from agricultural and forestry wastes: Preparation, modification and applications in wastewater treatment. *J. Environ. Chem. Eng.* 12, 111638. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2023.111638>
- Yuan, H., Lu, T., Huang, H., Zhao, D., Kobayashi, N., Chen, Y., 2015. Influence of pyrolysis temperature on physical and chemical properties of biochar made from sewage sludge. *J. Anal. Appl. Pyrolysis* 112, 284–289. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2015.01.010>
- Yuan, J., Chen, H., Chen, G., Pokharel, P., Chang, S.X., Wang, Yujun, Wang, D., Yan, X., Wang, S., Wang, Yu, 2024. Long-term biochar application influences phosphorus and associated iron and sulfur transformations in the rhizosphere. *Carbon Res.* 3, 25. <https://doi.org/10.1007/s44246-024-00109-0>
- Yuan, J., Wang, Y., Zhao, X., Chen, H., Chen, G., Wang, S., 2022. Seven years of biochar amendment has a negligible effect on soil available P and a progressive effect on organic C in paddy soils. *Biochar* 4, 1. <https://doi.org/10.1007/s42773-021-00127-w>
- Yue, Y., Cui, L., Lin, Q., Li, G., Zhao, X., 2017. Chemosphere Efficiency of sewage sludge biochar in improving urban soil properties and promoting grass growth. *Chemosphere* 173, 551–556. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.01.096>
- Ywih, H., Ahmed, O.H., Muhamad, N., Majid, A., 2017. Reducing Soil Phosphorus Fixation to Improve Yield of Maize on a Tropical Acid Soil Using Compost and Biochar Derived from Agro-Industrial Wastes. *Compost Sci. Util.* 25, 82–94. <https://doi.org/10.1080/1065657X.2016.1202795>
- Ywih, H., Haruna, A.O., Muhamad, N., Abdul, N., Jalloh, M.B., 2019. Improving soil phosphorus availability and yield of Zea mays l . using biochar and compost derived from agro-industrial wastes m er ci a l u se on on a 14. <https://doi.org/10.4081/ija.2019.1107>
- Zacher, A., Vitow, N., Heinrich, S., Leinweber, P.K., Zacher, A., Vitow, N., Heinrich, S., The, P.K.L., 2025. The phosphorus fertilizer effect of biochar from municipal sewage sludge. *Arch. Agron. Soil Sci.* 71, 1–13. <https://doi.org/10.1080/03650340.2025.2484223>
- Zhang, Bangxi, Yin, R., Wei, Q., Qin, S., Peng, Y., Zhang, Baige, 2022. Effects of Combined Applications of Biogas Slurry and Biochar on Phosphorus Leaching and Fractionations in Lateritic Soil. *Sustainability* 14, 7924. <https://doi.org/10.3390/su14137924>
- Zhang, J., Lü, F., Zhang, H., Shao, L., Chen, D., He, P., 2015. Multiscale visualization of the

- structural and characteristic changes of sewage sludge biochar oriented towards potential agronomic and environmental implication. *Sci. Rep.* 5, 9406. <https://doi.org/10.1038/srep09406>
- Zhang, S., Wei, L., Trakal, L., Wang, S., Shaheen, S.M., 2024. Science of the Total Environment Pyrolytic and hydrothermal carbonization affect the transformation of phosphorus fractions in the biochar and hydrochar derived from organic materials : A meta-analysis study 906.
- Zhang, X., Li, H., Li, M., Wen, G., Hu, Z., 2019. Influence of individual and combined application of biochar , *Bacillus megaterium* , and phosphatase on phosphorus availability in calcareous soil 3688–3698.
- Zhang, X., Zhao, B., Liu, H., Zhao, Y., Li, L., 2022a. Effects of pyrolysis temperature on biochar’s characteristics and speciation and environmental risks of heavy metals in sewage sludge biochars. *Environ. Technol. Innov.* 26, 102288. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2022.102288>
- Zhang, X., Zhao, B., Liu, H., Zhao, Y., Li, L., 2022b. Effects of pyrolysis temperature on biochar’s characteristics and speciation and environmental risks of heavy metals in sewage sludge biochars. *Environ. Technol. Innov.* 26, 102288. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2022.102288>
- Zhang, Yikai, Chen, H., Xiang, J., Xiong, J., Wang, Y., Wang, Z., Zhang, Yuping, 2022. Effect of Rice-Straw Biochar Application on the Acquisition of Rhizosphere Phosphorus in Acidified Paddy Soil. *Agronomy* 12, 1556. <https://doi.org/10.3390/agronomy12071556>
- Zhao, L., Sun, Z.-F., Pan, X.-W., Tan, J.-Y., Yang, S.-S., Wu, J.-T., Chen, C., Yuan, Y., Ren, N.-Q., 2023. Sewage sludge derived biochar for environmental improvement: Advances, challenges, and solutions. *Water Res.* X 18, 100167. <https://doi.org/10.1016/j.wroa.2023.100167>
- Zheng, H., Wang, X., Chen, L., Wang, Z., Xia, Y., Zhang, Y., Wang, H., Luo, X., Xing, B., 2018. Enhanced growth of halophyte plants in biochar-amended coastal soil : roles of nutrient availability and rhizosphere microbial modulation 517–532. <https://doi.org/10.1111/pce.12944>
- Zhou, C., Heal, K., Tigabu, M., Xia, L., Hu, H., Yin, D., Ma, X., 2020. Biochar addition to forest plantation soil enhances phosphorus availability and soil bacterial community diversity. *For. Ecol. Manage.* 455, 117635. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117635>
- Zhou, Y., Zhao, H., Lu, Z., Ren, X., Zhang, Z., Wang, Q., 2023. Bioresource Technology Synergistic effects of biochar derived from different sources on greenhouse gas emissions and microplastics mitigation during sewage sludge composting. *Bioresour. Technol.* 387, 129556. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2023.129556>
- Zhu, Ya, Zhai, Y., Li, S., Liu, Xiangmin, Wang, B., Liu, Xiaoping, Fan, Y., Shi, H., Li, C., Zhu, Yun, 2022. Thermal treatment of sewage sludge: A comparative review of the conversion principle, recovery methods and bioavailability-predicting of phosphorus. *Chemosphere* 291, 133053. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.133053>

ANEXOS

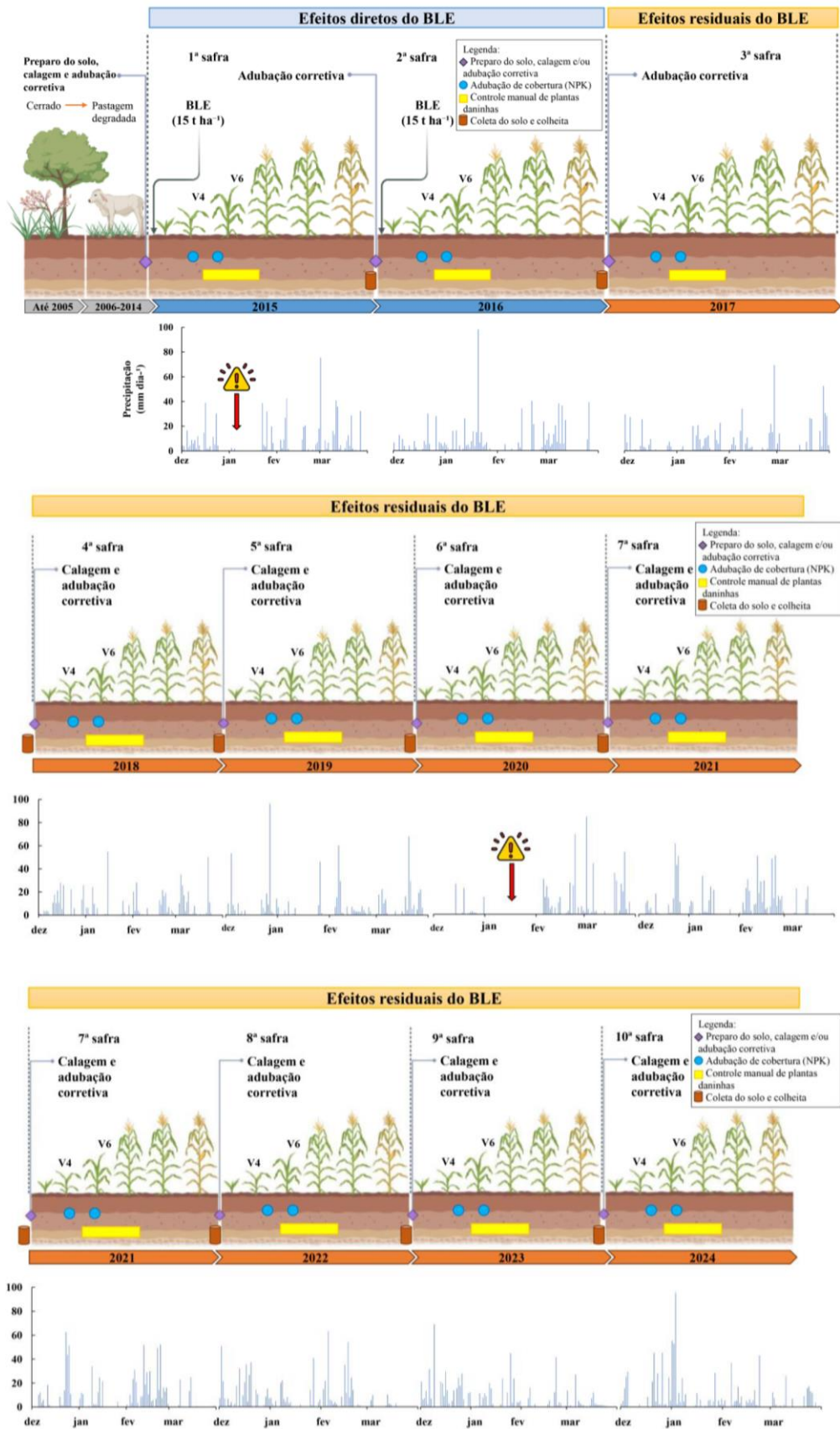


Figura A1. Diagrama sobre o histórico de uso da área, incluindo tratamentos culturais,

fertilização e precipitação diária durante o período de avaliação do experimento com biochar de lodo de esgoto (BLE).