

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO

CAIO NUNES GONÇALVES

**LODO DE ESGOTO E SEU BIOCHAR: EFEITOS EM ATRIBUTOS
QUÍMICOS E MICROBIOLÓGICOS DO SOLO E NO
DESENVOLVIMENTO INICIAL DA CANA-DE-AÇÚCAR**

RECIFE

2025

Caio Nunes Gonçalves
Engenheiro Agrônomo

Lodo de esgoto e seu biochar: Efeitos em atributos químicos e microbiológicos do solo e no desenvolvimento inicial da cana-de-açúcar

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

Orientador: Prof. Dr. Ademir de Oliveira Ferreira

Coorientador: Dr. William Ramos da Silva

Recife
2025

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

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Sistema Integrado de Bibliotecas da UFRPE
Bibliotecário(a): Lorena Teles – CRB-4 1774

G635l Gonçalves, Caio Nunes.

Lodo de esgoto e seu biochar: efeitos em atributos químicos e microbiológicos do solo e no desenvolvimento inicial da cana-de-açúcar / Caio Nunes Gonçalves. – Recife, 2025.

97 f.; il.

Orientador(a): Ademir de Oliveira Ferreira.

Co-orientador(a): William Ramos da Silva.

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

Inclui referências.

1. Humus. 2. Plantas - Nutrição. 3. Tratamento térmico. 4. Resíduos orgânicos 5. Solo arenoso. I. Ferreira, Ademir de Oliveira, orient. II. Silva, William Ramos da, coorient. III. Título

CDD 631.4

CAIO NUNES GONÇALVES

Lodo de esgoto e seu biochar: Efeitos em atributos químicos e microbiológicos do solo e no desenvolvimento inicial da cana-de-açúcar

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

Aprovada em 28 de fevereiro de 2025

Prof. Dr. Ademir de Oliveira Ferreira

Orientador

Universidade Federal Rural de Pernambuco

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Renato Lemos dos Santos

Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Pernambuco

Prof. Dr. Felipe José Cury Fracetto

Universidade Federal Rural de Pernambuco

Ofereço

Aos meus pais, Francisco Edilson e Maria do Carmo, por todo trabalho e esforço incondicional para proporcionar a minha educação. Sem eles nada seria possível. Esta dissertação é a prova de que todo investimento valeu a pena.

Dedico

A Deus, criador do nosso Universo. Devo a Ele tudo o que sou.

A minha noiva, **Marina**, por todo amor, compreensão, ensinamentos e colaboração durante toda a caminhada para chegar até aqui. Sua presença tornou tudo mais fácil. Serei eternamente grato.

“E se, por sorte, algum dia puder ler estas linhas, não te esqueças que a amei desde o primeiro instante e a amarei até o último. Talvez até depois.”

(Carina Rissi)

AGRADECIMENTOS

A Deus, por ter permitido que eu tivesse saúde e determinação e por fazer com que meus objetivos fossem alcançados durante todos os meus anos de estudo.

Aos meus pais, Edilson e Maria do Carmo, pessoas essenciais na minha formação pessoal e profissional.

Aos meus irmãos, Samuel e Marcos Vinícius, pela amizade, companheirismo e auxílio nos momentos difíceis.

A minha noiva e melhor amiga, Marina, que foi a calma em meio à tempestade, obrigado por ser meu porto seguro e minha fonte inesgotável de apoio e carinho.

Aos meus avós paternos, Luiz (*in memorian*) e Teresa (*in memorian*), e maternos, Rosália e Manoel (*in memorian*), pessoas essenciais na minha vida e que sempre amarei.

Aos meus sogros, Aldenir e Elias, por confiarem em mim e pela participação direta para que eu conseguisse chegar até aqui.

Ao meu orientador, Dr. Ademir, pela paciência, confiança, ensinamentos e auxílio prestado para condução e conclusão desta pesquisa.

Aos meus grandes amigos que o Pernambuco me deu, Bea e Jhon, obrigado por todo apoio ao longo dessa jornada, vocês foram essenciais.

À Universidade Federal Rural de Pernambuco, por proporcionar um ambiente adequado para aprimoramento profissional.

Aos professores do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, por todos os ensinamentos prestados.

À FACEPE, pela concessão da bolsa e contribuições para o desenvolvimento desta pesquisa.

A todos os meus colegas de trabalho, Gil, Matheus, Rafaela, Belchior, Amanda, Aline, Taciana e Paulo, pessoas que contribuíram imensamente para que eu conseguisse chegar até aqui.

Ao IPA, pela concessão do solo para realização do experimento.

À Estação Experimental de cana-de-açúcar da UFRPE, pela concessão da cana-de-açúcar utilizada neste trabalho.

À empresa Lógica Ambiental, pelo fornecimento do lodo de esgoto.

Por fim, muito obrigado especialmente ao meu coorientador, Dr. William, por todas as dúvidas sanadas, ensinamentos prestados e por toda paciência ao longo desses dois anos. Sem dúvidas você foi uma parcela fundamental para execução completa deste trabalho.

“Nossas maiores realizações não podem ficar para trás, porque nosso destino está acima de nós.”

(Cooper em Interestelar)

Lodo de esgoto e seu biochar: Efeitos em atributos químicos e microbiológicos do solo e no desenvolvimento inicial da cana-de-açúcar

RESUMO

O crescimento populacional tem impulsionado um aumento significativo na geração diária de resíduos, pressionando os recursos ambientais e ocasionando processos degradativos que resultam na redução dos teores de matéria orgânica nos solos. Esse problema é agravado pelo cultivo da cana-de-açúcar, especialmente em solos arenosos, exigindo ações mitigadoras. A aplicação de resíduos orgânicos surge como solução, com destaque para o lodo de esgoto e o biochar, que têm grande potencial agrícola. Nesse contexto, o objetivo desse estudo foi de avaliar os impactos do uso do lodo de esgoto e seu biochar nas características químicas e biológicas de um solo arenoso, bem como no desenvolvimento inicial da cana-de-açúcar. O experimento foi conduzido em casa de vegetação com delineamento inteiramente casualizado contendo 7 tratamentos (biochar de lodo de esgoto na dose 20 t ha⁻¹ (B20); lodo de esgoto na dose 40 t ha⁻¹ (L40); fertilizante mineral (NPK); 40 t ha⁻¹ da combinação de biochar + lodo nas proporções 50%:50% (B50:L50), 75%:25% (B75:L25), 25%:75% (B25:L75); e testemunha). As coletas de solo foram realizadas aos 7, 15, 30, 60 e 120 dias para avaliação dos parâmetros microbiológicos (carbono da biomassa (Cmic), respiração basal (C-CO₂), quociente metabólico (qCO₂) e microbiano (qMic)) e químicos (amônio (NH₄⁺), nitrato (NO₃⁻) e fósforo (P) disponível). Também foi realizada a avaliação do carbono orgânico total (COT) e particulado (CMOP) e de seus estoques, além da coleta da folha diagnóstica para avaliação nutricional e da planta para estimativa da produção de matéria seca. O desenvolvimento inicial da cana-de-açúcar foi avaliado por meio de análises biométricas, constituídas por altura do colmo (AC), diâmetro do colo (DC) e número de perfilhos (NP), com quatro medições a cada 30 dias após o plantio. O lodo de esgoto isoladamente (L40) demonstrou melhores estimativas de Cmic (273,34 mg kg⁻¹), qCO₂ (0,27 mg C-CO₂ mg⁻¹ Cmic dia⁻¹) e qMic (2,71%) aos 15 dias, indicando que houve uma maior eficiência microbiana na utilização do C proveniente dessa fonte orgânica e nessa dose aplicada. Os maiores valores nos teores de NH₄⁺ e NO₃⁻ foram para os tratamentos B25:L75 (12,15 mg kg⁻¹ aos 7 dias) e L40 (38,51 mg kg⁻¹ aos 30 dias), respectivamente. Para os teores de P, todos os tratamentos com lodo de esgoto e biochar foram eficientes na sua disponibilização, com destaque para o B75:L25 (62,36 mg kg⁻¹) aos 15 dias. O tratamento B20 apresentou os maiores teores de COT (14,72 g kg⁻¹) e estoque de COT (45,32 ton ha⁻¹) em relação aos demais, exceto quando comparado ao L40. Por outro lado, o B20 mostrou o menor valor para CMOP e estoque de CMOP, com cerca de 41,52% e 34,66% menor que a testemunha, respectivamente, o que demonstra a grande estabilidade do biochar utilizado. Houve uma limitação na nutrição da cana-de-açúcar, com resultados inferiores aos teores mínimos recomendados. Porém, os resultados foram similares ao NPK e superiores à testemunha, o que confirma o valor nutricional do lodo de esgoto e do seu biochar. Os parâmetros biométricos não apresentaram diferenças significativas, exceto para a AC, com maiores valores para B20 (209 cm) e NPK (206 cm) aos 120 dias. Para a matéria seca, todos os tratamentos foram superiores à testemunha, sendo notado uma diferença de até 99,40% entre o B75:25 e testemunha, maior e menor valor de média, respectivamente. Conclui-se que a dose aplicada de lodo de esgoto e do seu biochar podem influenciar as características químicas e microbiológicas do solo, com destaque para o L40, o qual possibilitou resultados positivos na maioria dos parâmetros avaliados.

Palavras-chave: Matéria orgânica. Nutrição de plantas. Processamento térmico. Resíduos orgânicos. Solo arenoso.

Sewage sludge and its biochar: Effects on soil chemical and microbiological attributes and on the initial development of sugarcane

ABSTRACT

Population growth has led to a significant increase in daily waste generation, putting pressure on environmental resources and causing degradation processes that result in reduced organic matter content in soils. This problem is aggravated by sugarcane cultivation, especially in sandy soils, requiring mitigating measures. The application of organic waste has emerged as a solution, with particular emphasis on sewage sludge and biochar, which have great agricultural potential. In this context, the objective of this study was to evaluate the impacts of the use of sewage sludge and its biochar on the chemical and biological characteristics of a sandy soil, as well as on the initial development of sugarcane. The experiment was conducted in a greenhouse with a completely randomized design containing 7 treatments (sewage sludge biochar at a dose of 20 t ha⁻¹ (B20); sewage sludge at a dose of 40 t ha⁻¹ (L40); mineral fertilizer (NPK); 40 t ha⁻¹ of the combination of biochar + sludge in the proportions 50%:50% (B50:L50), 75%:25% (B75:L25), 25%:75% (B25:L75); and control). Soil samples were collected at 7, 15, 30, 60 and 120 days to evaluate microbiological (biomass carbon (C_{mic}), basal respiration (C-CO₂), metabolic quotient (qCO₂) and microbial (qMic)) and chemical (ammonium (NH₄⁺), nitrate (NO₃⁻) and available phosphorus (P)) parameters. Total organic carbon (TOC) and particulate organic carbon (CMOP) and their stocks were also evaluated, in addition to the collection of diagnostic leaves for nutritional evaluation and of the plant to estimate dry matter production. The initial development of sugarcane was evaluated through biometric analyses, consisting of stalk height (AC), stem diameter (DC) and number of tillers (NP), with four measurements every 30 days after planting. Sewage sludge alone (L40) showed better estimates of C_{mic} (273.34 mg kg⁻¹), qCO₂ (0.27 mg C-CO₂ mg⁻¹ C_{mic} day⁻¹) and qMic (2.71%) at 15 days, indicating that there was greater microbial efficiency in the use of C from this organic source and at this applied dose. The highest values of NH₄⁺ and NO₃⁻ were for treatments B25:L75 (12.15 mg kg⁻¹ at 7 days) and L40 (38.51 mg kg⁻¹ at 30 days), respectively. For P levels, all treatments with sewage sludge and biochar were efficient in its availability, with emphasis on B75:L25 (62.36 mg kg⁻¹) at 15 days. Treatment B20 presented the highest TOC contents (14.72 g kg⁻¹) and TOC stock (45.32 ton ha⁻¹) in relation to the others, except when compared to L40. On the other hand, B20 showed the lowest value for CMOP and CMOP stock, with approximately 41.52% and 34.66% lower than the control, respectively, which demonstrates the great stability of the biochar used. There was a limitation in the nutrition of sugarcane, with results lower than the minimum recommended levels. However, the results were similar to NPK and higher than the control, which confirms the nutritional value of sewage sludge and its biochar. The biometric parameters did not show significant differences, except for AC, with higher values for B20 (209 cm) and NPK (206 cm) at 120 days. For dry matter, all treatments were superior to the control, with a difference of up to 99.40% being noted between B75:25 and the control, with the highest and lowest average values, respectively. It is concluded that the applied dose of sewage sludge and its biochar can influence the chemical and microbiological characteristics of the soil, with emphasis on L40, which allowed positive results in most of the parameters evaluated.

Keywords: Organic matter. Plant nutrition. Thermal processing. Organic waste. Sandy soil.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Modelo de forno para produção de biochar (A). Adaptado de Silva (2016); forno adaptado utilizado para produção do biochar (B).	27
Figura 2 – Aplicação do óxido de cálcio (A); toletes da cana-de-açúcar RB041443 (B); plantio da cana-de-açúcar (C); e área experimental (D).	29
Figura 3 – Respiração basal (C-CO ₂) em solo arenoso cultivado com cana-de-açúcar tratado com diferentes doses de lodo de esgoto e biochar de lodo de esgoto ao longo do tempo.	34
Figura 4 – Carbono da biomassa microbiana (C _{mic}) em solo arenoso cultivado com cana-de-açúcar submetido à alteração de diferentes doses de lodo de esgoto e biochar de lodo de esgoto ao longo do tempo.	36
Figura 5 – Evolução do quociente metabólico (qCO ₂) em um solo arenoso cultivado com cana-de-açúcar e tratado com diferentes doses de lodo de esgoto e biochar de lodo de esgoto ao longo do tempo.....	40
Figura 6 – Evolução do quociente microbiano (q _{Mic}) em um solo arenoso cultivado com cana-de-açúcar submetido a diferentes doses de lodo de esgoto e biochar de lodo de esgoto ao longo do tempo.....	41
Figura 7 – Teores de amônio (NH ₄ ⁺) e nitrato (NO ₃ ⁻) ao longo do tempo em solo arenoso sob aplicação de diferentes doses de lodo de esgoto e biochar de lodo de esgoto cultivado com cana-de-açúcar.	43
Figura 8 – Teores de fósforo (P) ao longo do tempo em solo arenoso cultivado com cana-de-açúcar sob aplicação de diferentes taxas de lodo de esgoto e biochar de lodo de esgoto.....	49
Figura 9 – Teores de carbono orgânico total (g kg ⁻¹) e carbono orgânico particulado (g kg ⁻¹) em solo arenoso cultivado com cana-de-açúcar submetido a diferentes doses de biochar e lodo de esgoto.	52
Figura 10 – Estoques de carbono orgânico total (ton ha ⁻¹) e de carbono orgânico particulado (ton ha ⁻¹) em solo arenoso cultivado com cana-de-açúcar submetido a diferentes doses de biochar e lodo de esgoto.....	56
Figura 11 – Teores médios de nitrogênio (g kg ⁻¹) e fósforo (g kg ⁻¹) da folha diagnóstica da cana-de-açúcar pelo teste Tukey, a 5% de probabilidade.	58
Figura 12 – Alterações na altura do colmo (AC), diâmetro do colmo (DC) e número de perfilhos (NP) proporcionadas pela aplicação de diferentes taxas de lodo de esgoto e biochar de lodo de esgoto em solo arenoso pelo teste Tukey, a 5% de probabilidade.	63

Figura 13 – Alterações na matéria seca da cana-de-açúcar proporcionadas pela aplicação de diferentes doses de lodo de esgoto e biochar de lodo de esgoto em solo arenoso pelo teste Tukey, a 5% de probabilidade.	67
Figura 14 – Estudo de componentes principais com parâmetros químicos e microbiológicos do solo submetido a diferentes doses de lodo de esgoto e biochar de lodo de esgoto.	69

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Caracterização química e física do Espodossolo Humilúvico utilizado no experimento.....	25
Tabela 2 - Características químicas do lodo de esgoto e do biochar de lodo de esgoto.	28
Tabela 3 - Coeficientes de correlação dos parâmetros químicos e microbiológicos na avaliação final de 120 dias.	60

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	12
1.1	Hipóteses.....	13
1.2	Objetivos.....	13
1.2.1	<i>Objetivo Geral</i>	13
1.2.2	<i>Objetivos Específicos</i>	14
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	15
2.1	Um panorama sobre o cultivo da cana-de-açúcar	15
2.2	Matéria orgânica e solos arenosos.....	16
2.3	Lodo de esgoto e sua utilização na agricultura	18
2.4	Caracterização, qualidade e vantagens do biochar de lodo de esgoto em solos agrícolas	20
2.5	Efeito do biochar de lodo de esgoto nos atributos microbiológicos do solo.....	21
3	MATERIAL E MÉTODOS.....	25
3.1	Modelo experimental e caracterização do solo	25
3.2	Obtenção e caracterização química do biochar e do lodo de esgoto	26
3.3	Condução do experimento	28
3.4	Análise química e física do solo	29
3.5	Coletas do experimento	31
3.5.1	<i>Coleta do solo</i>	31
3.5.2	<i>Coleta da folha e da planta</i>	31
3.6	Análises microbiológicas	31
3.7	Avaliação nutricional, biometria e matéria seca das plantas	32
3.8	Análise de dados	32
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	34
4.1	Efeitos nos atributos microbiológicos e químicos ao longo do tempo.....	34

4.2	Mudanças nos atributos químicos do solo e nutricionais da cana-de-açúcar no período final de avaliação	52
4.3	Efeitos em variáveis biométricas e matéria seca da parte aérea.....	62
4.4	Análise de componentes principais.....	68
5	CONCLUSÕES.....	70
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	72

1 INTRODUÇÃO

O crescimento populacional tem imposto uma necessidade crescente de aumento na produção de alimentos, o que, por sua vez, resulta em transformações significativas no uso da terra e nas práticas agrícolas a fim de atender à demanda alimentar global. Com isso, o manejo inapropriado tem gerado processos degradativos no solo, como o desmatamento e a erosão, gerando perdas significativas nos estoques de nutrientes e na fertilidade, além de diminuir gradativamente a saúde da matéria orgânica e o potencial de recuperação florística do ambiente.

Uma solução sustentável para promover a saúde do solo e manter a produção agrícola elevada é o uso do lodo de esgoto, um resíduo que é subproduto do tratamento das águas das estações de tratamento, o qual apresenta um crescimento linear ao longo dos anos e tem sido utilizado com sucesso na agricultura atualmente. O uso desse resíduo desencadeia inúmeros benefícios ao microbioma do solo, por meio da melhoria na atividade e na abundância de microrganismos edáficos, permitindo-se assim, o fornecimento de nutrientes a culturas de elevado interesse comercial.

O lodo de esgoto apresenta em sua composição uma série de nutrientes, com destaque para nitrogênio e fósforo, além de fornecer um alto índice de matéria orgânica, resultando em acréscimos positivos na produtividade agrícola de países em desenvolvimento. Todavia, a composição do lodo pode variar consideravelmente, podendo conter elementos potencialmente tóxicos e microrganismos patogênicos. No Brasil, a legislação que regula a aplicação do lodo na agricultura é o Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), por meio da instrução normativa nº 498, de 19 de agosto de 2020, a qual define medidas de controle como a estabilização de patógenos e teores máximos de metais pesados em sua composição, visando reduzir os riscos inerentes à aplicação desse resíduo à saúde humana e ao meio ambiente.

Cabe também destacar um subproduto que vem sendo bastante estudado devido a sua grande potencialidade, denominado biochar. Esse material, obtido por meio do processamento térmico (pirólise), é rico em carbono orgânico estável e apresenta um tempo de residência no solo relativamente superior aos demais materiais orgânicos comumente utilizados, o que colabora diretamente para o sequestro e consequente armazenamento de C em longo prazo. Inúmeras são as matérias-primas utilizadas para produção do biochar, como por exemplo, o lodo de esgoto. A depender dos parâmetros envolvidos no processo de produção, a pirólise pode intensificar as características do lodo de esgoto no seu biochar final, conferindo uma

gama de efeitos benéficos, como acréscimos nos teores de matéria orgânica e nutrientes de interesse agrícola, além da retenção desses nutrientes devido sua alta capacidade adsortiva, características que melhoram as comunidades microbianas. Além disso, pode colaborar também na redução dos riscos de contaminação advindos da aplicação isolada do lodo no solo. Tudo isso colabora para a restauração dos processos degradativos e melhorias das características químicas e biológicas dos solos.

No estado de Pernambuco, particularmente na Zona da Mata Norte, os processos degradativos do solo têm se intensificado devido ao cultivo intensivo de cana-de-açúcar. Essa prática agrícola, associada à presença significativa de solos arenosos na região, especialmente nas camadas superficiais, agravam ainda mais essa situação, com redução significativa no armazenamento de carbono. Como consequência, o potencial de resiliência dos solos é comprometido, o que ameaça não apenas a produtividade da cana-de-açúcar, mas também a sustentabilidade agrícola em longo prazo. Assim, este trabalho avaliou a influência do lodo de esgoto e do seu biochar sobre as propriedades do solo, assim como no desenvolvimento inicial da cultura da cana-de-açúcar em solo arenoso no estado do Pernambuco.

1.1 Hipóteses

- A aplicação de biochar de lodo de esgoto isoladamente proporciona uma liberação gradual de nitrogênio (N) e fósforo (P) no solo ao longo do tempo em comparação ao lodo de esgoto, além de aumentar o teor e estoque de carbono orgânico total e particulado.
- O biochar de lodo de esgoto isoladamente proporciona um maior desenvolvimento inicial da cana-de-açúcar em comparação ao lodo de esgoto;
- A aplicação de diferentes doses de lodo de esgoto e do seu biochar aumentam a biomassa (carbono microbiano) e atividade microbiana (emissão de C-CO₂), melhorando os quocientes de saúde do solo (metabólico e microbiano).

1.2 Objetivos

1.2.1 Objetivo Geral

- Avaliar os impactos do uso de lodo de esgoto e do seu biochar nas características químicas e biológicas de um solo arenoso, bem como no desenvolvimento inicial da cana-de-açúcar.

1.2.2 *Objetivos Específicos*

- Avaliar o efeito do uso de diferentes doses de biochar de lodo de esgoto e lodo de esgoto na disponibilização de N e P ao longo do tempo;
- Avaliar as alterações proporcionadas pelo biochar de lodo de esgoto e lodo de esgoto na atividade microbiana em solo cultivado com cana-de-açúcar;
- Avaliar o efeito da utilização de biochar de lodo de esgoto e lodo de esgoto no conteúdo de carbono orgânico total, carbono orgânico particulado e estoques de carbono em solo arenoso cultivado com cana-de-açúcar;
- Comparar o efeito da utilização de diferentes doses de biochar de lodo de esgoto e lodo de esgoto no estado nutricional e no desenvolvimento inicial da cana-de-açúcar.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Um panorama sobre o cultivo da cana-de-açúcar

Inserida no Brasil pelos portugueses no início do século XVI na região litorânea do Nordeste, a cana-de-açúcar (*Saccharum officinarum*) é uma cultura originária da Ásia e que apresentou uma grande adaptabilidade às condições climáticas (CHERUBIN et al., 2021; NASCIMENTO et al., 2019). De grande importância socioeconômica, essa cultura é a matéria-prima fundamental para produção de açúcar, etanol e forragem para alimentação animal, sendo o Brasil o maior produtor mundial, responsável por 40% da produção global (FAO, 2020; GUIMARÃES et al., 2016; SANTOS et al., 2025). A cana-de-açúcar responde por cerca de 85% do consumo mundial de açúcar (SAJID et al., 2023) e, em termos de biomassa, é a maior cultura produzida (XIN et al., 2020).

Estima-se que o Brasil produziu cerca de 713,2 milhões de toneladas de cana-de-açúcar na safra 2023/2024, com um incremento de 24,1% na produção total de açúcar quando comparado à safra anterior, atingindo 45,7 milhões de toneladas (CONAB, 2024). Ainda referente à safra 2023/24, o estado do Pernambuco, com uma área de cerca de 233,7 mil hectares apresentou uma produção de 13.810,2 toneladas (CONAB, 2024). A elevada área agrícola ocupada por essa cultura no estado do Pernambuco contribui diretamente na geração de empregos tanto no campo como na indústria, representando assim grande colaboração social (SIMÕES NETO et al., 2012).

A produtividade média da cana-de-açúcar em Pernambuco ainda é considerada baixa devido a variação ambiental, a qual se expressa na irregularidade das chuvas, podendo ocorrer longos períodos de estiagem, relevo acidentado e diversidade de solos normalmente bastante intemperizados, o que pode limitar a absorção de determinados nutrientes, como o fósforo (DUTRA FILHO; CALSA JÚNIOR; SIMÕES NETO, 2014; SIMÕES NETO et al., 2012). Além disso, as decisões relacionadas a mudanças no uso da terra, práticas de manejo e utilização de subprodutos da agroindústria são pontos cruciais que influenciam diretamente para a sustentabilidade do sistema de produção (CHERUBIN et al., 2021). Nesse aspecto, o cultivo da cana-de-açúcar está associado a diversos processos de degradação da terra em escala global, incluindo a intensa erosão entre sulcos (ABDALLA et al., 2019; BEZERRA; CANTALICE, 2006).

A erosão é uma das causas significativas de degradação ligadas à cana-de-açúcar, prejudicando a sustentabilidade ambiental por meio da perda das propriedades sustentáveis do solo, particularmente em relação ao esgotamento de carbono e redução de nutrientes,

resultando em elevadas quedas na produtividade agrícola (THOMAZ; MARCATTO; ANTONELLI, 2022; RANJAN et al., 2023).

Em um estudo referente a taxa de erosão do solo em sistemas de cultivo de cana-de-açúcar, Thomaz, Marcatto e Antonelli (2022) observaram que a erosão do solo mostrou grande variação, impulsionada pela textura do solo, entre outros. Esses autores constataram que na maioria dos solos onde a fração areia é dominante, a taxa de erosão foi elevada, com uma perda de solo da ordem de $1 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Isso demonstra que os solos arenosos utilizados no cultivo da cana-de-açúcar estão entre os mais suscetíveis à erosão no Brasil (THOMAZ; FIDALSKI, 2020).

Além disso, a maior parte das áreas de cultivo de cana-de-açúcar no Brasil tem utilizado a monocultura e o preparo convencional do solo, caracterizado por uma intensa mecanização em todas as etapas, desde o plantio até a colheita (BARBOSA et al., 2018; MARTÍNI et al., 2020). Como resultados, esses terrenos tendem a exibir baixos níveis de matéria orgânica, uma vez que a atividade agrícola atual não fornece uma entrada de carbono suficiente ao solo, além da perda de matéria orgânica por processos de erosão (MONTGOMERY, 2007). Em ambientes tropicais, por exemplo, estima-se que a quantidade mínima de entrada de carbono necessária para alcançar o equilíbrio dinâmico do carbono no solo seja de $5,1$ a $5,8 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, o que representa um desafio significativo (SÁ et al., 2015; SÁ et al., 2022). Conforme apontam Bednář e Šarapatka (2018), essa redução do teor de matéria orgânica pode representar uma forma ainda mais grave de degradação do solo.

Dessa forma, como alternativa para mitigar esses impactos, destaca-se a adoção de práticas voltadas para a conservação do solo, como a adição de resíduos orgânicos (BRICHI et al., 2023; SEGNINI et al., 2013).

2.2 Matéria orgânica e solos arenosos

A matéria orgânica é um indicador crucial da qualidade do solo e o seu acúmulo é influenciado por uma série de fatores, como vegetação, manejo, clima e tipo de solo (KÖGEL-KNABNER; AMELUNG, 2021; MARZI et al., 2020). As características dos solos relacionadas à matéria orgânica evoluem de forma mais acelerada em comparação a outros processos terrestres, sendo muitas dessas transformações diretamente influenciadas pelas atividades humanas, que impactam significativamente o conteúdo e as propriedades da matéria orgânica no solo (NAVARRO-PEDREÑO; ALMENDRO-CANDEL; ZORPAS, 2021). Incrementos no conteúdo de matéria orgânica podem indicar, por exemplo, melhorias na comunidade microbiana, uma vez que a matéria orgânica atua como uma importante fonte

de energia para os microrganismos do solo. Além disso, ela contribui para a retenção e ciclagem de nutrientes, assim como para a estabilidade dos agregados do solo, promovendo, assim, a saúde e a fertilidade do ecossistema edáfico (LEHMAN et al., 2015).

Nesse contexto, pode-se afirmar que a matéria orgânica é um fator-chave na manutenção da fertilidade do solo devido às inúmeras funções desempenhadas, que vão desde o aumento da capacidade de troca de cátions, infiltração e retenção de água até o fornecimento de nutrientes importantes, como nitrogênio e fósforo (KOPITKE et al., 2019), dada a sua característica de funcionar como o maior reservatório e disponibilidade de nutrientes (GERKE, 2022). Por outro lado, a redução da qualidade e quantidade dessa matéria orgânica propicia efeitos negativos nas funções físicas, químicas e biológicas do solo e aumentam os processos degradativos, como a erosão (FERREIRA et al., 2022). Isso é um reflexo principalmente das atividades antrópicas, as quais vêm ocasionando redução da fertilidade natural e consequente produtividade agrícola (EL-NAGGAR et al., 2019). Esses efeitos negativos podem ser ainda mais acentuados em solos arenosos, tendo em vista que são solos com elevada susceptibilidade a degradação e a consequentes perdas da capacidade produtiva (DONAGEMMA et al., 2016).

Mundialmente, os solos arenosos englobam cerca de 31% da área total da Terra, tendo como características a baixa concentração de carbono orgânico e capacidade de troca catiônica e alta permeabilidade de gases e condutividade hidráulica, reflexo da sua estrutura grosseira (HUANG; HARTEMINK, 2020; ŠIMANSKÝ et al., 2019). No Brasil, esses solos ocorrem em quase todos os estados, com maior predominância nas regiões dos biomas Cerrado e Pampa (DE OLIVEIRA FERREIRA et al., 2021).

Devido aos baixos níveis de matéria orgânica em solos arenosos, a fertilidade tende a ser bastante limitada, fazendo-se necessário a adoção de práticas conservacionistas que possibilitem a manutenção ou melhoria das propriedades, como aumento no conteúdo de carbono orgânico, redução das perdas de solo por erosão e manutenção/aumento do potencial produtivo (CARNEIRO et al., 2020; FERREIRA et al., 2022; PINTO et al., 2023). Nesse contexto, a adição de materiais orgânicos é uma estratégia que pode potencialmente elevar a quantidade de matéria orgânica e propiciar resultados desejáveis como melhorias na qualidade e conservação do solo (JAROSZ et al., 2022; SHARMA et al., 2023; VOLTR et al., 2021).

Diversos materiais orgânicos têm sido utilizados como aditivos de solo, como lodo de esgoto, composto, turfa e esterco, propiciando alterações benéficas nas propriedades do solo, todavia, na maioria dos casos, essas mudanças são de curto prazo (BEDNIK et al., 2020; LARNEY; ANGERS, 2012).

2.3 Lodo de esgoto e sua utilização na agricultura

O processo de industrialização e urbanização desencadeou um aumento substancial na quantidade de águas residuais, ocasionando também um aumento expressivo do número de estações de tratamento de efluentes, tendo como consequência o acúmulo de lodo de esgoto, o qual necessita de um tratamento ou descarte adequado (CHEN et al., 2021; RUSANESCU; RUSANESCU; CONSTANTIN, 2022; XU et al., 2020).

O lodo de esgoto pode ser definido como um produto do tratamento dos esgotos nas Estações de Tratamento e que apresenta uma composição rica em nutrientes, matéria orgânica, assim como elementos tóxicos (LIU et al., 2023). Esse lodo representa em média 1% a 2% do volume de esgoto tratado (CHAMHUM-SILVA et al., 2023) e demanda para o seu tratamento em torno de 40-50% do investimento total nas estações de tratamento (KAZEMI; BADALIANS GHOLIKANDI, 2023).

A composição desse lodo pode variar em relação ao seu local de origem, assim como do seu processo de tratamento (MICHALSKA et al., 2022). O esgoto doméstico, por exemplo, é constituído em geral por resíduos de alimentos, produtos de higiene pessoal e saneamento, enquanto o esgoto industrial pode conter elementos mais danosos, como metais pesados (LU et al., 2019; TIAN et al., 2019).

Registros apontam que mundialmente são produzidos mais de 330 km³/ano de lodo de esgoto (DÍAZ et al., 2019), tendo como principais produtores a Europa, América do Norte e Ásia Oriental (SHADDEL et al., 2019), produzindo os dois primeiros, 40 milhões de toneladas/ano (MARZOUGUI et al., 2022). O gerenciamento desse resíduo varia bastante entre os países a depender do nível de desenvolvimento (SHADDEL et al., 2019). Nos Estados Unidos e Japão, por exemplo, as taxas de reutilização chegam a aproximadamente 94% e 97%, respectivamente, diferentemente da China, onde cerca de 80% é despejado de forma inadequada (ZHEN et al., 2017).

Estima-se que diariamente sejam produzidas cerca de quatro mil toneladas de lodo de esgoto em todo o Brasil (BRASIL, 2017), sendo os aterros sanitários os locais mais comuns de descarte desse resíduo (ZAT et al., 2021), prática que apresenta potencial risco de contaminação do ambiente e consequente redução da disponibilidade de terrenos (MAHATA et al., 2023). A contínua produção de lodo de esgoto também leva a um acréscimo alarmante na relação entre lodo total gerado e lodo gerenciado, o que está levando muitos países a considerarem medidas alternativas para sua deposição (BUTA et al., 2021). Dentre as alternativas, existe a possibilidade de sua utilização como aditivo agrícola, por possibilitar a

reciclagem de nutrientes, devolvendo ao solo os elementos essenciais das plantas e reduzindo consequentemente a necessidade de fertilizantes sintéticos (CHANG et al., 2024; FRANCO et al., 2022).

A utilização agrícola do lodo de esgoto é discutida no Brasil desde a década de 70, todavia, somente a partir da década de 90 que os estudos sobre sua utilização foram intensificados (PUGA et al., 2023). No Brasil, a utilização do lodo de esgoto na agricultura segue a resolução nº 498, de 19 de agosto de 2020 do Conselho Nacional do Meio Ambiente, a qual apresenta medidas de controle como o respeito à concentração máxima de compostos inorgânicos (metais pesados), doses máximas de aplicação e a redução de possíveis agentes patogênicos, visando evitar excessos (CONAMA, 2020).

Em sistemas agrícolas, a utilização do lodo de esgoto pode fornecer importantes compostos de valor agrônômico, como nitrogênio, fósforo, potássio e micronutrientes essenciais ao desenvolvimento das culturas (MADRI; RUBIO-BELLIDO; MORILLO, 2020). Ao ser reaproveitado, o lodo de esgoto tem potencial de elevar a produtividade das culturas bem como reduzir a necessidade de utilização de onerosos fertilizantes e insumos minerais e químicos (COELHO; SILVA; DIAS, 2019).

Contudo, é importante destacar que o lodo de esgoto e outros produtos residuais podem conter poluentes perigosos, tais como metais pesados, microrganismos patogênicos e diferentes contaminantes orgânicos que podem ser prejudiciais não só à saúde do solo, mas também à saúde humana ao serem utilizados como fertilizantes agrícolas (MADRI; RUBIO-BELLIDO; MORILLO, 2020; JANASZEK et al., 2024). Faltam, no entanto, estudos que possibilitem uma avaliação mais criteriosa dos riscos ambientais relativos à aplicação recorrente de lodo de esgoto em solos agrícolas (BREDA et al., 2020).

Vários estudos demonstram os efeitos positivos que o lodo de esgoto pode proporcionar aos solos, como demonstra o trabalho de Rehman et al. (2018), onde puderam constatar um aumento no rendimento de plantas de trigo bem como nas concentrações de fósforo nas plantas com a aplicação de diferentes lodos de esgoto. Silva et al. (2022) trabalhando com diferentes métodos de estabilização de lodo de esgoto evidenciaram que a utilização do lodo tratado quimicamente proporcionou uma maior eficiência na atividade microbiana, aumento na disponibilidade de fósforo no solo, com uma maior absorção desse nutriente, incremento na biomassa da parte aérea e aumento nos rendimentos de grãos do milho. Hamdi et al. (2019), por sua vez, observaram que a aplicação de lodo de esgoto urbano foi capaz de melhorar a fertilidade de dois solos com texturas diferentes (argilo-arenosa e arenosa), assim como um notável incremento na biomassa microbiana e nas atividades

enzimáticas. Os autores puderam constatar ainda que não foram observadas contaminações biológicas e químicas nos solos.

Em resumo, a utilização do lodo de esgoto no solo pode trazer inúmeras vantagens (HOANG et al., 2022), como incrementos no teor de matéria orgânica e nutrientes para as plantas, proporcionando dessa forma, valor econômico a algo que usualmente é classificado como resíduo (MADRI; RUBIO-BELLIDO; MORILLO, 2020).

Na conjuntura de buscas de formas mais estáveis de materiais orgânicos resistentes a degradação biótica e abiótica, recentemente tem-se dado muita atenção ao biochar como um substrato bastante promissor para recuperação dos solos (BEDNIK et al., 2020), constituindo desse modo, em uma outra forma de gerenciamento do lodo de esgoto antes de ser depositado no solo (GOPINATH et al., 2021; PAZ-FERRERO et al., 2012; RACEK et al., 2020).

2.4 Caracterização, qualidade e vantagens do biochar de lodo de esgoto em solos agrícolas

O biochar é um produto sólido, rico em carbono e obtido através da pirólise de uma determinada biomassa (FARHANGI-ABRIZ et al., 2021; ZHANG et al., 2022). Esse processo de pirólise pode ser definido como uma reação endotérmica que permite a transformação da matéria orgânica em três subprodutos: um sólido, chamado de biochar, um de vapor condensável, chamado de bio-óleo e por fim um produto de gás não condensável (BARRY et al., 2019).

A qualidade do biochar produzido está diretamente relacionada com os parâmetros do processo de pirólise (lenta e rápida), qualidade da matéria-prima, taxa de aquecimento e tamanho das partículas, podendo levar um mesmo material a apresentar características diferentes a depender dos parâmetros envolvidos (SINGH et al., 2020). No geral, temperaturas mais elevadas tendem a proporcionar ao biochar produzido um menor rendimento (HASNAIN et al., 2023), porém ocorre um aumento no teor de nutrientes - exceto pelo teor de nitrogênio (HOSSAIN et al., 2020) -, pH (ALGHASHM et al., 2023) e área superficial específica (ANTONANGELO; SUN; ZHANG, 2021).

Diferentemente de outros resíduos (matéria orgânica não pirolisada), o carbono fornecido pelo biochar é mais estável e recalcitrante (EDEH; MASEK; BUSS, 2020), como consequência, ao ser incorporado no solo, a degradação por parte dos microrganismos se torna mais lenta, reduzindo as perdas de carbono para a atmosfera ($C-CO_2$), mantendo-o no solo (PAUSTIAN et al., 2016). Desse modo, o sequestro de carbono é favorecido (AMOAHI-ANTWI et al., 2020).

Huang et al. (2023) utilizaram 9.970 dados observacionais derivados de 592 artigos, obtidos tanto de experimentos de campo quanto controlados em ensaios de laboratório, e concluíram que o biochar pode contribuir na diminuição dos efeitos das mudanças climáticas, elevar a segurança alimentar, produtividade das culturas, carbono orgânico do solo e redução dos gases do efeito estufa.

Devido a possível presença de contaminantes no lodo de esgoto, a sua conversão em biochar pode contribuir enormemente para minimizar os riscos relacionados à utilização direta do lodo na agricultura (ZIELIŃSKA; OLESZCZUK, 2015). Nesse contexto, a pirólise como método de processamento térmico do lodo de esgoto emerge como uma opção expressiva para possibilitar a utilização agrícola desse resíduo, fornecendo vantagens como decréscimos no volume, custos de transporte, erradicação de possíveis microrganismos indesejáveis, poluentes orgânicos bem como estabilização de hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (LIEW et al., 2021; PAZ-FERREIRO et al., 2018). Além disso, os atributos químicos do solo também podem ser beneficiados, como a capacidade de troca de cátions (CTC), principalmente em solos que apresentam baixa capacidade natural de íons e água, fornecendo condições químicas favoráveis para a melhoria da fertilidade do solo e produção vegetal (HAIDER et al., 2017; WANG et al., 2020).

Sousa e Figueiredo (2016), por exemplo, puderam constatar uma elevação na CTC do solo tratado com biochar de lodo de esgoto, com elevação principalmente dos teores de nitrogênio, fósforo disponível, cálcio e magnésio. Chagas et al. (2021) constataram que o biochar de lodo de esgoto, independentemente da temperatura utilizada foi capaz de fornecer nutrientes as plantas de milho. Já Velli et al. (2021), observaram uma grande melhoria nas propriedades do solo com a aplicação de biochar de lodo de esgoto, com incremento nos teores de carbono orgânico total, fósforo disponível e nitrogênio, refletindo em um melhor desenvolvimento das plantas. Quanto à concentração de metais pesados, foram observados valores baixos, não ultrapassando os limites permitidos.

2.5 Efeito do biochar de lodo de esgoto nos atributos microbiológicos do solo

O biochar de lodo de esgoto pode contribuir para melhoria da atividade microbiana por meio de alguns mecanismos, como o fornecimento de nutrientes e micro-habitat devido à elevada área superficial e estrutura porosa, o que colabora para o aumento da densidade populacional (KHAN et al., 2023). Os microrganismos do solo, assim como os seres vivos presentes no solo, reagem sensivelmente às mudanças que ocorrem no ambiente, podendo

antecipar modificações nas funções do ecossistema, fornecendo uma base confiável para a avaliação das propriedades do solo (ZHANG; WANG; FENG, 2021).

Dentre os indicadores biológicos da qualidade do solo, tem-se, por exemplo, a estimativa do carbono da biomassa microbiana e a atividade microbiana pela medição da respiração basal do solo (EBRAHIMI; SARIKHANI; SHIRI, 2022). Além disso, o quociente metabólico e microbiano também são índices da saúde do solo, os quais indicam a possibilidade de perturbações metabólicas microbiana e a efetividade na degradação de compostos orgânicos em função da atividade de microrganismos edáficos, respectivamente (TEIXEIRA et al., 2021). Processos perturbativos nos solos, como erosão, baixa disponibilidade de nutrientes e o desmatamento são fatores-chave no aumento do stress microbiano, os quais reduzem a eficiência microbiana em degradar a matéria orgânica e permitir a ciclagem de nutrientes na ecosfera (ZAIDAN et al., 2023).

Figueiredo et al. (2019) puderam constatar resultados satisfatórios com a aplicação de biochar de lodo de esgoto. Esses autores observaram que o biochar de lodo de esgoto produzido a 300 °C foi capaz de aumentar o carbono da biomassa microbiana comparado aos demais tratamentos (fertilização mineral; biochar produzido a 500 °C; biochar produzido a 300 °C + fertilização mineral; biochar produzido a 500 °C + fertilização mineral; e controle). Resultados satisfatórios também foram encontrados por Ahmad et al. (2022), onde relataram que o biochar de lodo de esgoto promoveu alterações nas características químicas e físicas dos solos, além de melhorar a comunidade bacteriana do solo com aumento da quantidade de microrganismos benéficos para o crescimento das plantas.

Em termos de benefícios às plantas, o biochar pode influenciar diretamente na resistência a doenças e estresses bióticos, maior desenvolvimento, germinação de sementes e floração, como reflexo da melhoria das propriedades do solo induzidas pelo biochar (JOSEPH et al., 2021). Dessa forma, todas essas vantagens obtidas com a aplicação de biochar podem ocasionar um relativo decréscimo na utilização de insumos convencionais, ocasionando efeitos ambientais e econômicos desejáveis (VENTURA et al., 2014). Isso se torna extremamente importante principalmente na região Nordeste do Brasil, tendo em vista que uma variedade de resíduos é continuamente descartada de forma inadequada, como acontece com o lodo de esgoto (ARAÚJO SANTOS et al., 2022).

2.6 Influência do biochar no estoque de carbono do solo

Níveis eminentes de CO₂ na atmosfera têm sido diretamente correlacionados a decréscimos substanciais de carbono do solo (CHEN et al., 2020; SOONG et al., 2021). Isso

porque o solo desempenha papel de suma importância nos ciclos globais do carbono, no qual o seu armazenamento representa 9% da floresta, 72% das áreas úmidas e 47% das pastagens (BOSSIO et al., 2020). Quando ecossistemas naturais são convertidos para uso agrícola, o equilíbrio dinâmico ($dC/dt = 0$) é interrompido, resultando em uma diminuição dos teores de matéria orgânica do solo (CERRI et al., 2008). Nesse aspecto, a agricultura exerce um papel significativo na liberação de carbono, sendo registradas perdas de 30% a 75% do estoque de carbono orgânico originalmente presente no solo, devido ao processo de respiração do solo (SONG et al., 2022).

O estoque de carbono orgânico do solo é reconhecido como o resultado do equilíbrio entre as entradas e saídas de carbono orgânico, incluindo a decomposição realizada por microrganismos (CHEN et al., 2019). Dentre as saídas de carbono, a respiração microbiana do solo gera o maior fluxo de CO_2 nos ecossistemas do solo, podendo alterar significativamente o conteúdo de carbono orgânico do solo e elevar a concentração de CO_2 na atmosfera (SCHLESINGER; ANDREWS, 2000). Estima-se que aproximadamente 122 Mg ha^{-1} de carbono orgânico do solo, até uma profundidade de 1 metro, foram perdidos em mais de 1 milhão de hectares de terra convertida anualmente em pastagens tropicais (BOSSIO et al., 2020). Diante disso, é crucial explorar e adotar estratégias eficazes para reduzir as emissões de carbono, promovendo também o seu sequestro no solo em longo prazo, a fim de capturá-lo de forma estável (LI; TASNADY, 2023).

Para manter o estoque de carbono no solo, a utilização de aditivos orgânicos é amplamente empregada como uma técnica comum para preservar a produtividade do solo, todavia, a rápida mineralização do carbono orgânico, especialmente em condições áridas, eleva o risco de emissões significativas de CO_2 (MOSA et al., 2023). Nesse contexto, o biochar surge como uma estratégia promissora para simultaneamente mitigar o efeito estufa e garantir a estabilidade do estoque de carbono no solo (YIN et al., 2022).

Embora os componentes lábeis do biochar ($\leq 3\%$) sejam rapidamente liberados no solo por meio da erosão físico-química e da assimilação microbiana logo após a aplicação, os componentes recalcitrantes, que constituem a maior parte ($\geq 97\%$), podem se conservar por séculos devido à sua persistência e à proteção proporcionada pelos agregados do solo (JOSEPH et al., 2021; WANG et al., 2020; WANG; XIONG; KUZUYAKOV, 2015). Em uma meta-análise de 24 estudos baseadas em 128 observações sobre a estabilidade de biochar, Wang, Xiong e Kuzyakov (2015) observaram que as taxas de decomposição do biochar variaram consideravelmente de acordo com fatores como o tipo de matéria-prima, parâmetros operacionais, duração da experimentação e teor de argila no solo. Os resultados indicaram um

tempo médio de residência de 108 dias para o carbono lábil e notáveis 556 anos para o carbono estável. Isso sugere que apenas uma pequena fração do biochar é prontamente disponível, enquanto uma parte substancial contribui para o sequestro de carbono em longo prazo (FAWZY et al., 2021).

Estudos recentes apontam que a aplicação de biochar pode aumentar o teor de carbono no solo por meio de efeitos diretos e indiretos. O efeito direto refere-se à adição de carbono estável proveniente do biochar, enquanto o efeito indireto envolve a possível redução da mineralização da matéria orgânica nativa do solo e/ou de resíduos de culturas frescas, um fenômeno conhecido como *priming* negativo (DING et al., 2017; WANG; XIONG; KUZUYAKOV, 2015). A produção de biochar reduz o ciclo de retorno do carbono à atmosfera ao converter parte dele em uma forma estável e resistente à decomposição, evitando assim que uma parcela significativa seja liberada novamente na atmosfera (SALMA; FRYDA; DJELAL, 2024). A magnitude do sequestro de carbono alcançada com o uso de biochar é maior do que a obtida ao incorporar diretamente no solo a biomassa da qual ele é feito, já que esta se degrada completamente em CO₂ e retorna à atmosfera (LEHMANN et al., 2021; PRADHAN; MEENA, 2023).

Blanco-Canqui et al. (2019) observaram que a aplicação de biochar teve um efeito grande e significativo nos estoques de carbono do solo. Esses autores observaram que após 6 anos os estoques de carbono aumentaram em 14,07 Mg ha⁻¹ nas parcelas tratadas com biochar, enquanto nas parcelas não tratadas houve um aumento apenas de 2,25 Mg ha⁻¹. Já Gross, Bromm e Glaser (2021) tendo por base uma síntese de 64 estudos com 734 tratamentos individuais, relataram aumentos no estoque de carbono de 13,0 Mg ha⁻¹ em função da aplicação de biochar. Li et al. (2024) em outra meta-análise tendo por base 476 medições em 101 locais ao redor do globo, observaram alterações significativas com a aplicação de biochar no estoque de carbono, com as médias de 6,13 Mg ha⁻¹ e 7,01 Mg ha⁻¹ sob condições não fertilizadas e fertilizadas com nitrogênio mineral, respectivamente.

Assim, devido ao papel exercido pelo carbono orgânico do solo ao constituir um reservatório essencial de matéria orgânica, nota-se que a adoção de estratégias para ampliar a capacidade dos solos agrícolas de atuarem como sumidouros de carbono tem ganhado destaque e que, devido a isso, muitas literaturas têm sugerido nas últimas duas décadas o possível uso do biochar para sequestro de carbono de longo prazo em diferentes sistemas de manejo (MUNDA et al., 2018).

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Modelo experimental e caracterização do solo

O experimento foi conduzido em casa de vegetação no Departamento de Agronomia da Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE), em Recife. Utilizou-se para isso a camada superficial, de 0-20 cm, de um solo de textura arenosa, oriundo da estação experimental de Itapirema do Instituto Agrônomo de Pernambuco (IPA) e classificado como Espodossolo Humilúvico (EMBRAPA, 2013).

Antes da instalação do experimento, foi realizada a coleta de uma amostra composta do solo para caracterização química e física na camada de 0-20 cm (Tabela 1). A amostra de solo foi seca ao ar, destorroada e passada em peneiras de abertura de 2 mm, obtendo-se a terra fina seca ao ar (TFSA). A partir da TFSA foram determinados os seguintes atributos: pH em água; cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}), potássio (K^+) e sódio (Na^+) trocáveis; fósforo (P) disponível; acidez potencial ($\text{H} + \text{Al}$); amônio (NH_4^+) e nitrato (NO_3^-); alumínio (Al^{3+}) trocável; acidez potencial ($\text{H} + \text{Al}$); cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn) e zinco (Zn); soma de bases (SB), capacidade de troca de cátions potencial (T) e efetiva (t), saturação por bases (V) e saturação por alumínio (m); nitrogênio total (NT); carbono orgânico total (COT) e particulado (CMOP); granulometria (areia, silte e argila); e densidade do solo (Ds).

Tabela 1 - Caracterização química e física do Espodossolo Humilúvico utilizado no experimento.

(continua)

Parâmetro	Unidade	Valor
pH	água (1:2,5)	4,86
Ca^{2+}	$\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$	1,08
K^+	$\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$	0,03
Mg^{2+}	$\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$	0,16
Na^+	$\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$	0,02
P	mg kg^{-1}	1,00
NH_4^+	mg kg^{-1}	2,30
NO_3^-	mg kg^{-1}	4,70
Al^{3+}	$\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$	1,00
($\text{H} + \text{Al}$)	$\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$	5,60
Cu	mg dm^{-3}	0,20
Fe	mg dm^{-3}	24,3
Mn	mg dm^{-3}	1,20
Zn	mg dm^{-3}	10,00
CTC (T)	$\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$	6,89
CTC (t)	$\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$	2,29
SB	$\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$	1,29

Tabela 1 - Caracterização química e física do Espodossolo Humilúvico utilizado no experimento

(conclusão)

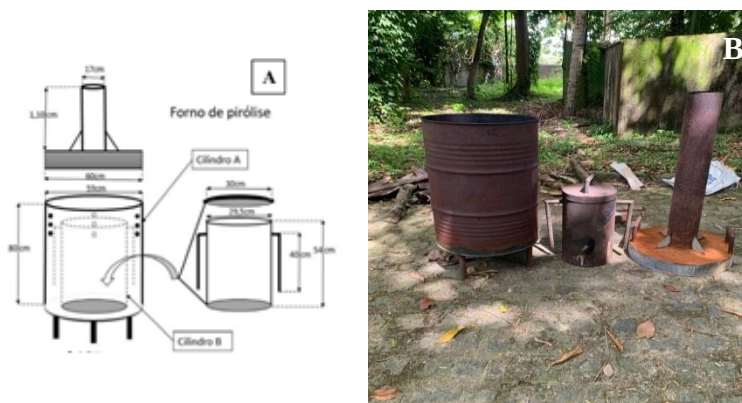
Parâmetro	Unidade	Valor
V	%	18,72
m	%	43,67
NT	g kg ⁻¹	0,74
COT	g kg ⁻¹	10,07
CMOP	g kg ⁻¹	2,10
Areia	g kg ⁻¹	930,90
Silte	g kg ⁻¹	35,18
Argila	g kg ⁻¹	33,92
Ds	kg dm ⁻³	1,54

O delineamento experimental empregado foi o inteiramente casualizado, contendo os seguintes tratamentos: 20 t ha⁻¹ de biochar de lodo de esgoto (B20); 40 t ha⁻¹ de lodo de esgoto (L40); fertilização mineral (NPK); 40 t ha⁻¹ da combinação de biochar + lodo nas relações 50%:50% (B50:L50); 75%:25% (B75:L25) e 25%:75% (B25:L75) e um tratamento testemunha sem adição de fertilizante, perfazendo 7 tratamentos, com 4 repetições, totalizando 28 unidades experimentais. Importante salientar que não foram encontrados trabalhos relacionados a aplicação de biochar de lodo de esgoto na cultura da cana-de-açúcar. A dose de 20 t ha⁻¹ de biochar de lodo de esgoto foi selecionada com base no trabalho de Huang et al. (2023), onde constataram que essa dose proporcionou respostas positivas nos rendimentos das culturas. A dose de lodo de esgoto citada anteriormente foi baseada na melhor dose agronômica obtida no trabalho de Souza et al. (2023). A fertilização mineral com NPK foi realizada com base na caracterização química do solo, seguindo as recomendações do manual de adubação para cana-de-açúcar no estado de Pernambuco (IPA, 2008). Para isso, utilizou-se 88,90 kg ha⁻¹ de ureia; 292,70 kg ha⁻¹ de superfosfato triplo e 133,34 kg ha⁻¹ de cloreto de potássio, 12 dias após o plantio.

3.2 Obtenção e caracterização química do biochar e do lodo de esgoto

O lodo de esgoto doméstico seco foi obtido da empresa Lógica Ambiental, localizada no município de Recife-PE, e parcialmente destinado a produção de biochar. A obtenção do biochar a partir do lodo de esgoto ocorreu por meio de combustão incompleta, utilizando o processo de pirólise lenta, realizado em forno artesanal composto por dois cilindros concêntricos. O forno foi confeccionado com base em um modelo utilizado por Silva (2016) (Figura 1).

Figura 1 – Modelo de forno para produção de biochar (A). Adaptado de Silva (2016); forno adaptado utilizado para produção do biochar (B).



O lodo de esgoto a ser pirolizado foi inserido no cilindro interno, hermeticamente fechado, enquanto o cilindro externo foi preenchido com madeira a fim de possibilitar uma elevada temperatura (400 °C por 1h). Após a pirólise e resfriamento do material, o biochar foi completamente homogeneizado com o auxílio de uma enxada. Em seguida, foram coletadas 10 amostras simples selecionadas aleatoriamente, peneiradas em malha de 2 mm e caracterizadas quimicamente segundo a recomendação do Conama (2020), resolução N° 498 (Tabela 2). Para o lodo de esgoto, também realizou-se a homogeneização com uma enxada e a posterior coleta de 10 amostras simples, as quais foram pulverizadas em almofariz de ágata e peneiradas em peneira de abertura de 0,3 mm (ABNT 50) de aço inoxidável para evitar contaminações. Posteriormente foi feita a digestão a partir de 0,5g de cada amostra utilizando o método 3051A (USEPA, 1998). Os teores médios de potássio (K), sódio (Na), ferro (Fe), manganês (Mn), cobre (Cu), zinco (Zn), cálcio (Ca), fósforo (P), magnésio (Mg), bário (Ba), cádmio (Cd), cromo (Cr), molibdênio (Mo), níquel (Ni) e chumbo (Pb) foram determinados por espectrometria de emissão ótica com plasma (ICP-OES/Optima 7000 Perkin Elmer) e os teores de arsênio (As), mercúrio (Hg) e selênio (Se) determinados por espectrofotometria de absorção atômica.

O carbono orgânico (COT) do biochar e do lodo de esgoto foram determinados pelo método de Walkley-Black segundo a descrição realizada por Yeomans e Bremner (1988) adaptado por Mendonça e Matos (2017) e o nitrogênio (N) de acordo com o método de Kjeldahl (SILVA et al., 2009). A relação C:N foi calculada por meio da relação entre os teores de COT e N e o pH determinado nas relações 1:2,5 (biochar) e 1:10 (lodo de esgoto) (CONAMA, 2020).

Tabela 2 - Características químicas do lodo de esgoto e do biochar de lodo de esgoto.

Parâmetros	Unidade	LE	BL
pH	água (1:10/1:2,5)		6,80
COT	g kg ⁻¹	504,20	590,30
C:N	-	16,55	29,60
Ca ²⁺	g kg ⁻¹	8,79	24
K ⁺	g kg ⁻¹	1,96	
Mg ²⁺	g kg ⁻¹	nd	
P	g kg ⁻¹	3,47	7,10
NT	g kg ⁻¹	30,46	19,94
Fe	g kg ⁻¹	31,55	20
Zn	g kg ⁻¹	1,20	1,19
Cu	mg kg ⁻¹	116,80	122
Mn	mg kg ⁻¹	530	508,50
Cd	mg kg ⁻¹	nd	6
Pb	mg kg ⁻¹	38,70	59,50

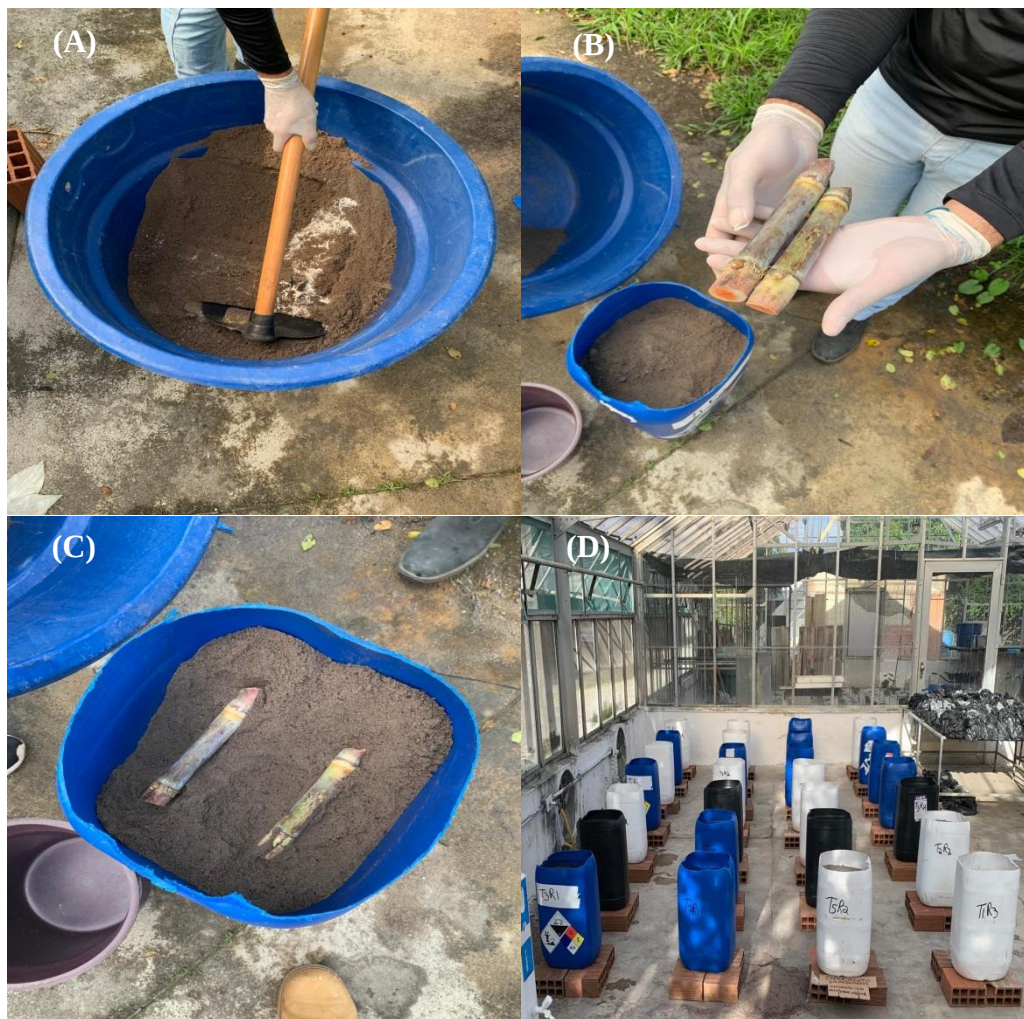
LE: lodo de esgoto; BL: biochar de lodo de esgoto; nd: não detectável.

3.3 Condução do experimento

A cultura escolhida foi a cana-de-açúcar (*Saccharum* spp.), híbrido RB041443, obtida na Estação Experimental de cana-de-açúcar da UFRPE. Inicialmente, foi realizada a correção do pH do solo 30 dias antes do plantio, utilizando-se óxido de cálcio (CaO) na dose de 4,1 t ha⁻¹, determinada pelo método da saturação por bases (RAIJ et al., 1983). Para os tratamentos com lodo de esgoto, foi realizado um pré-tratamento com CaO antes da incorporação ao solo, com o intuito de reduzir a presença de patógenos no material. A quantidade de CaO utilizada correspondeu a 10% da dose aplicada na correção do solo, sendo adicionada duas horas antes do plantio, com o objetivo de elevar o pH do lodo (CONAMA, 2020; SILVA et al., 2021). Posteriormente, os tratamentos foram incorporados ao solo com o auxílio de uma caixa d'água e uma enxada, visando assegurar uma homogeneização completa.

O plantio foi feito em vasos contendo 35 kg de solo, com a inserção de 2 toletes de cana-de-açúcar por vaso, contendo duas gemas cada, posicionados horizontalmente a uma profundidade de 8 cm (Figura 2). Aos 10 dias após o plantio realizou-se o desbaste, mantendo apenas a planta de maior vigor. A adubação mineral foi aplicada em sulcos a aproximadamente 5 cm de distância das plantas recém-brotadas e a uma profundidade de 2 cm.

Figura 2 – Aplicação do óxido de cálcio (A); toletes da cana-de-açúcar RB041443 (B); plantio da cana-de-açúcar (C); e área experimental (D).



Por fim, a irrigação foi realizada utilizando-se água deionizada e com base nas características do solo, aplicando-se uma lâmina até atingir 80 % da capacidade de campo e a água perdida reposta por meio de regas diárias.

3.4 Análise química e física do solo

A caracterização química do solo consistiu na determinação de pH em água na relação 1:2,5 (solo: solução); K^+ e Na^+ trocáveis e P disponível extraídos com solução de Mehlich-1 e determinados por meio de fotometria de emissão de chama e fotocolorimetria, respectivamente; Ca^{2+} e Mg^{2+} trocáveis extraídos por KCl 1 mol L^{-1} e determinados por espectrofotometria de absorção atômica; Al^{3+} trocável determinado pelo método volumétrico por titulação com hidróxido de sódio, após a extração com KCl 1 mol L^{-1} ; $(H + Al)$ por titulação alcalimétrica do extrato após a extração com solução de acetato de cálcio $0,5\text{ mol L}^{-1}$.

¹; N total extraído por digestão sulfúrica, com posterior destilação por arraste de vapores pelo método de Kjeldahl e titulado com solução de HCl 0,01 mol L⁻¹; NH₄⁺ e NO₃⁻ trocáveis extraídos com solução de KCl 1,0 mol L⁻¹ e determinados por destilação por arraste de vapores das soluções e titulado com H₂SO₄ 0,005 M.

Os teores disponíveis de Fe, Mn, Cu e Zn foram extraídos por Mehlich-1 e determinados por espectrofotometria de absorção atômica. Foi utilizada a metodologia proposta por Silva et al. (2009) para todas as análises anteriormente citadas. Com base nesses resultados foram calculados os valores de SB, CTC (T) e CTC (t), V e m.

O COT foi determinado por oxidação via úmida com dicromato em meio ácido, segundo a descrição realizada por Yeomans e Bremner (1988) adaptado por Mendonça e Matos (2017) e o CMOP por meio da oxidação com dicromato de potássio (K₂Cr₂O₇) e posterior titulação com sulfato ferroso amoniacal (Fe(NH₄)₂(SO₄)₂.6H₂O), conforme a metodologia de Cambardella e Elliot (1992) adaptado por Mendonça e Matos (2017). As estimativas dos estoques de COT e de CMOP (Equação 1) foram realizadas conforme De Oliveira Ferreira et al. (2012).

$$\text{Estoque de C} = C * Ds * VPA \quad (1)$$

Onde: Estoque de C (ton ha⁻¹); C é o carbono orgânico total ou carbono orgânico particulado (kg ton⁻¹); Ds é a densidade do solo (ton m⁻³); e VPA é o volume da profundidade de amostragem (0-20 cm) (m³).

A caracterização física consistiu em uma análise granulométrica pelo método do densímetro (DONAGEMMA et al., 2017) e da densidade do solo utilizando o método da proveta (ALMEIDA et al., 2017).

Quanto à capacidade de campo, esta foi estimada por umidade gravimétrica (Equação 2), levando-se em consideração o conteúdo de água retido pelo solo após sofrer saturação por capilaridade e consequente ação da gravidade, até o cessamento da drenagem, a fim de estabelecer a quantidade de água a ser adicionada para atingir 80% da capacidade de campo.

$$Ug(\%) = \frac{MU-MS}{MS} * 100 \quad (2)$$

Onde: Ug é o conteúdo gravimétrico de água no solo (% de massa); MU é a massa da amostra úmida (g) e MS é a massa da amostra seca (g).

3.5 Coletas do experimento

3.5.1 Coleta do solo

O solo foi coletado aos 7, 15, 30, 60 e 120 dias após a aplicação dos tratamentos, com o objetivo de avaliar os parâmetros microbiológicos, NH_4^+ , NO_3^- e P disponível. Utilizou-se para isso, um trado inserido a 20 cm de profundidade (amostra deformada) em cada vaso. Na coleta final, aos 120 dias, também foram avaliados o COT, CMOP e estoques de COT e CMOP.

3.5.2 Coleta da folha e da planta

No período final de 120 dias procedeu-se a coleta das folhas para avaliação nutricional e das plantas para a estimativa da produção de matéria seca. A diagnose foliar foi realizada por meio de amostragem do terço médio das folhas; a amostra foi constituída da coleta da folha diagnóstico - folha +3 (GALLO; ALVAREZ; ABRAMIDES, 1962) de cada planta presente nos respectivos vasos, conforme o método de numeração sugerido por Kuijper (DILLEWIJN, 1952).

3.6 Análises microbiológicas

A avaliação dos indicadores microbiológicos do solo foi realizada por meio da determinação do carbono da biomassa microbiana (C_{mic}), respiração basal do solo (C-CO_2), quociente metabólico (qCO_2) e quociente microbiano (qMic). As amostras coletadas para essas análises biológicas foram mantidas sob refrigeração ($\approx 4^\circ\text{C}$) até o momento da realização das respectivas análises.

O C_{mic} do solo foi determinado pelo método da irradiação-extração descrito por Islam e Weil (1998) e adaptado por Mendonça e Matos (2017), cujo objetivo é o de promover o rompimento celular por meio do uso de energia eletromagnética e posterior quantificação dos teores de carbono, por diferença entre as amostras irradiadas e não irradiadas. A determinação do carbono nos extratos foi realizada segundo a metodologia proposta por Tedesco et al. (1995), adaptado por Mendonça e Matos (2017).

A emissão de C-CO_2 foi estimada a partir de amostras de solo incubada por 7 dias com hidróxido de sódio e posteriormente tituladas com solução ácida. O qCO_2 foi obtido pela relação entre C-CO_2 e o C_{mic} (SILVA; AZEVEDO; DE-POLLI, 2007). O qMic foi calculado com base na relação entre o C_{mic} e o COT (BINI et al., 2014).

3.7 Avaliação nutricional, biometria e matéria seca das plantas

As folhas verdes coletadas foram rapidamente lavadas com água de torneira abundante, enxaguadas com água destilada e posteriormente colocadas para secar em estufa a 60 °C até atingir peso constante. Em seguida foram trituradas em moinho tipo Wiley, passadas em peneira de malha 1,0 mm e por fim armazenadas em sacos plásticos para subsequente análise química.

As amostras foram submetidas à solubilização em solução de HCl 1 mol L⁻¹ e posteriormente aquecidas em banho-maria a 80 °C visando à extração do P. Posteriormente, os teores de P foram determinados por fotolorimetria. Quanto a extração do N, esta se deu por meio de digestão sulfúrica (H₂SO₄ + H₂O₂) seguida de titulometria com solução de HCl 0,01 mol L⁻¹, após destilação por meio do destilador de Kjeldahl. Foram utilizadas as metodologias descritas por Miyazawa et al. (2009).

As análises biométricas foram feitas por meio de quatro medições a cada 30 dias após o plantio. Foram avaliados altura do colmo (AC), diâmetro do colmo (DC) e número de perfilhos (NP) presentes nos vasos. A mensuração da AC procedeu-se com auxílio de uma fita métrica graduada em centímetros, realizando-se a medição a partir da superfície do solo até a região auricular da folha +1 (OLIVEIRA et al., 2010). O DC foi medido em uma altura correspondente a 1/3 do comprimento do colmo, com auxílio de um paquímetro digital graduado em milímetros (LANDELL; SILVA, 1995). Por fim, o NP foi alcançado contando apenas os perfilhos que brotaram a partir do colmo primário.

Aos 120 dias após o plantio, foram coletadas as plantas de cana-de-açúcar presentes em 4 vasos selecionados aleatoriamente na área útil, sendo elas fracionadas e pesadas visando a determinação da matéria fresca. Posteriormente, o material coletado foi acondicionado em saco de papel kraft e posto para secar em estufa a 65 °C até atingir peso constante para determinação da produção de matéria seca.

3.8 Análise de dados

Os resultados foram submetidos à análise de variância e as médias foram comparadas pelo teste de Tukey. Para as variáveis analisadas ao longo do tempo, foi avaliada a interação entre tempo x doses do lodo de esgoto e seu biochar. Já para as demais variáveis, foi considerado apenas o efeito das diferentes doses aplicadas. Realizou-se ainda correlação de Pearson para as variáveis químicas e microbiológicas estudadas. Os dados também foram submetidos a uma análise de componentes principais e extraídas as duas componentes que

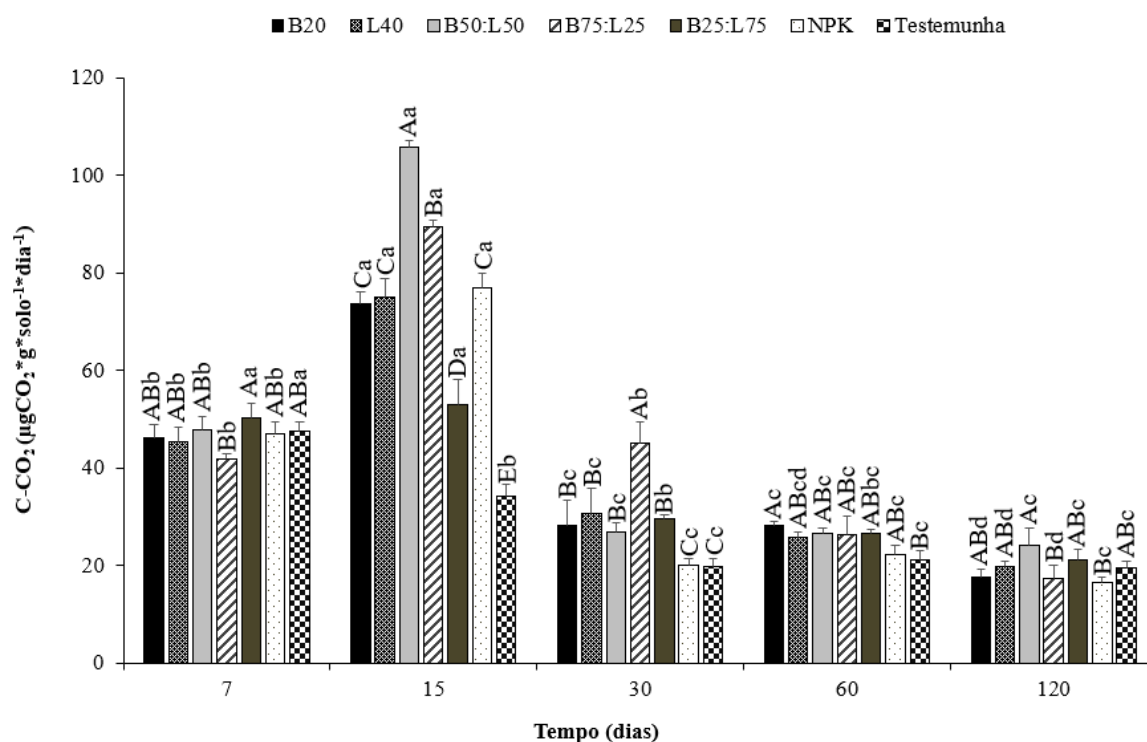
mais representaram o conjunto de dados. Variáveis com carga acima de 0,5 foram consideradas significativas para a definição de cada componente principal. As análises estatísticas foram avaliadas ao nível de 5% de significância. Foram utilizados os softwares Sisvar 5.0 e Minitab.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Efeitos nos atributos microbiológicos e químicos ao longo do tempo

A respiração basal do solo (C-CO₂) não apresentou efeitos significativos aos 7 dias entre os tratamentos avaliados. Diferença significativa foi observada apenas entre os tratamentos B75:L25 e B25:L75, cujos valores foram de 41,77 µg CO₂ g solo⁻¹ dia⁻¹ e 50,14 µg CO₂ g solo⁻¹ dia⁻¹, respectivamente (Figura 3).

Figura 3 – Respiração basal (C-CO₂) em solo arenoso cultivado com cana-de-açúcar tratado com diferentes doses de lodo de esgoto e biochar de lodo de esgoto ao longo do tempo.



As médias seguidas pela mesma letra não diferem pelo teste de Tukey ao nível de significância de 5%. As letras maiúsculas comparam doses em um mesmo tempo e as letras minúsculas comparam a mesma dose em diferentes tempos. As barras de erro indicam o desvio padrão. Biochar de lodo de esgoto – 20 t ha⁻¹ (B20); lodo de esgoto – 40 t ha⁻¹ (L40); biochar + lodo – 40 t ha⁻¹ nas relações 50%:50% (B50:L50); 75%:25% (B75:L25), 25%:75% (B25:L75) e fertilização mineral (NPK).

Diferentemente, aos 15 dias foram registrados aumentos na atividade microbiana, onde o tratamento B50:L50 apresentou o maior valor (105,88 µg CO₂ g solo⁻¹ dia⁻¹), seguido pelo B75:L25 (89,36 µg CO₂ g solo⁻¹ dia⁻¹), enquanto a testemunha exibiu o menor valor (34,25 µg CO₂ g solo⁻¹ dia⁻¹). Nos períodos seguintes, observou-se uma estabilização dos valores, com pequenas variações entre as médias. Aos 30 dias, o tratamento B75:L25 apresentou o maior valor, enquanto a testemunha e o NPK exibiram os menores resultados. No período de 60 dias, não houve diferença significativa entre os tratamentos, exceto entre B20 e a testemunha,

com o primeiro apresentando um valor superior. Na última avaliação, as diferenças foram exibidas apenas na comparação direta entre B50:L50, B75:L25 e NPK, com o tratamento B50:L50 mostrando o valor mais elevado entre os demais ($24,05 \mu\text{g CO}_2 \text{ g solo}^{-1} \text{ dia}^{-1}$).

Ao comparar cada tratamento ao longo do tempo, observou-se que aos 15 dias, todos os tratamentos, exceto a testemunha, apresentaram os maiores aumentos no conteúdo de CO_2 liberado (Figura 3). Esses baixos valores encontrados para o tratamento testemunha evidenciam que o solo não recebeu adições recentes de resíduos orgânicos e que, provavelmente, era caracterizado por compostos orgânicos estáveis (TAMBONE; ADANI, 2017). O tratamento B50:L50 teve o maior acréscimo em relação ao período anterior, com um aumento de 121,64% e uma diferença de até 209% em comparação ao controle no mesmo período. Os demais tratamentos registraram aumentos de 59,97% (B20), 65,71% (L40), 113,93% (B75:L25), 5,86% (B25:L75) e 63,91% (NPK) em relação aos 7 dias. De modo geral, o maior pico de respiração ocorreu aos 15 dias, seguido por uma tendência de queda, atingindo o menor valor aos 120 dias (Figura 3).

O lodo de esgoto, quando incorporado ao solo pode propiciar um aumento da atividade microbiana devido à degradação de substratos facilmente decomponíveis presentes na maioria da sua composição, mas que, no geral, essa atividade posteriormente tende a decrescer como reflexo da redução da disponibilidade de C e outros substratos (DHANKER et al., 2021). Além disso, o biochar também tem sido fortemente apontado como causador de mudanças nas atividades microbianas, o que afeta diretamente as emissões de CO_2 (MUSTAFA et al., 2023).

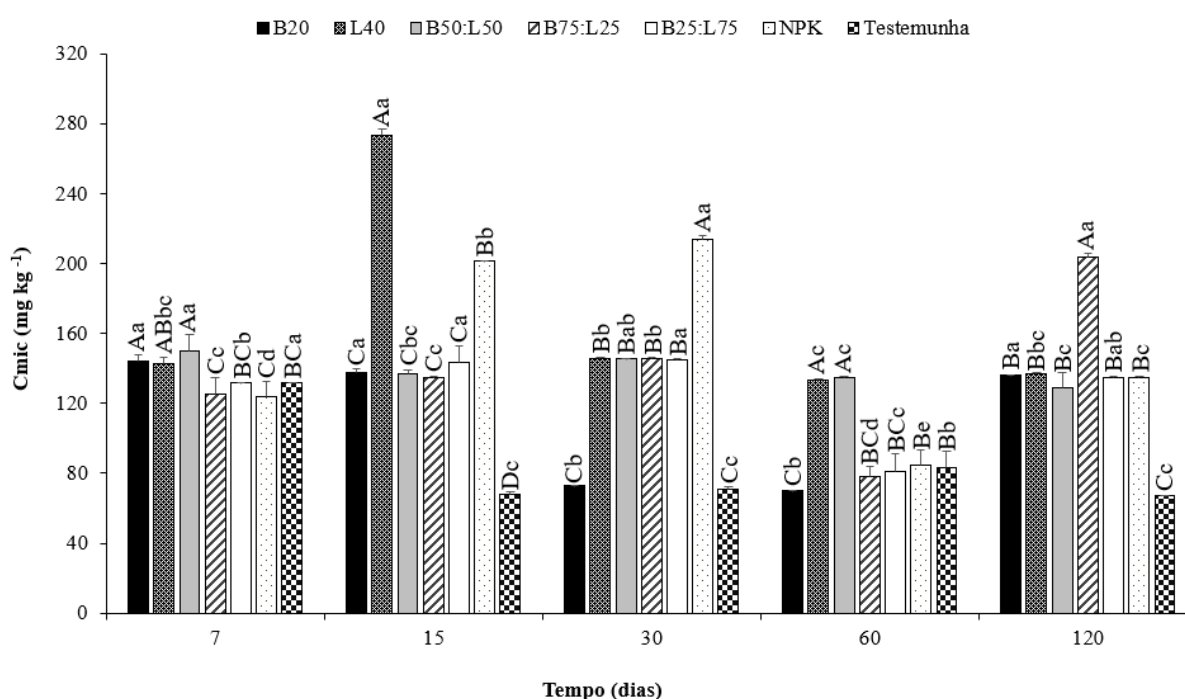
Conforme apontam Smith, Collins e Bailey (2010), o biochar também tem a capacidade de fornecer uma fração lábil de C, oriunda principalmente da incompleta pirólise da biomassa, a qual pode induzir diretamente o desenvolvimento e atividade dos microrganismos do solo, porém, com efeitos não duradouros devido a sua rápida mineralização. Isso é corroborado nos estudos de Hernandez-Soriano et al. (2016), ao descreverem que esse rápido aumento na emissão de C- CO_2 do solo tratado com biochar é devido a pequena existência de carbono mineralizável presente no biochar. Paz-Ferreiro et al. (2012) também relataram aumentos significativos na respiração basal do solo devido a aplicação de lodo de esgoto e biochar de lodo de esgoto em proporções de 4 e 8%, cujos valores eram superiores ao controle, os quais variaram entre 49-85%.

Nesse aspecto, esse aumento constatado no conteúdo de CO_2 evoluído aos 15 dias pode estar relacionado diretamente à maior abundância na densidade das comunidades microbianas, devido à adição de matéria orgânica no solo (HÄRING et al., 2017), especialmente o lodo de esgoto, por ser uma fonte rica em C lábil, e do biochar, que, embora

limitado no fornecimento de C facilmente acessível, pode também promover aumentos na atividade microbiana devido à sua estrutura porosa e à capacidade de melhorar a agregação do solo (SILVA et al., 2024). Dessa forma, conclui-se que a combinação de ambos na proporção B50:L50 contribuíram para as maiores emissões de C-CO₂ ao longo dos períodos avaliados.

Para o carbono da biomassa microbiana (Cmic), assim como para C-CO₂, observou-se pouca variação entre os tratamentos aos 7 dias (Figura 4).

Figura 4 – Carbono da biomassa microbiana (Cmic) em solo arenoso cultivado com cana-de-açúcar submetido à alteração de diferentes doses de lodo de esgoto e biochar de lodo de esgoto ao longo do tempo.



As médias seguidas pela mesma letra não diferem pelo teste de Tukey ao nível de significância de 5%. As letras maiúsculas comparam doses em um mesmo tempo e as letras minúsculas comparam a mesma dose em diferentes tempos. As barras de erro indicam o desvio padrão. Biochar de lodo de esgoto – 20 t ha⁻¹ (B20); lodo de esgoto – 40 t ha⁻¹ (L40); biochar + lodo – 40 t ha⁻¹ nas relações 50%:50% (B50:L50); 75%:25% (B75:L25), 25%:75% (B25:L75) e fertilização mineral (NPK).

Diferenças maiores foram encontradas aos 15 dias, com o tratamento L40 alcançando o maior valor (273,34 mg kg⁻¹) e a testemunha o menor (68,21 mg kg⁻¹). Com exceção do L40 e da testemunha, apenas o tratamento com NPK apresentou diferenças significativas, o qual obteve no período de 15 dias, o segundo maior valor (201,18 mg kg⁻¹).

No terceiro período (30 dias), o tratamento NPK registrou o maior índice de Cmic, com 214,17 mg kg⁻¹, enquanto o B20 e a testemunha apresentaram os menores valores, sem diferença estatística significativa entre si (Figura 4). No período seguinte (60 dias), observou-se uma tendência similar para o tratamento B20, que continuou a apresentar o menor valor.

Em contrapartida, os tratamentos L40 e B50:L50 mostraram valores superiores em relação aos demais (133,70 mg kg⁻¹ e 134,50 mg kg⁻¹, respectivamente). Por fim, aos 120 dias, a testemunha voltou a apresentar o menor valor (67,43 mg kg⁻¹), assim como ocorreu aos 15 e 30 dias, enquanto o tratamento B75:L25 exibiu o maior valor (203,93 mg kg⁻¹). Para os demais tratamentos, não houve diferença significativa nesse período (Figura 4).

Ao comparar cada tratamento ao longo do tempo, observa-se que o L40 alcançou a maior biomassa aos 15 dias, com uma taxa de crescimento de 91,93% em relação ao período anterior e de 300,73% em comparação à testemunha no mesmo intervalo. Nesse mesmo período (15 dias), o NPK foi o segundo tratamento com a maior taxa de crescimento, cerca de 62,58%, enquanto a testemunha registrou a maior taxa de redução, com 48,26%, ambos em relação ao tempo anterior (Figura 4).

Nota-se que aos 30 dias, com exceção do NPK e B75:L25, os tratamentos ou reduziram (B20 e L40) ou mantiveram seus valores de Cmic (B50:L50, B25:L75 e testemunha) em relação ao período anterior (Figura 4). Seguindo a mesma tendência, aos 60 dias, os tratamentos L40, B50:L50, B75:L25, B25:L75 e NPK mostraram redução, tendo apenas a testemunha exibido um aumento. Vale ressaltar que os tratamentos apresentaram os menores valores nesse período, com 70,27 mg kg⁻¹ (B20), 133,70 mg kg⁻¹ (L40), 134,50 mg kg⁻¹ (B50:L50), 77,91 mg kg⁻¹ (B75:L25), 80,98 mg kg⁻¹ (B25:L75), 85,02 mg kg⁻¹ (NPK) e 83,40 mg kg⁻¹ (testemunha). Na avaliação final, o tratamento B75:L25 destacou-se com o maior valor nos últimos 60 dias (203,93 mg kg⁻¹).

Sabe-se que os microrganismos utilizam como fonte de energia e nutrientes uma boa parte dos compostos contidos nos resíduos orgânicos (FERNANDES; BETTIOL; CERRI, 2005). Silva et al. (2024), por exemplo, constataram que os fertilizantes orgânicos, especialmente o lodo de esgoto, contribuem diretamente para o crescimento microbiano. Essa característica do lodo de esgoto se deve principalmente a grande parcela de C lábil presente em sua composição, o que colabora para a rápida mineralização por parte da atividade microbiana do solo (SCOTTI et al., 2016).

Assim como no presente estudo, Dhanker et al. (2021) constataram um aumento no Cmic, com resultados mais satisfatórios no solo tratado com lodo de esgoto. Esses autores observaram que a aplicação de 50 t ha⁻¹ de lodo de esgoto foi capaz de aumentar significativamente o Cmic para 538 mg kg⁻¹ após 2 semanas de incubação, diminuindo gradualmente até 90 dias. Conforme esses autores, isso se deve a grande concentração de matéria orgânica no lodo.

Efeitos semelhantes também foram relatados por Hechmi et al. (2020) ao constatarem maiores taxas de degradação e mineralização da matéria orgânica durante os primeiros 20 dias de incubação do solo com a utilização de lodo de esgoto, seguido posteriormente por um padrão de estabilização após algumas semanas. Conforme Li et al. (2018), o elevado conteúdo de matéria orgânica no lodo colabora como uma fonte latente de energia para os microrganismos, resultando em maiores valores de C_{mic} nos períodos iniciais de incubação, todavia, esse C de fácil acesso tende a decrescer, o que resulta em menor C_{mic} . Isso pode explicar também os baixos valores de C_{mic} encontrados nos tratamentos que continham biochar, tendo em vista que a taxa de decomposição do biochar quando comparado a outros resíduos orgânicos é extremamente baixa, devido ao C mais estável e recalcitrante presente em sua constituição (YOUSAF et al., 2016).

A razão C:N do lodo de esgoto (16,55) reforça os resultados obtidos nesse estudo, indicando uma decomposição da matéria orgânica de forma mais rápida em comparação ao biochar (29,60) (Tabela 2). Dessa forma, os efeitos da aplicação de biochar sobre o C_{mic} tendem a ser mais pronunciados ao longo de um período maior e também podem variar de acordo com a dose de aplicação (FERREIRA et al., 2024), o que corrobora o resultado obtido pelo tratamento B75:L25 somente aos 120 dias (Figura 4).

Cabe também destacar o tratamento NPK, o qual apresentou valores elevados de C_{mic} aos 15 e 30 dias (Figura 4). Esses resultados podem estar relacionados à correção do solo proporcionado pela aplicação de CaO aliado à fertilização mineral, a qual foi realizada 12 dias após o plantio. A aplicação de fertilizantes minerais no solo pode influenciar tanto a biomassa como a composição da microflora do solo (CHU et al., 2007).

Geisseler e Scow (2014), por meio de uma revisão de um total de 107 conjunto de dados apontam que as alterações no ambiente solo advindas da aplicação de fertilizantes, como ureia e amônio, podem impactar significativamente, a curto prazo, a biomassa microbiana. Esses autores observaram que a fertilização proporcionou aumentos significativos no C_{mic} em todos os conjuntos de dados em 15,1% quando comparadas as amostras não fertilizadas, sendo esse efeito dependente do pH (C_{mic} reduziu em pH baixo e aumentou em pH alto), o que aponta que o pH do solo parece exercer um impacto negativo especialmente forte sobre os microrganismos quando está abaixo de um valor limite em torno de 5.

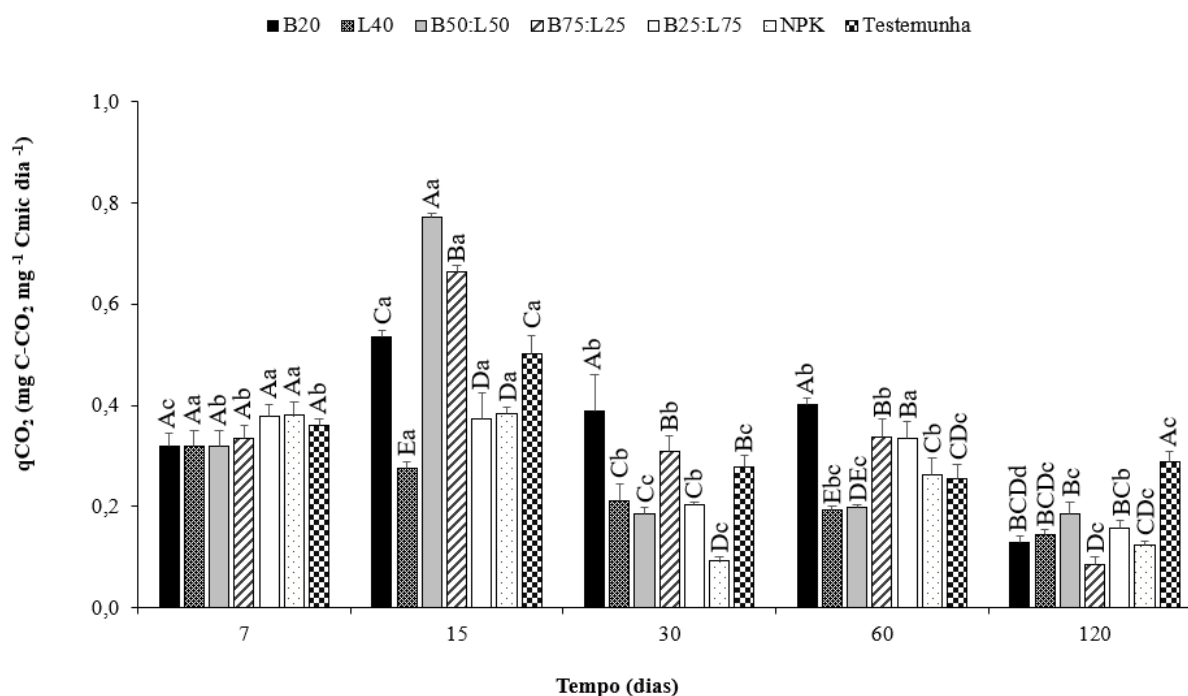
Apesar dos baixos valores de C_{mic} encontrados no presente estudo, principalmente na maior dose de biochar aplicada (B20) aos 30 e 60 dias, ainda assim se assemelharam aos valores encontrados por Silva et al. (2024) e foram superiores aos encontrados por Asirifi et al. (2021). Silva et al. (2024) observaram, após 90 dias da semeadura do milho em um

Argissolo, valores de C_{mic} de 144,66 mg kg⁻¹, 154,44 mg kg⁻¹ e 196,40 mg kg⁻¹ para os tratamentos NPK, biochar de casca de arroz e lodo de esgoto, respectivamente. No presente estudo, após os 90 dias, foram observados valores de 136,01 mg kg⁻¹ (B20), 136,68 mg kg⁻¹ (L40), 128,66 mg kg⁻¹ (B50:L50), 203,93 mg kg⁻¹ (B75:L25), 134,83 mg kg⁻¹ (B25:L75) e 134,75 mg kg⁻¹ (NPK). Essa semelhança pode estar relacionada a mesma temperatura de pirólise utilizada (400 °C) para produção do biochar e da composição mais lábil do lodo de esgoto em ambos os estudos, uma vez que a relação C:N era bastante semelhante. Já Asirifi et al. (2021) relataram valores de C_{mic} de 51,05 mg kg⁻¹, 46,26 mg kg⁻¹, 54,9 mg kg⁻¹, 57,49 mg kg⁻¹, 41,72 mg kg⁻¹ e 41,34 mg kg⁻¹ para os tratamentos irrigado com águas residuais, irrigado com água de torneira, tratado com biochar de casca de arroz, tratado com biochar de casca de arroz combinado com fertilização mineral, controle e fertilização mineral, respectivamente. Os autores atribuem esses menores valores, possivelmente ao método utilizado para determinação do C_{mic} . Comparando novamente com o presente estudo, os valores de C_{mic} variaram de 67,43 mg kg⁻¹ a 273,34 mg kg⁻¹ ao longo dos 120 dias de avaliação.

O C é o principal constituinte do biochar, variando geralmente de 65-90%, o que juntamente com o oxigênio e outros compostos químicos aromáticos auxiliam na sua resistência contra degradação biológica (DHYANI; BHASKAR, 2018). Galvez et al. (2012) também observaram menores valores de C_{mic} com a utilização de biochar em um período de incubação de 30 dias, o que sugere um balanço de C sob degradação lenta presente no biochar. Bruun et al. (2012) constataram valores de C_{mic} quase idênticos ao controle, sem aumentos, mediante a aplicação de biochar de palha de trigo submetido à pirólise lenta. Segundo os autores, isso ocorreu devido a não presença de quase nenhum material de fácil degradação.

Para o quociente metabólico (qCO_2), não foram constatadas diferenças significativas entre os tratamentos aos 7 dias (Figura 5). Notou-se diferença apenas aos 15 dias, período no qual se obteve os maiores valores de qCO_2 , apresentando o tratamento B50:L50 o maior valor e o L40 o menor valor, com 0,77 mg C-CO₂ mg⁻¹ C_{mic} dia⁻¹ e 0,27 mg C-CO₂ mg⁻¹ C_{mic} dia⁻¹, respectivamente. Após os 15 dias houve uma tendência de redução seguida de uma estabilização entre os 30 e 60 dias e redução aos 120 dias, sendo esse o período que apresentou o menor valor para os tratamentos.

Figura 5 – Evolução do quociente metabólico (qCO_2) em um solo arenoso cultivado com cana-de-açúcar e tratado com diferentes doses de lodo de esgoto e biochar de lodo de esgoto ao longo do tempo.



As médias seguidas pela mesma letra não diferem pelo teste de Tukey ao nível de significância de 5%. As letras maiúsculas comparam doses em um mesmo tempo e as letras minúsculas comparam a mesma dose em diferentes tempos. As barras de erro indicam o desvio padrão. Biochar de lodo de esgoto – 20 t ha⁻¹ (B1); lodo de esgoto – 40 t ha⁻¹ (L1); biochar + lodo – 40 t ha⁻¹ nas relações 50%:50% (B50:L50); 75%:25% (B75:L25), 25%:75% (B25:L75) e fertilização mineral (NPK).

O baixo valor encontrado nesse período (15 dias) para o L40 indica que houve uma tendência de menor perda de C na forma de CO₂ pela respiração microbiana. Quanto ao maior valor, Fernandes, Bettiol e Cerri (2005) atestam que teores de qCO_2 elevados podem ser indicativos de perturbação ou desequilíbrio funcional da comunidade microbiana.

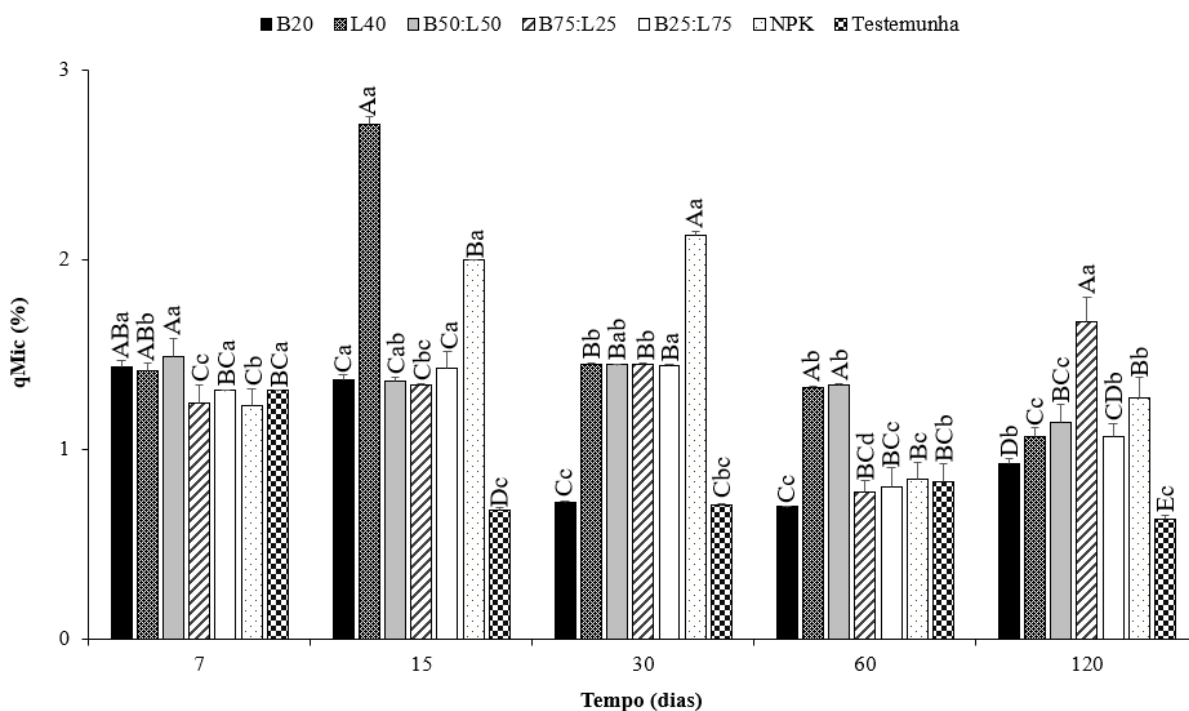
Valores de qCO_2 próximos aos observados nesse estudo também foram relatados por Silva et al. (2022). Todavia, esses autores constataram os maiores valores aos 3 dias após a aplicação de diferentes lodos de esgoto, com 0,42 mg C-CO₂ mg⁻¹ Cmic dia⁻¹ e 0,53 mg C-CO₂ mg⁻¹ Cmic dia⁻¹, diminuindo ao longo dos demais dias. Esses autores observaram essa mesma tendência para Cmic e C-CO₂, o que refletiu nesses maiores valores de qCO_2 nesse período inicial.

Valores crescentes, superiores ao controle, foram constatados por Hersztek-Mierzwa et al. (2017), onde puderam observar que os tratamentos com 0,5% e 2% de diferentes tipos de biochar de lodo de esgoto alcançaram valores superiores ao controle de até 161% e 98%, respectivamente. Esses autores destacaram ainda que valores elevados de qCO_2 sugerem que uma parte significativa dos nutrientes precisa ser metabolizada por microrganismos para

suprir a demanda energética, com apenas uma fração desses nutrientes sendo incorporada à biomassa. Isso ocorre quando substratos facilmente disponíveis são adicionados em condições ambientais favoráveis, e há um fator de estresse (como contaminação por oligoelementos) que leva à morte dos microrganismos. Outra situação seria a presença de um material de difícil degradação, o que desacelera o processo de decomposição e favorece distúrbios metabólicos, indicando uma alta necessidade energética dos microrganismos para se manterem (BUENO et al., 2011; IOCOLI et al., 2019). Isso pode explicar os valores mais elevados naqueles tratamentos que continham biochar. Por outro lado, os menores valores de qCO_2 indicam que os microrganismos nesses solos provavelmente produzem mais biomassa celular por unidade de C degradado, o que sugere um aumento na eficiência do uso de C microbiano (ZHENG et al., 2016).

O quociente microbiano (qMic) apresentou uma tendência similar ao C_{mic} (Figura 4), havendo pouca variação entre os tratamentos aos 7 dias, com o maior valor aos 15 dias (Figura 6).

Figura 6 – Evolução do quociente microbiano (qMic) em um solo arenoso cultivado com cana-de-açúcar submetido a diferentes doses de lodo de esgoto e biochar de lodo de esgoto ao longo do tempo.



As médias seguidas pela mesma letra não diferem pelo teste de Tukey ao nível de significância de 5%. As letras maiúsculas comparam doses em um mesmo tempo e as letras minúsculas comparam a mesma dose em diferentes tempos. As barras de erro indicam o desvio padrão. Biochar de lodo de esgoto – 20 t ha⁻¹ (B20); lodo de esgoto – 40 t ha⁻¹ (L40); biochar + lodo – 40 t ha⁻¹ nas relações 50%:50% (B50:L50); 75%:25% (B75:L25), 25%:75% (B25:L75) e fertilização mineral (NPK).

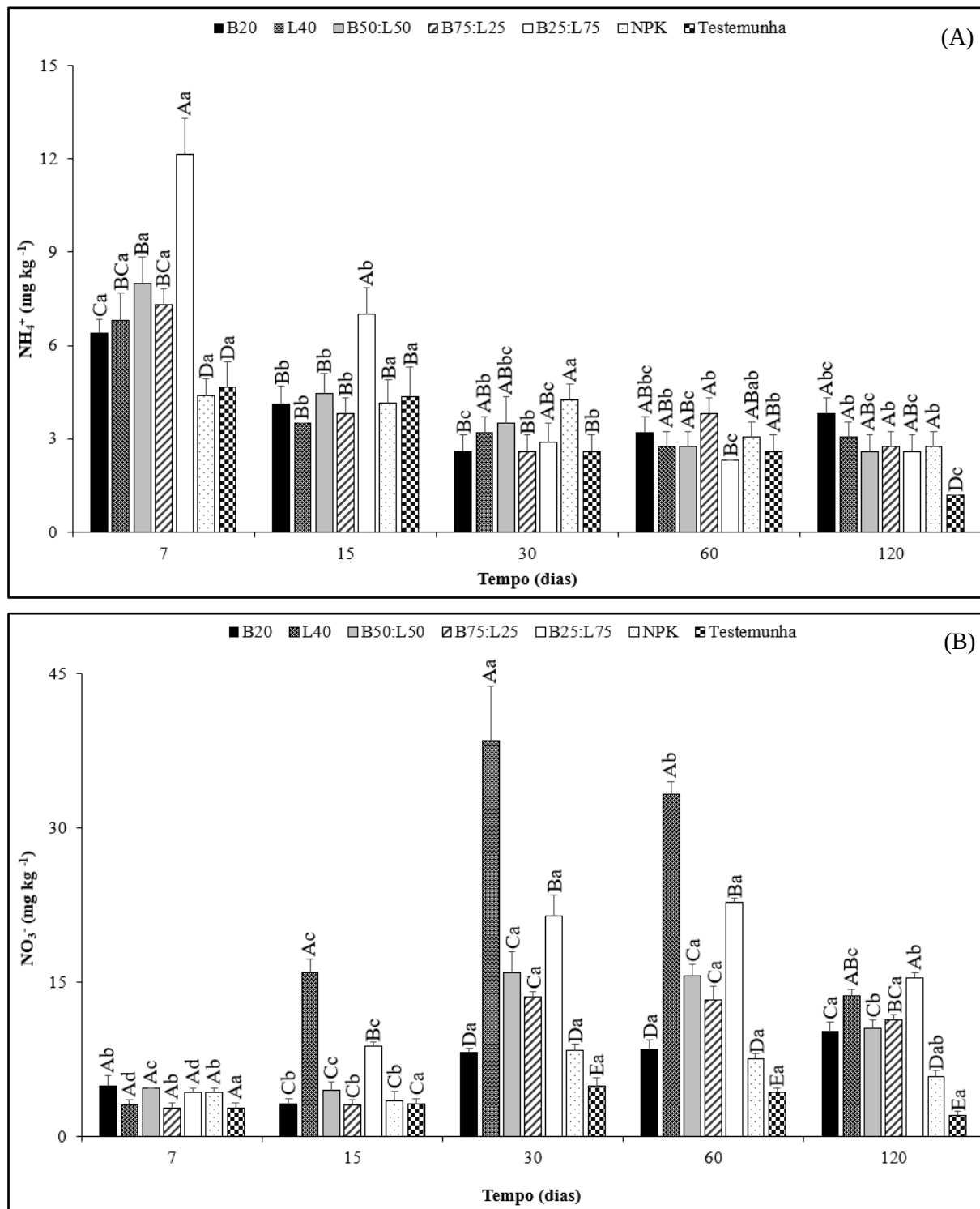
Nesse período (15 dias) o L40 obteve o maior valor (2,71%) dentre os tratamentos e a testemunha o menor valor (0,68%). Para os demais tratamentos, não houve diferença significativa, exceto para o tratamento NPK, o qual obteve o segundo maior valor (2,00%). Aos 30 dias, o tratamento NPK superou os demais, registrando o maior valor, 2,13%, enquanto o B20 e testemunha apresentaram os menores valores, 0,72% e 0,71%, respectivamente. Aos 60 dias os tratamentos L40 e B50:L50 alcançaram os maiores valores de qMic, sem diferenças significativas para os demais. No período final, observou-se que a testemunha continuou a apresentar o menor valor, enquanto o tratamento B75:L25 registrou o maior valor (1,67%). Com o passar do tempo houve uma tendência de redução para os tratamentos, especialmente para o L40, o qual reduziu aos 30, 60 e 120 dias. Essa mudança maior decorre da abundância de C facilmente acessível no lodo de esgoto (TAMBONE; ADANI, 2017).

Silva et al. (2022) trabalhando com lodo de esgoto sob diferentes formas de estabilização também observaram aumento no conteúdo de qMic, com maiores valores sendo constatados aos 3 dias após aplicação de lodo de esgoto tratado quimicamente nas doses de 30 t ha⁻¹ e 40 t ha⁻¹ (3,9% e 3,4%, respectivamente), diminuindo aos 90 dias. Além disso, esses autores constataram que houve uma maior eficiência por parte dos microrganismos na degradação do lodo de esgoto tratado com CaO, semelhante ao observado neste trabalho.

Cabe ainda destacar que a utilização de C pelos microrganismos ocorreu de forma mais gradual naqueles tratamentos que continham biochar, tendo em vista que não foram constatadas diferenças significativas no qMic nas doses aplicadas até os 30 dias, com exceção do B20, o qual diminuiu cerca de 0,65% em relação ao período anterior (15 dias). Conforme destacam Zhou et al. (2017), a aplicação de biochar só propicia diminuição do qMic quando sua composição apresenta grande quantidade de C recalcitrante, o que acaba dificultando elevados valores de Cmic, característica essa, notada no presente estudo (Figura 4).

A aplicação das diferentes doses de lodo de esgoto e do seu biochar proporcionaram variações ao longo do tempo estudado para o teor de amônio (NH₄⁺) (Figura 7A).

Figura 7 – Teores de amônio (NH_4^+) e nitrato (NO_3^-) ao longo do tempo em solo arenoso sob aplicação de diferentes doses de lodo de esgoto e biochar de lodo de esgoto cultivado com cana-de-açúcar.



Efeitos mais proeminentes nos teores de NH_4^+ foram constatadas aos 7 dias, período no qual o tratamento B25:L75 apresentou o maior valor ($12,15 \text{ mg kg}^{-1}$) e a testemunha e NPK os menores valores ($4,67 \text{ mg kg}^{-1}$ e $4,40 \text{ mg kg}^{-1}$). Para os demais tratamentos, diferenças significativas foram notadas apenas quando comparados os tratamentos B50:L50 e B20, maior e menor valor, atingindo $8,00 \text{ mg kg}^{-1}$ e $6,40 \text{ mg kg}^{-1}$, respectivamente. Aos 15 dias, apenas a aplicação do tratamento B25:L75 levou à diferença estatística, tendo novamente obtido o maior valor ($7,00 \text{ mg kg}^{-1}$). Nos demais dias, os tratamentos apresentaram uma tendência similar, com uma diferença significativa observada aos 30 dias apenas na comparação entre NPK, B20, B75:L25 e a testemunha, sendo o NPK o que apresentou o valor mais elevado ($4,25 \text{ mg kg}^{-1}$). Já aos 60 dias notou-se diferença apenas entre o B75:L25 e B25:L75, com valores de $3,80 \text{ mg kg}^{-1}$ e $2,30 \text{ mg kg}^{-1}$, respectivamente. Por fim, aos 120 dias não foram constatadas diferenças significativas entre os diferentes tratamentos, exceto para a testemunha, a qual diferiu de todos os demais, apresentando o menor valor, com $1,20 \text{ mg kg}^{-1}$.

Na comparação de cada tratamento ao longo do tempo para os teores de NH_4^+ , observa-se que o B25:L75 foi o que apresentou as maiores oscilações, com uma redução de até 42,39% dos 7 aos 15 dias e de até 58,57% dos 15 aos 30 dias, sem diferença significativa para os demais períodos (Figura 7A). Todos os demais tratamentos que continham biochar e lodo de esgoto, associados ou não, também apresentaram redução dos 7 aos 15 dias. Essa redução ocorreu nas taxas de 35,93%, 48,68%, 44,25% e 47,94% para B20, L40, B50:L50 e B75:L25, respectivamente. Nos períodos seguintes, apenas os tratamentos B20 e a testemunha apresentaram diferenças significativas, tendo ambos apresentados reduções dos 15 aos 30 dias (36,59% e 40,50% para B20 e testemunha, respectivamente) e apenas a testemunha reduzindo dos 60 aos 120 dias (cerca de 53,85%). Em resumo, os teores de NH_4^+ variaram de $1,20 \text{ mg kg}^{-1}$ a $12,15 \text{ mg kg}^{-1}$, tendo o tratamento B25:L75 apresentado o maior valor, seguido pelas maiores taxas de reduções e de uma estabilização após os 30 dias.

O N é normalmente o nutriente mais limitante para o bom rendimento das culturas (FIGUEIREDO et al., 2020). No contexto da importância desse elemento, trabalhos têm atestado para acréscimos de N no solo mediante a aplicação de lodo de esgoto e do seu biochar. Corrêa, White e Weatherley (2012) relataram valores aumentados de N mineral ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$) após adição de diferentes tipos de lodo de esgoto (a uma taxa de 1 t seca ha^{-1}), variando de 0,0 a $1,32 \text{ mg kg}^{-1}$ em um Espodossolo arenoso e sem incrementos significativos em um Latossolo nas primeiras semanas após a incubação. Esses autores reportaram que o N orgânico representa 99,8-99,9% do N total no lodo de esgoto e que essa quantidade de N

mineral liberada em ambos os solos depende diretamente da decomposição das substâncias que contém N orgânico.

Resumidamente, o N orgânico no solo se decompõe sob ação de ácidos do solo e enzimas para formar pequenos compostos nitrogenados que são subsequentemente convertidos em NH_3^- , tendo parte volatilizada e parte dissolvida na solução do solo e convertido em NH_4^+ , o qual pode tomar alguns caminhos, como ser absorvido pelas culturas, adsorvido e fixado por minerais de argila ou assimilado pelos microrganismos e temporariamente preservado no solo (YE et al., 2020). Em solos tropicais, grande parcela da fração orgânica no lodo de esgoto mineraliza em semanas (RIGBY et al., 2016; CORRÊA; WHITE; WEATHERLEY, 2012). Quanto ao biochar, resultados divergentes sobre os efeitos da mineralização de N podem ser atribuídos às distintas matérias-primas utilizadas na sua produção e aos impactos destas na biomassa microbiana de C e N no solo (FIGUEIREDO et al., 2019).

Aumentos na concentração de N mineral em função do aumento das taxas de aplicação de lodo de esgoto também são relatadas por Corrêa et al. (2023) 1 mês após incorporação do lodo de esgoto no solo e após a germinação do milho. Já Velli et al. (2021) observaram aumentos de 145% no teor de N-NH_4^+ no solo após a incorporação de biochar de lodo de esgoto em comparação ao tratamento controle em um experimento de 4 meses.

Aos 7 dias não foram constatados efeitos no teor de NO_3^- em função dos tratamentos utilizados (Figura 7B). Diferenças são notadas a partir dos 15 dias, período no qual os tratamentos L40 e B25:L75 diferiram entre si e apresentaram valores superiores em comparação aos demais, com $15,97 \text{ mg kg}^{-1}$ e $8,75 \text{ mg kg}^{-1}$, respectivamente. Para os demais tratamentos não foram observadas diferenças significativas. De forma similar ao período anterior, o tratamento L40 apresentou a maior concentração de NO_3^- aos 30 dias, seguido pelo B25:L75. Durante esse período (30 dias), o tratamento testemunha diferiu significativamente dos demais, obtendo a menor média entre todos ($4,88 \text{ mg kg}^{-1}$), seguido pelo NPK ($8,37 \text{ mg kg}^{-1}$) e B20 ($8,15 \text{ mg kg}^{-1}$), os quais não diferiram entre si. Aos 60 dias, os tratamentos seguiram estatisticamente a mesma variação observada aos 30 dias. Por fim, no período final (120 dias), novamente os tratamentos L40 e B25:L75 obtiveram os maiores valores e não diferiram entre si. Nesse período, observou-se que todos os tratamentos foram significativamente superiores à testemunha ($2,04 \text{ mg kg}^{-1}$) e a fertilização mineral ($5,83 \text{ mg kg}^{-1}$).

De forma semelhante, Figueiredo et al. (2019) também observaram níveis mais elevados de NO_3^- no solo com a aplicação isolada de lodo de esgoto após 127 dias de

incubação. Contudo, esses autores constataram que os tratamentos que continham biochar de lodo de esgoto produzido em diferentes temperaturas (300 °C, 400 °C e 500 °C) não aumentaram os níveis de NO_3^- em relação ao controle. Isso pode ter ocorrido devido à redução nos teores de NH_4^+ e NO_3^- com o aumento da temperatura de pirólise de 300 °C para 500 °C em aproximadamente 64% e 91%, respectivamente, quando aplicados no solo. Esses autores ainda ressaltam que os biochars podem liberar N no solo de acordo com alguns fatores, como a matéria-prima de origem, compostos contendo N e sua recalcitrância, relação C:N, condições edafoclimáticas e outros aspectos importantes da pirólise, como tempo de residência e taxa de aquecimento. Nesse contexto, de modo diferente ao observado no estudo anterior, apesar dos menores valores, nesse estudo foram encontradas diferenças significativas entre os tratamentos com biochar de lodo de esgoto e a testemunha.

Comparando cada tratamento ao longo do tempo, observou-se uma concentração superior no teor de NO_3^- apenas para os tratamentos L40 e B25:L75, os quais aumentaram cerca de 423,60% e 105,88% do período inicial de 7 a 15 dias (Figura 7B). Aos 30 dias, todos os tratamentos apresentaram aumentos no teor de NO_3^- , exceto a testemunha, não sendo observadas diferenças significativas ao longo de todo tempo estudado. Para os demais períodos, nota-se uma diminuição com o passar do tempo nos teores de NO_3^- , especialmente para os tratamentos L40, B50:L50 e B25:L75, com uma redução para o L40 de 13,65% dos 30 aos 60 dias e de 58,76% dos 60 aos 120 dias. Quanto ao B50:L50 e B25:L75, não houve diferença significativa entre os 30 e 60 dias, sendo registrado uma taxa de redução de 32,95% e de 32,04% dos 60 aos 120 dias, respectivamente. Essa redução possivelmente pode estar associada a uma absorção do NO_3^- pela cana-de-açúcar. Quanto ao tratamento B20, embora não tenha sido registrado diferença significativa, nota-se um aumento nas médias especialmente do período de 30 a 120 dias, o que sugere uma disponibilização mais lenta e gradual desse nutriente.

A partir dos resultados apresentados, observa-se que o NO_3^- foi a forma de N encontrada em maior abundância no período estudado (Figura 7B). Esses resultados sugerem que ambas as formas de N foram influenciadas pelas diferentes doses de biochar e lodo de esgoto. Conforme apontam He et al. (2016), a nitrificação se refere ao processo de transformação do NH_4^+ em NO_3^- , sendo uma parte de grande importância no ciclo do N. Zheng et al. (2021) afirmam que alguns fatores ambientais como pH, aeração e umidade do solo podem impactar diretamente no processo de nitrificação microbiana. Xu, Fan e Miller (2012) salientam que o NO_3^- é a forma mais predominante em condições de solos aerados, enquanto em solos ácidos e alagados é o NH_4^+ . Isso também é corroborado por Elsalam et al.

(2021), onde acrescentam que o NO_3^- além de ser a forma mais abundante disponível em solos bem arejados é também a forma preferencialmente absorvida pela maioria das culturas.

Silva et al. (2022) avaliando dois métodos de estabilização de lodo de esgoto constataram que os teores de NO_3^- foram maiores após 3 dias da aplicação do lodo de esgoto, com uma concentração alta desse elemento mesmo após 90 dias da utilização do lodo na maior dose (40 t ha^{-1}). Esses autores observaram ainda que a concentração de NH_4^+ , assim como do NO_3^- , foi superior aos 3 dias, diminuindo cerca de 6 vezes após os 15 dias. Tendência similar ocorreu no presente estudo, onde os teores de NH_4^+ para os tratamentos que continham biochar e lodo de esgoto, exclusivo ou associados, foram superiores aos 7 dias, reduzindo cerca de 63,60% após esse período (Figura 7A). Já a concentração de NO_3^- , diferentemente do estudo anterior, apresentou um aumento expressivo somente aos 15 dias, perdurando até os 60 dias (Figura 7B). Essa diferença pode estar relacionada ao ambiente mais favorável fornecido aos microrganismos nitrificantes já no período inicial de incubação, o que possibilitou alterações no teor de NO_3^- aos 3 dias. Outro ponto é que os teores de NH_4^+ observados no estudo anterior foram consideravelmente superiores aos observados nesse estudo, o que pode ter proporcionado maiores teores de NO_3^- em um menor período.

Gonzaga et al. (2021), investigando a disponibilidade de N para plantas de milho tratadas com biochar de lodo de esgoto, observaram que os tratamentos que continham biochar diminuíram a concentração de NH_4^+ no solo em 88% e aumentaram a concentração de NO_3^- em 17%. Esses autores exemplificam que os menores teores de NH_4^+ encontrados podem ser devido às condições de solo melhoradas, como maior porosidade e aeração, características que favorecem as reações de nitrificação ou devido à forte retenção desse nutriente pelo biochar, ou ambos. Quanto ao aumento do teor de NO_3^- , este pode estar relacionado à diminuição de NH_4^+ .

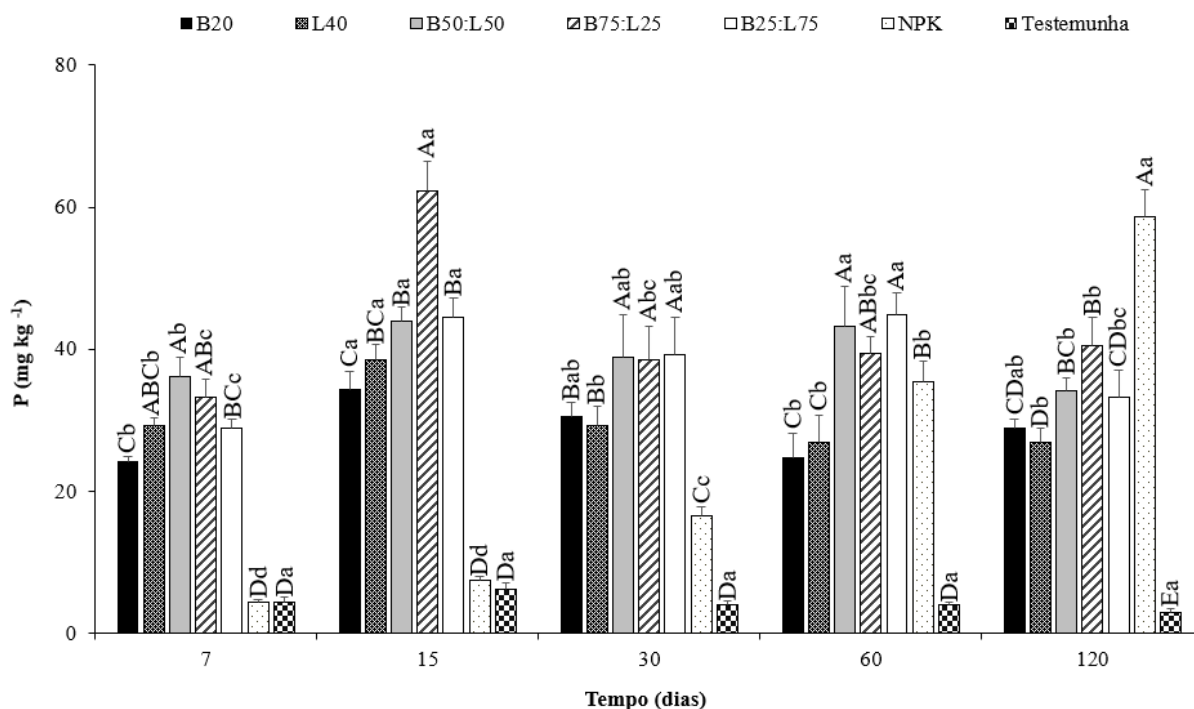
A redução da disponibilidade de N em solos enriquecidos com biochar provavelmente se deve à retenção desse nutriente nas partículas de biochar, um fenômeno associado a diversos mecanismos, como a adsorção de NH_3 e formas orgânicas de N, imobilização de N nos compostos de C lábeis presentes no biochar, além de reações de troca aniônica e catiônica (CLOUGH et al., 2013; HAIDER et al., 2017). Outro ponto é que, dentre os macronutrientes, o N é o elemento mais sensível a temperaturas elevadas (PAZ-FERREIRO et al., 2012), o que explica o menor valor no biochar quando comparado ao lodo (Tabela 1). Adicionalmente, o impacto da adição de biochar nos processos de amonificação e nitrificação pode variar em função não só da temperatura, mas também do tipo de matéria-prima utilizada, uma vez que as propriedades iniciais da matéria-prima influenciam as características finais do biochar, com

maior ou menor disponibilidade de nutrientes, o que acaba ditando os teores totais de elementos importantes, como o N (GUNDALE; DE LUCA, 2006; IPPOLITO et al., 2020).

Figueiredo et al. (2020) observaram que o biochar de lodo de esgoto foi o principal fornecedor de N para o milho, com uma concentração de N total nos solos superior em 0,03% do que na fertilização mineral, o que corresponde a 600 kg ha⁻¹ de N total nos solos, considerando a camada de incorporação do biochar (0-20 cm). Esses autores ainda constataram que mesmo após um período de 2 anos o biochar de lodo de esgoto foi eficiente na melhoria do uso de N pelo milho. Isso pode ser devido à retenção do N na superfície do biochar, que além de diminuir as perdas pode funcionar como um fertilizante com melhor rendimento e em contrapartida melhorar o processo de liberação de N para as plantas (BAI et al., 2015; LIU et al., 2017; WANG et al., 2020). Essas informações sugerem que um período de tempo mais longo poderia levar a melhores resultados na disponibilização de N por parte dos tratamentos que continham biochar, considerando que, conforme relatado anteriormente, o biochar tende a proporcionar uma liberação mais lenta e gradual devido às suas propriedades. Cabe ainda destacar que uma combinação de fertilizantes orgânicos e inorgânicos possivelmente poderia também propiciar maiores teores de N, especialmente nos tratamentos com biochar, tendo em vista que essa combinação é relatada na literatura como incrementadora da mineralização de N em comparação a utilização de fertilizantes orgânicos ou inorgânicos de forma isolada (SARMA et al., 2018).

A partir dos resultados da Figura 8, observa-se que os tratamentos diferiram significativamente entre si ao longo do tempo para os teores de P.

Figura 8 – Teores de fósforo (P) ao longo do tempo em solo arenoso cultivado com cana-de-açúcar sob aplicação de diferentes taxas de lodo de esgoto e biochar de lodo de esgoto.



As letras maiúsculas comparam doses em um mesmo tempo e as letras minúsculas comparam a mesma dose em diferentes tempos pelo teste Tukey, a 5% de probabilidade. As barras de erro indicam o desvio padrão. Biochar de lodo de esgoto – 20 t ha⁻¹ (B20); lodo de esgoto – 40 t ha⁻¹ (L40); biochar + lodo – 40 t ha⁻¹ nas relações 50%:50% (B50:L50); 75%:25% (B75:L25), 25%:75% (B25:L75) e fertilização mineral (NPK).

Aos 7 dias o tratamento B50:L50 apresentou o maior valor de média (36,15 mg kg⁻¹) com diferença significativa dos demais, exceto quando comparado ao L40 e B75:L25. Em relação à testemunha, o B50:L50 apresentou um aumento percentual de 703,33%. Além disso, diferença significativa também pode ser notada entre os tratamentos B75:L25 e B20, tendo o primeiro, valor superior (33,20 mg kg⁻¹ e 24,19 mg kg⁻¹, respectivamente). Nesse período, nota-se ainda que a testemunha e a fertilização mineral foram os tratamentos que obtiveram os menores valores de médias.

O maior pico de teor de P registrado no solo ocorreu aos 15 dias, com o tratamento B75:L25 alcançando 62,36 mg kg⁻¹. Para os demais houve uma mesma tendência observada no período anterior, com exceção do B50:L50 e B25:L75, os quais não diferiram. Os menores valores obtidos no tratamento com NPK nos dois primeiros períodos de avaliação (7 e 15 dias) ocorreram devido à adubação ter sido realizada apenas aos 12 dias após o plantio, com isso, as alterações promovidas no teor de P só foram notadas a partir dos 30 dias (Figura 8).

No período subsequente (30 dias), os maiores valores foram obtidos pelos tratamentos B50:L50, B75:L25 e B25:L75, com 38,98 mg kg⁻¹, 38,50 mg kg⁻¹ e 39,31 mg kg⁻¹, respectivamente, e o tratamento testemunha evidenciando o menor valor de média, com 4,02

mg kg⁻¹. Aos 60 dias, os tratamentos seguiram o mesmo padrão apresentado no período anterior, com a diferença apenas quanto ao tratamento com fertilização mineral, o qual obteve, estatisticamente, o segundo maior valor (35,49 mg kg⁻¹). Ao final de 120 dias, o tratamento com NPK registrou a maior média (58,61 mg kg⁻¹), diferenciando-se significativamente dos demais. Nesse intervalo, assim como nos outros, a testemunha apresentou o menor valor (3,01 mg kg⁻¹), evidenciando a limitação do solo utilizado nesse estudo no fornecimento desse nutriente (Figura 8).

Comparando isoladamente ao longo do tempo, pode-se observar que os tratamentos que continham biochar e lodo de esgoto apresentaram os maiores teores de P aos 15 dias, diferentemente do tratamento NPK, onde juntamente com a testemunha exibiram os menores valores nesse período (Figura 8). Aos 30 dias, apenas os tratamentos L40 e B75:L25 apresentaram uma tendência de declínio no teor de P em relação ao período anterior, nos quais o primeiro e o segundo tiveram uma redução de 23,96% e 38,26%, respectivamente. Isso pode sugerir uma absorção desse elemento por parte das plantas. Comparativamente, o tratamento NPK demonstrou um aumento de 118,54% em relação ao tempo imediatamente anterior (15 dias). Entre os 30 e 60 dias notou-se que apenas o tratamento NPK diferiu significativamente, com um crescimento de 115,10%, similar a taxa de crescimento apresentada entre os 15 e 30 dias. No período final de 120 dias, também se constatou uma diminuição nos valores de P, dessa vez para os tratamentos B50:L50 e B25:L75, com uma taxa de decréscimo de 21,30% e 26,04%, respectivamente (Figura 8). Quanto ao NPK, houve um crescimento de até 65,15% dos 60 aos 120 dias.

Com isso, pode-se inferir que a adubação mineral promoveu crescimento acentuado no teor de P e ocasionou efeitos significativos dos 30 aos 120 dias de avaliação. Isso mostra que a capacidade de armazenamento de P no solo após a fertilização mineral foi alta. Cabe destacar ainda que os tratamentos que continham biochar + lodo foram superiores ao tratamento com fertilização mineral até os 60 dias, independentemente da dose utilizada. Além disso, todos os tratamentos foram eficazes no fornecimento de P ao solo, com exceção da testemunha em todo período analisado e do NPK, dos 7 aos 30 dias (Figura 8). Conforme Sobral et al. (2015), os níveis adequados de P no solo com base no teor de argila situam-se acima de 20 mg dm⁻³. No presente estudo, os teores para os tratamentos que continham biochar e lodo, separados ou associados, variaram de 24,19 a 62,36 mg kg⁻¹.

O P é considerado o segundo nutriente mais importante no crescimento das plantas depois do N (LI et al., 2018). No presente estudo, a transformação de lodo de esgoto em biochar aumentou a concentração de P em 104,60% (Tabela 2), ocasionando reflexos no teor

de P do solo. Esse aumento normalmente tende a ocorrer até a temperatura de 700 °C, período acima do qual as perdas iniciam devido a volatilização (YUAN et al., 2013). Notavelmente, os tratamentos com as maiores doses de biochar e lodo de esgoto (B20 e L40, respectivamente) não diferiram significativamente entre si em nenhum dos 5 períodos avaliados. Nesse contexto, embora o biochar apresentasse maior teor de P do que o lodo de esgoto (Tabela 2), ambos os tratamentos foram similares no fornecimento desse nutriente.

Rehman et al. (2018) também constataram que, após a pirólise, a concentração de P em todos os tipos de biochar de lodo foi aumentada em relação aos seus respectivos lodos de esgoto. Em um estudo com biochar de lodo de esgoto submetido a diferentes temperaturas de pirólise, Yuan et al. (2016) observaram que entre 92% e 98% do P do lodo de esgoto pode permanecer no biochar final. Fachini e Figueiredo (2022) constataram um aumento de até 14% de P_2O_5 no biochar produzido a partir de lodo de esgoto. Esses autores afirmam que o biochar de lodo de esgoto tende a possuir maiores teores de P, o que o torna uma importante fonte para uso como fertilizante fosfatado.

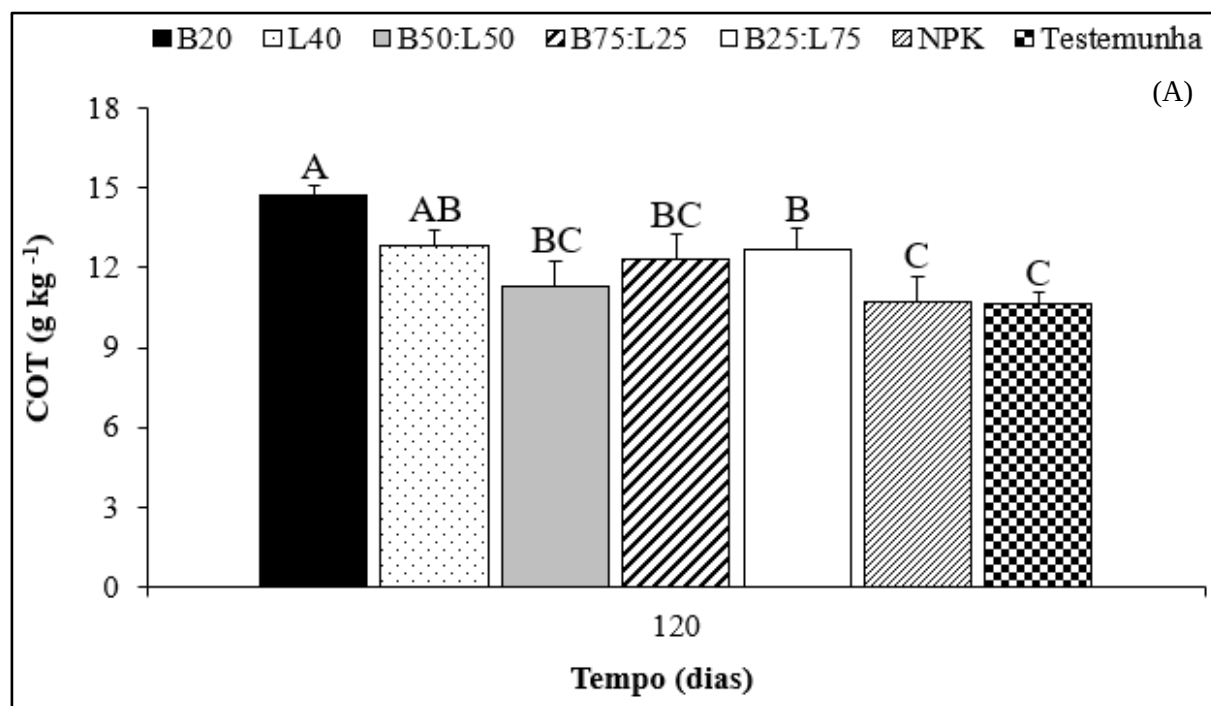
Segundo Figueiredo et al. (2020), enquanto um fertilizante mineral possa fornecer P em formas 100% solúveis e imediatamente disponíveis para as plantas, apenas cerca de 4% do P total no solo fornecido pelo biochar de lodo de esgoto está em uma forma biodisponível, o que pode demonstrar a potencialidade do biochar de lodo de esgoto para atuar como uma fonte de P de liberação lenta, tornando-se desejável principalmente em solos com elevada capacidade de adsorção desse elemento. Dessa forma, como os efeitos do biochar são em longo prazo, com uma disponibilização do P como parte do seu processo de envelhecimento (LI et al., 2019), talvez um período maior de avaliação poderia ocasionar diferenças mais significativas naqueles tratamentos que o continham.

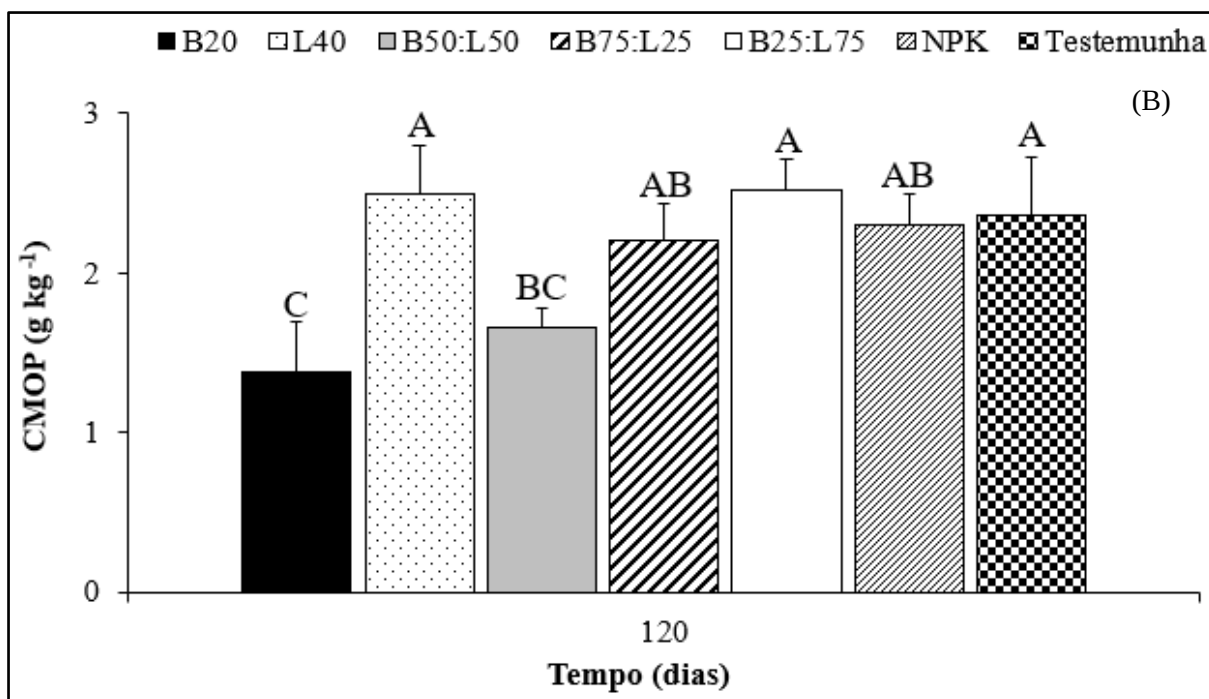
Chagas, Figueiredo e Paz-Ferreiro (2021) constataram aumentos nos teores de P no solo induzidos pelo uso de biochar de lodo de esgoto associados ou não ao NPK em 6-7 vezes em relação ao controle e de 2-3 vezes em relação ao tratamento com fertilização mineral. Já Fachini et al. (2021) observaram que os teores de P disponível no solo nos tratamentos que continham biochar de lodo de esgoto foram cerca de 5 vezes maiores do que os tratamentos controle e com fertilização mineral. Os autores ainda constataram que o biochar de lodo de esgoto teve grande potencial no fornecimento de P disponível no solo mesmo após 1 ano da suspensão do seu fornecimento. Isso reforça a hipótese de que um período maior de avaliação poderia resultar em maiores teores de P nos tratamentos com biochar.

4.2 Mudanças nos atributos químicos do solo e nutricionais da cana-de-açúcar no período final de avaliação

Os teores de carbono orgânico total (COT) diferiram significativamente entre si (Figura 9A). Os maiores teores foram observados para os tratamentos B20 e L40, os quais não diferiram estatisticamente entre si e apresentaram os valores de $14,72 \text{ g kg}^{-1}$ e $12,83 \text{ g kg}^{-1}$, respectivamente, o que representa um aumento de 37,96% para o primeiro e 20,24% para o segundo, quando comparados à testemunha, que apresentou $10,67 \text{ g kg}^{-1}$ ($p < 0,05$), e juntamente com o NPK ($10,71 \text{ g kg}^{-1}$), exibiram os menores valores.

Figura 9 – Teores de carbono orgânico total (g kg^{-1}) e carbono orgânico particulado (g kg^{-1}) em solo arenoso cultivado com cana-de-açúcar submetido a diferentes doses de biochar e lodo de esgoto.





As médias seguidas pela mesma letra não diferem pelo teste de Tukey ao nível de significância de 5%. As barras de erro indicam o desvio padrão. Biochar de lodo de esgoto – 20 t ha⁻¹ (B20); lodo de esgoto – 40 t ha⁻¹ (L40); biochar+ lodo – 40 t ha⁻¹ nas relações 50%:50% (B50:L50); 75%:25% (B75:L25), 25%:75% (B25:L75) e fertilização mineral (NPK).

Esses resultados atestam que não só o biochar, como também o lodo de esgoto na maior dose (L40) podem proporcionar aumentos nos teores de C orgânico em solo arenoso. O lodo de esgoto tende a possuir elevados teores de matéria orgânica e com variadas taxas de decomposição, o que pode possibilitar uma diferença na atividade dos microrganismos (USMAN et al., 2012; PALANSOORIYA et al., 2020). É o que demonstra o estudo de Dhanker et al. (2021), os quais relataram um aumento significativo no COT em um solo franco-arenoso mediante a aplicação de lodo de esgoto, especialmente na maior dose (50 t ha⁻¹). Todavia, após 90 dias de incubação, observou-se um menor teor de COT, o que segundo os autores pode ser devido ao processo de decomposição da matéria orgânica. Além disso, estudos têm demonstrado efeitos positivos no teor de COT mediante a aplicação de lodo de esgoto de modo dependente da dose (DING et al., 2020; ZOGHLAMI et al., 2016).

Quanto ao biochar, Joseph et al. (2020) observaram aumentos significativos no C orgânico do solo devido a adição de biochar de madeira em um experimento de 4 anos. Yang et al. (2024) também constataram aumentos significativos pela aplicação de biochar no COT em solos cultivados com cana-de-açúcar. Esses autores salientam que a porosidade bem desenvolvida do biochar possibilita a adsorção do C orgânico do solo, retendo-o dentro dos poros, o que resulta em decréscimos na sua decomposição por parte dos microrganismos e enzimas extracelulares. Isso é corroborado por Han et al. (2022), ao reafirmarem que a

natureza porosa, assim como a grande área superficial específica do biochar auxiliaram no aumento da proteção do C orgânico do solo e reduz o contato com os microrganismos.

Outro ponto a se destacar, é o chamado efeito *priming* negativo no C orgânico nativo do solo exercido pelo biochar (SHI et al., 2020), o que em outras palavras é uma supressão nas taxas de decomposição do C nativo, o que consequentemente colabora para o acúmulo no solo (PEI et al., 2020). Assim, os menores resultados obtidos para o C_{mic} na maior dose de biochar (Figura 4) podem sugerir que houve esse efeito *priming* negativo no carbono nativo do solo.

Para o carbono orgânico particulado (CMOP), pode-se observar que os menores teores foram obtidos pelo tratamento B20, o qual diferiu significativamente dos demais, exceto quando comparado ao tratamento B50:L50 (Figura 9B). O valor do tratamento B20 foi 41,52% menor do que o observado para a testemunha. Além disso, apenas o tratamento B50:L50 apresentou uma diferença significativa quando comparado aos tratamentos L40, B25:L75 e testemunha.

Esses resultados são devido a composição molecular carbonácea bastante estruturada do biochar (RANGABHASHIYAM et al., 2022), o que ocasiona um grande impacto na decomposição da matéria orgânica e consequentemente possibilita melhorias no armazenamento de C orgânico do solo (ZHAO et al., 2023). Normalmente, além da característica recalcitrante do biochar, a interação da superfície com componentes minerais e a oclusão em microagregados do solo também são responsáveis pela estabilização do biochar no solo (LEHMANN et al., 2007). Assim como no presente estudo, Chen et al. (2019) observaram que a aplicação de biochar nas doses de 20 ton ha⁻¹ e 40 ton ha⁻¹ provocaram uma diminuição significativa no conteúdo de C lábil do solo e aumento no conteúdo de C recalcitrante em um experimento de 20 meses, influenciando diretamente a composição do C orgânico do solo.

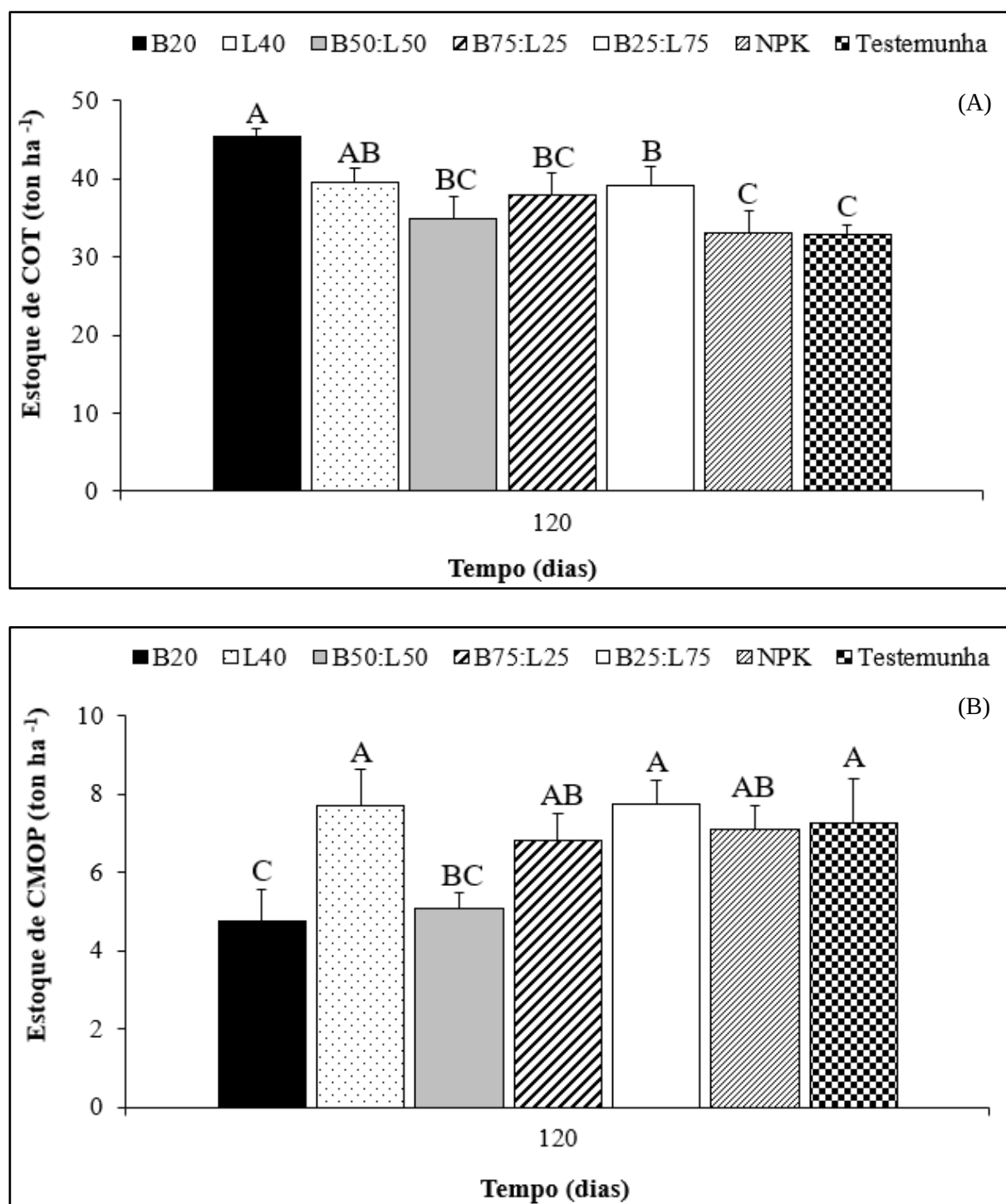
Diversos estudos relatam resultados divergentes. Cooper et al. (2020) observaram aumentos no CMOP e em outras frações agregadas do solo com a aplicação de biochar, enquanto o composto de resíduos sólidos urbanos elevou apenas o armazenamento de C orgânico na fração >53 µm. Plaza et al. (2016) constataram que, após 8 meses, o biochar aumentou os teores de C orgânico, especialmente na fração não protegida pela matriz mineral do solo, além de elevar o conteúdo de matéria orgânica associada aos minerais quando aplicado em conjunto com outras emendas orgânicas. Giannetta et al. (2024) relataram que, em um experimento de 9 anos, o CMOP aumentou 1,3 vezes em solos tratados com biochar e até 1,8 vezes quando combinado com lodo de esgoto. Por sua vez, Shi et al. (2020)

constatarem que, em um experimento de 10 anos com a aplicação de biochar, o conteúdo de C na fração particulada aumentou significativamente, enquanto o C associado aos minerais foi consideravelmente reduzido. Uma explicação plausível seria o tamanho das partículas de biochar utilizadas ($>53\ \mu\text{m}$), que resultou em acúmulo desse material na fração de solo de maior tamanho. Em relação ao C associado aos minerais, a justificativa seria a influência positiva no *priming* exercida pelo biochar em longo prazo no C nativo do solo, tendo em vista que também foram observados aumentos significativos no C_{mic} .

Conforme apontam Zhao et al. (2018), esses efeitos positivos e negativos contraditórios no C lábil podem ser explicados pelas diferentes propriedades físico-químicas e pela estrutura do biochar, assim como pelas características do solo, uma vez que a adição de biochar pode propiciar diretamente uma alteração na composição do C orgânico do solo.

Quanto ao estoque de COT (Figura 10A), as diferenças estatísticas entre os tratamentos seguiram a mesma tendência observada para o COT (Figura 9A), com o tratamento B20 obtendo o maior valor, cerca de 37,92% superior a testemunha. Os valores de estoque de COT foram de $45,32\ \text{ton ha}^{-1}$ (B20), $39,50\ \text{ton ha}^{-1}$ (L40), $34,91\ \text{ton ha}^{-1}$ (B50:L50), $37,87\ \text{ton ha}^{-1}$ (B75:L25), $39,18\ \text{ton ha}^{-1}$ (B25:L75), $32,99\ \text{ton ha}^{-1}$ (NPK) e $32,86\ \text{ton ha}^{-1}$ (testemunha). Esses resultados, portanto, apoiam a primeira hipótese desse estudo e sugerem que a aplicação de biochar na maior dose (B20) pode promover significativamente a capacidade de sequestro de C nas condições desse experimento, sendo uma opção para o aumento do estoque de C.

Figura 10 – Estoques de carbono orgânico total (ton ha^{-1}) e de carbono orgânico particulado (ton ha^{-1}) em solo arenoso cultivado com cana-de-açúcar submetido a diferentes doses de biochar e lodo de esgoto.



As médias seguidas pela mesma letra não diferem pelo teste de Tukey ao nível de significância de 5%. As barras de erro indicam o desvio padrão. Biochar de lodo de esgoto – 20 t ha^{-1} (B20); lodo de esgoto – 40 t ha^{-1} (L40); biochar + lodo – 40 t ha^{-1} nas relações 50%:50% (B50:L50); 75%:25% (B75:L25), 25%:75% (B25:L75) e fertilização mineral (NPK).

Gross et al. (2024) observaram aumentos no estoque de C de 8 Mg ha^{-1} (de 21 para 29 Mg ha^{-1}) com a aplicação de aditivos orgânicos contendo 3 Mg ha^{-1} de biochar e de até 61 Mg

ha⁻¹ (de 22 para 83 Mg ha⁻¹) com a aplicação de aditivos orgânicos contendo 40 Mg ha⁻¹ de biochar em solo arenoso, sendo seguido por quedas no estoque ao longo dos demais anos, todavia, ainda assim superior ao tratamento controle após nove anos na maior dose aplicada (40 Mg ha⁻¹).

Segundo Huang e Xiao (2024), o aumento do estoque de C após a aplicação de biochar pode ser explicado por fatores como efeito de *priming* negativo, fornecimento de nutrientes e modificações químicas (CTC, pH, condutividade elétrica), o que propicia o crescimento das plantas e possibilita que mais CO₂ seja capturado da atmosfera. Em cenários de curto prazo, o efeito de *priming* positivo pode ocorrer devido à lixiviação de C lábil do biochar, que é consumido por microrganismos oportunistas, resultando na produção aumentada de gases de efeito estufa (RASUL et al., 2022). Todavia, em cenários de longo prazo, a matéria orgânica enterrada pode ser preservada devido ao efeito de *priming* negativo causado pelo biochar, que reduz a decomposição e protege o C no solo (HUANG; XIAO, 2024).

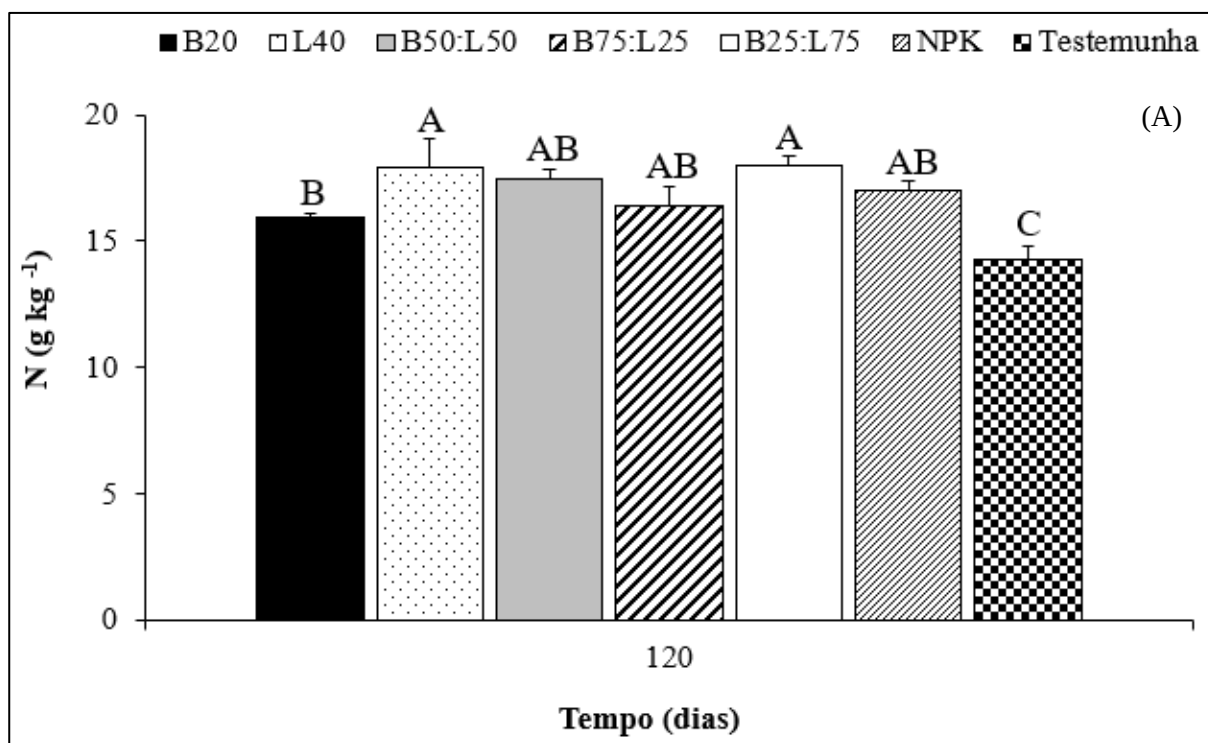
A utilização de biochar para elevar o armazenamento de C é documentada em vários estudos. Chen et al. (2018) observaram melhorias no armazenamento total de C pela aplicação de biochar de lodo de esgoto e lodo de esgoto em um estudo de 11 meses com telhados verdes na China. Eles puderam constatar aumentos no armazenamento de C em comparação ao tratamento controle, variando de 6,4 a 35,7% para o lodo de esgoto e de 18,8 a 68,5% para o biochar de lodo de esgoto. Os autores destacam que o solo tratado com biochar apresenta maior potencial para armazenamento de C em comparação ao solo corrigido apenas com lodo de esgoto devido ao longo tempo de permanência do C no solo tratado com biochar. Já Xu et al. (2020) em um experimento de 24 meses, puderam constatar aumentos no estoque de C orgânico do solo, em comparação ao tratamento controle, pela aplicação de biochar de folhas de bambu de 26,60% e 7,07% com a utilização de 5 Mg ha⁻¹ e 15 Mg ha⁻¹, respectivamente. Essas informações sugerem que uma resposta significativa poderia ser obtida em um maior período de avaliação para o tratamento B20 em comparação ao L40.

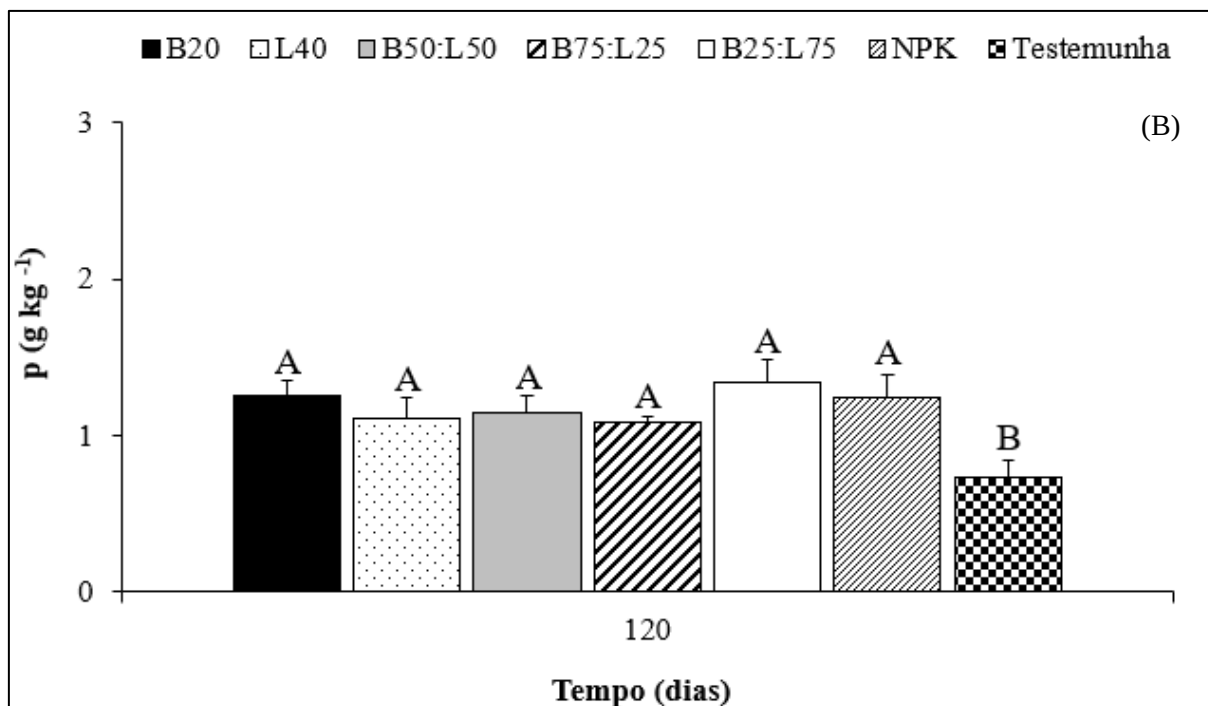
Para o estoque de CMOP (10B), observou-se diferenças similares entre os tratamentos quando comparados ao CMOP (9B). Os menores valores observados para a maior dose de biochar aplicada (B20) indicam a alta estabilidade do biochar utilizado no presente estudo. Figueiredo et al. (2019) observaram que biochar de lodo de esgoto produzido em uma temperatura mais baixa propiciou aumentos nas frações lábeis da matéria orgânica do solo, especificamente o C_{mic}, evidenciando sua capacidade de fornecer nutrientes a curto prazo. No mesmo estudo, os autores constataram que o biochar produzido em temperaturas mais altas aumentou as frações mais estáveis da matéria orgânica, levando a conclusão de que a

temperatura de pirólise é um fator-determinante no potencial do biochar para acumular C em frações lábeis ou estáveis. Gross et al. (2024) avaliando a estabilidade de longo prazo do biochar e do C orgânico do solo, constataram que as partículas de biochar envelhecidas perderam especialmente compostos de C lábeis, enquanto os compostos estáveis persistiram. Segundo esses autores, depende diretamente das propriedades do biochar e do solo, como textura do solo e teor de C do biochar, se os estoques de C são estáveis em longo prazo e se a dissipação do biochar pode ser mitigada.

Na avaliação nutricional da planta a partir da folha diagnóstica, verificou-se que o teor de N nas folhas da cana-de-açúcar produzidas com L40 e B25:L75 foi maior do que naquele produzido com B20 (Figura 11A). Para os demais tratamentos não houve diferença significativa, exceto a testemunha, a qual diferiu de todos e apresentou o menor teor.

Figura 11 – Teores médios de nitrogênio (g kg^{-1}) e fósforo (g kg^{-1}) da folha diagnóstica da cana-de-açúcar pelo teste Tukey, a 5% de probabilidade.





As barras de erro indicam o desvio padrão. Biochar de lodo de esgoto – 20 t ha⁻¹ (B20); lodo de esgoto – 40 t ha⁻¹ (L40); biochar + lodo – 40 t ha⁻¹ nas relações 50%:50% (B50:L50); 75%:25% (B75:L25), 25%:75% (B25:L75) e fertilização mineral (NPK).

Conforme Trigueiro e Guerrini (2003) e Chojnacka et al. (2023), o N é normalmente o elemento mais abundante no lodo de esgoto, podendo conter até 6-8% de N na matéria seca. Atua diretamente no processo de crescimento e é o composto mais crítico requerido pelas plantas (LEGHARI et al., 2016). Nesse contexto, todos os tratamentos que continham lodo de esgoto apresentaram maiores valores, embora não tenham sido diferentes estatisticamente entre si (Figura 11A).

Quanto ao biochar, durante o processo de pirólise pode ocorrer a volatilização de parte do N (RAJ et al., 2021), o que reduz seu teor no biochar final, porém, ainda assim os tratamentos que o continham apresentaram resultados similares aos demais. Com isso, merece destaque a comparação direta dos tratamentos L40, B25:L75 e B20. Os dois primeiros apresentavam as maiores taxas de lodo de esgoto, e como relatado anteriormente, esse material tende a possuir maior teor de N, o que pode explicar a diferença notada quando comparados ao tratamento B20, o qual continha apenas biochar. Comparativamente, dos 5 períodos avaliados, em três deles (15, 30 e 60 dias), o teor de NO₃⁻ no solo para os tratamentos L40 e B25:L75 foi consideravelmente superior (Figura 7B), o que pode ter influenciado numa maior absorção do N por parte desses tratamentos em relação ao B20 bem como a testemunha. Essa informação é corroborada pela correlação positiva observada entre o

N foliar e o NO_3^- do solo (Tabela 3), sugerindo que a aplicação de lodo de esgoto incrementou a nutrição de N na planta.

Tabela 3 - Coeficientes de correlação dos parâmetros químicos e microbiológicos na avaliação final de 120 dias.

PARÂMETROS	NFL	PFL	COT	CMOP	EC	ECMOP	MS	AC	DC	NP	C-CO ₂	Cmic	qCO ₂	qMic	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	P
NFL	1,00																
PFL	0,53	1,00															
COT	0,19	0,37	1,00														
CMOP	0,08	-0,13	-0,41	1,00													
EC	0,19	0,37	1,00	-0,41	1,00												
ECMOP	0,06	-0,15	-0,37	0,97	-0,37	1,00											
MS	0,68	0,67	0,32	-0,05	0,32	-0,04	1,00										
AC	-0,27	0,25	0,18	-0,39	0,18	-0,36	-0,02	1,00									
DC	-0,02	0,23	0,03	-0,16	0,03	-0,20	0,20	-0,15	1,00								
NP	0,61	0,48	0,32	-0,21	0,32	-0,19	0,75	0,06	0,03	1,00							
C-CO ₂	0,26	-0,02	0,08	-0,08	0,08	-0,11	-0,08	-0,47	0,07	0,01	1,00						
Cmic	0,41	0,40	0,32	-0,07	0,32	-0,07	0,83	0,00	0,09	0,65	-0,19	1,00					
qCO ₂	-0,47	-0,58	-0,33	0,09	-0,33	0,07	-0,87	-0,25	-0,06	-0,71	0,46	-0,88	1,00				
qMic	0,36	0,29	-0,12	0,09	-0,12	0,07	0,75	-0,04	0,10	0,57	-0,24	0,90	-0,79	1,00			
NH ₄ ⁺	0,33	0,54	0,51	-0,38	0,51	-0,37	0,61	0,32	0,04	0,78	-0,23	0,50	-0,68	0,34	1,00		
NO ₃ ⁻	0,72	0,56	0,53	0,04	0,53	0,05	0,74	-0,39	0,21	0,66	0,21	0,58	-0,56	0,37	0,50	1,00	
P	0,52	0,58	-0,01	-0,06	-0,01	-0,07	0,71	0,36	-0,07	0,57	-0,23	0,62	-0,75	0,68	0,41	0,25	1,00

NFL: nitrogênio foliar; PFL: fósforo foliar; COT: carbono orgânico total; CMOP: carbono orgânico particulado; EC: estoque de carbono; ECMOP: estoque de carbono orgânico particulado; MS: matéria seca; AC: altura do colmo; DC: diâmetro do colmo; NP: número de perfilhos; C-CO₂: respiração basal; Cmic: carbono da biomassa microbiana; qCO₂: quociente metabólico; qMic: quociente microbiano; NH₄⁺: amônio; NO₃⁻: nitrato; e P: fósforo disponível. Valores acima de 0,3 alcançam o mínimo exigido, acima de 0,4 apresentam maior relevância e acima de 0,5 são significativos estatisticamente (HAIR JÚNIOR et al., 2005).

Cabe ainda destacar que nenhum dos tratamentos, nas taxas utilizadas, foram suficientes como fertilizantes para a cana-de-açúcar, tendo em vista que os teores ótimos de N na folha +3 da cana-planta aos 4 meses devem variar de 19-21 g kg⁻¹ (MALAVOLTA; VITTI; OLIVEIRA, 1997). Nesse estudo, os teores variaram de 14,28 a 17,99 g kg⁻¹. Todavia, os valores encontrados ainda foram superiores ao tratamento testemunha e se assemelharam à fertilização mineral.

Souza et al. (2023) avaliando os efeitos do lodo de esgoto na nutrição da cana-de-açúcar puderam constatar que não houve efeito das diferentes doses de lodo sobre o teor de N no tecido foliar da cana na primeira safra, havendo uma tendência linear crescente apenas para as soqueiras. Esses autores constataram valores de N foliar, assim como no presente estudo, abaixo da faixa ideal recomendada para cana-de-açúcar, porém sem danos nos rendimentos em comparação a fertilização mineral. Gomes, Cruz e Figueiredo (2022) constataram que, de modo geral, a aplicação de biochar de lodo de esgoto exclusiva ou associada com NPK promoveu níveis de nutrientes foliares considerados adequados para o milho, com exceção do N, B e Mn. Todavia, esses autores ressaltam que, ainda que os tratamentos que continham biochar de lodo de esgoto tenham obtido níveis de N foliar abaixo da faixa recomendada, o índice DRIS não apontou o N como fator limitante.

Os diferentes tratamentos não diferiram significativamente entre si para o teor de P foliar (Figura 11B). Observa-se que apenas o tratamento testemunha obteve diferença, apresentando nesse caso o menor valor quando comparado aos demais. Esses maiores teores de P no tecido foliar quando comparado à testemunha podem ser reflexo de um sistema radicular mais desenvolvido nos demais tratamentos, o que ocasiona uma eficiência maior em termos de absorção de água e nutrientes (BORGES et al., 2019), além do fato de que o tratamento testemunha apresentou níveis de P muito baixo no solo (Figura 8). Já que o teor de P no solo apresentou correlação positiva com o teor de P foliar (Tabela 3), ou seja, um aumento desse nutriente no solo ocasionou uma maior absorção pela planta. Nesse caso, pode-se afirmar que as mudanças proporcionadas pelas diferentes doses de biochar e lodo de esgoto influenciaram positivamente nas propriedades do solo e disponibilidade de P para as plantas, não diferenciando da adubação mineral.

Cabe destacar ainda que o P, assim como o N, obteve valores abaixo dos teores ótimos recomendados para a cana-de-açúcar em todos os tratamentos, os quais variam de 2,0-2,4 g kg⁻¹ (MALAVOLTA; VITTI; OLIVEIRA, 1997). No presente estudo, esses valores variaram de 0,74 a 1,34 g kg⁻¹. Todavia, como mencionado, os diferentes tratamentos não diferiram da fertilização mineral, excetuando-se a testemunha. Embora os diferentes tratamentos que continham biochar e lodo de esgoto, associados ou não, apresentassem teores de P no solo em níveis considerados adequados (Figura 8), ainda assim as plantas apresentaram teores inadequados nas folhas para esse nutriente no período avaliado. Segundo Malavolta, Vitti e Oliveira (1997) os níveis totais e trocáveis de nutrientes no solo são bons indicativos da fertilidade, mas podem não representar assertivamente o estado nutricional das plantas. Isso porque o teor de nutrientes nas folhas pode ser afetado pelo efeito de diluição, que ocorre quando a planta gera mais biomassa nos brotos, resultando em um menor conteúdo de nutrientes em comparação com plantas que tiveram crescimento deficiente devido a outras carências (JARRELL; BEVERLY; BRADY, 1981).

Para Maia et al. (2005), qualquer fator que cause variações nas taxas de crescimento e absorção de nutrientes resultará em diferentes concentrações desses nutrientes no tecido vegetal. Se a taxa de crescimento for nula, ou seja, o crescimento da planta estiver interrompido, mas a absorção de nutrientes continuar, ocorrerá uma concentração dos nutrientes. No entanto, se houver rápido crescimento da planta com uma taxa de absorção de nutrientes menor, ocorrerá a diluição.

Rehman et al. (2018) testando vários tipos de lodo de esgoto e seus biochars no crescimento do trigo constataram que todos os tratamentos apresentaram valores superiores de

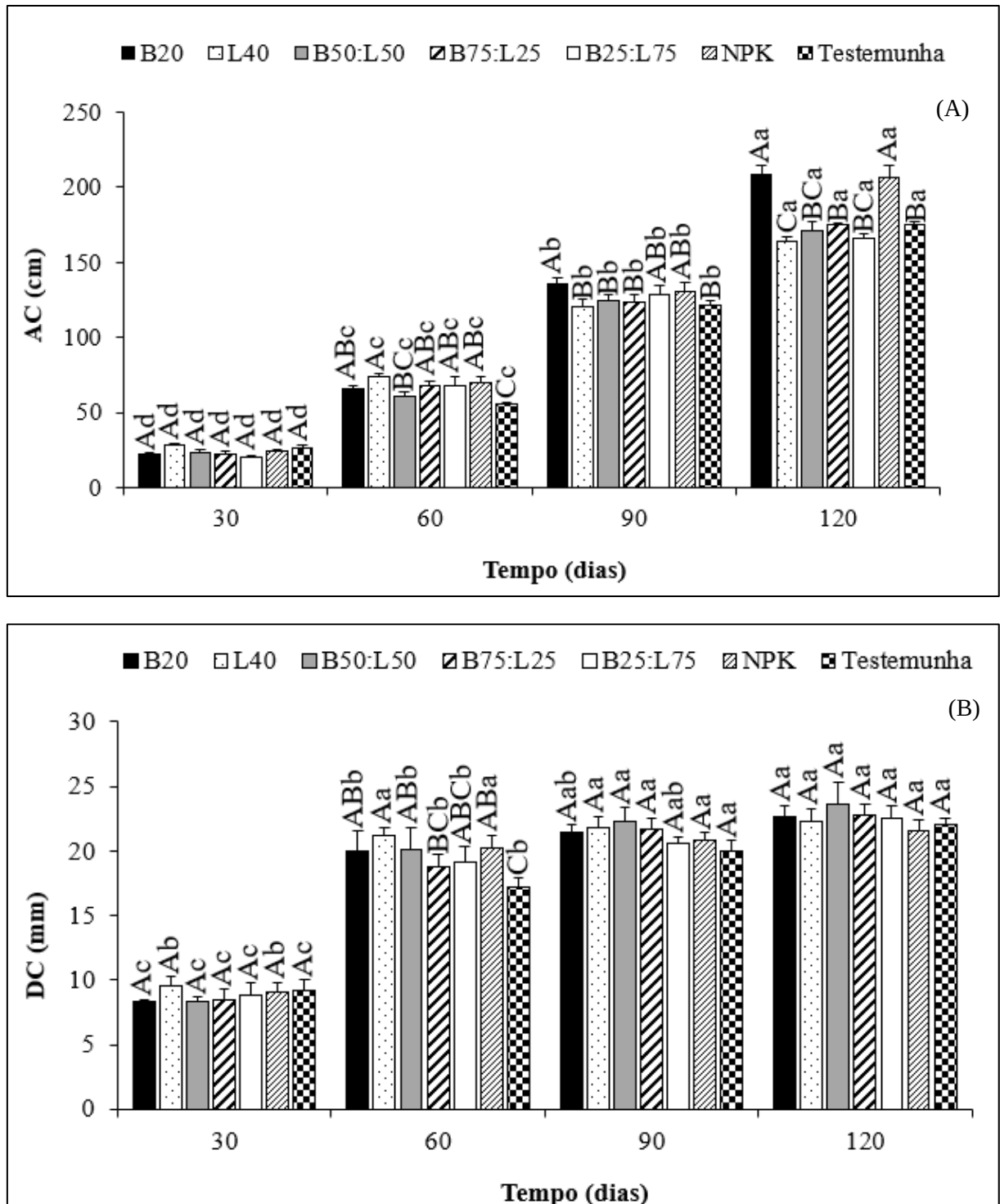
P nas plantas quando comparados ao controle sem P. Além disso, esses autores chegaram à conclusão de que os lodos de esgoto utilizados podem ser aplicados como fertilizantes tanto como aplicação única quanto após a pirólise, tendo em vista que ambas as formas forneceram P adequado para as plantas alcançarem biomassa maior do que o fertilizante fosfatado convencional. Já Chagas, Figueiredo e Paz-Ferreiro (2021) puderam observar que os biochars de lodo de esgoto associados ou não a fertilização mineral, ocasionaram alterações nos teores foliares de N e P quando comparados ao controle no cultivo do milho, com teores de P foliar maiores em cerca de 28% a 67%. No presente estudo, diferentemente do anterior, os teores de P foliar alcançaram valores de 45,94% a 81,08% maiores que a testemunha, independentemente da dose de biochar e lodo de esgoto utilizada (Figura 11B).

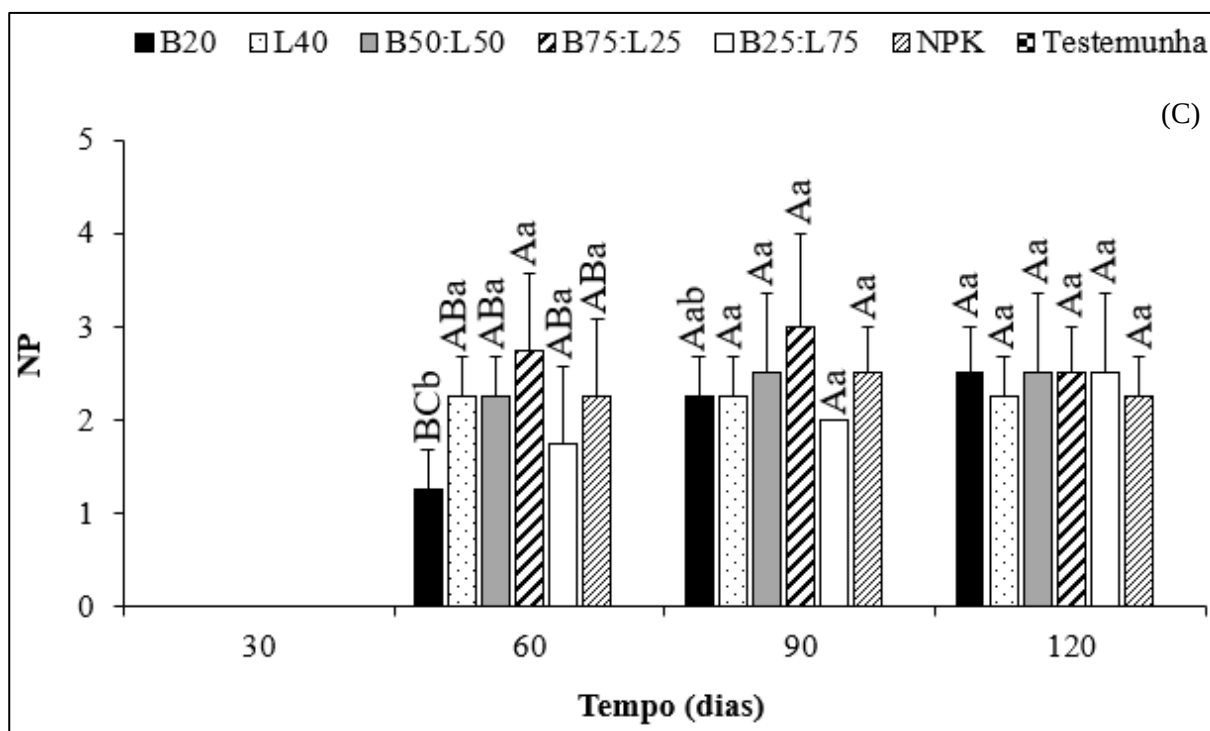
De modo geral, por mais que a aplicação de lodo de esgoto e seu biochar não tenham sido suficientes para elevar os níveis de N e P para teores ótimos recomendados na literatura, este estudo confirma o valor nutricional do lodo de esgoto e do seu biochar, independentemente da dose utilizada e da aplicação exclusiva ou combinada, tendo em vista que a absorção de N e P pela cana-de-açúcar foi aumentada em relação ao tratamento testemunha e semelhante a adubação mineral (Figura 11).

4.3 Efeitos em variáveis biométricas e matéria seca da parte aérea

O desenvolvimento inicial da cana-de-açúcar foi pouco influenciado pelas diferentes doses de biochar e lodo de esgoto. Para a altura do colmo (AC), observa-se que aos 30 dias os tratamentos não diferiram significativamente entre si (Figura 12A). Aos 60 dias nota-se que o tratamento L40 se diferenciou significativamente do B50:L50 e testemunha, tendo valor superior (73,75 cm) e sem diferenças significativas para os demais. Além disso, observou-se que a testemunha (55,95 cm) apresentou a menor AC entre todos, exceto quando comparado ao B50:L50 (61,45 cm), os quais não diferiram estatisticamente entre si. No período seguinte (90 dias), observou-se valor superior para o B20 (135,63 cm), não diferindo significativamente apenas dos tratamentos B25:L75 (128,25 cm) e NPK (130,25 cm). Para os demais não houve variação significativa. Alterações maiores foram constatadas aos 120 dias, onde todos os tratamentos alcançaram os maiores valores em relação aos demais dias. Nesse período, os tratamentos B20 e NPK obtiveram os melhores resultados de AC, com crescimento de 19,1% e 17,38% superiores à testemunha.

Figura 12 – Alterações na altura do colmo (AC), diâmetro do colmo (DC) e número de perfilhos (NP) proporcionadas pela aplicação de diferentes taxas de lodo de esgoto e biochar de lodo de esgoto em solo arenoso pelo teste Tukey, a 5% de probabilidade.





As barras de erro indicam o desvio padrão. Biochar de lodo de esgoto – 20 t ha⁻¹ (B20); lodo de esgoto – 40 t ha⁻¹ (L40); biochar + lodo – 40 t ha⁻¹ nas relações 50%:50% (B50:L50); 75%:25% (B75:L25), 25%:75% (B25:L75) e fertilização mineral (NPK).

Conforme Mota et al. (2021), além do tamanho, a elevada área superficial específica das partículas de biochar é semelhante às argilas, o que fortalece a retenção de água e nutrientes e contribui para o aumento da área foliar e da altura das plantas de cana-de-açúcar.

Tafti et al. (2021) observaram que a aplicação de biochar de bagaço de cana-de-açúcar, em solos de texturas diferentes, não só atuou como reservatório de nutrientes como também auxiliou na sua retenção contra perdas por lixiviação e escoamento, o que possibilitou melhorias nos rendimentos da cana-de-açúcar. Butphu et al. (2019) observaram efeitos positivos pela aplicação de biochar de eucalipto em cana-de-açúcar, onde constataram que a dose acima de 6,2 Mg ha⁻¹ com combinações de NPK possibilitaram acréscimos significativos no crescimento da cultura devido a uma melhor disponibilização de nutrientes. Efeitos positivos proporcionados por biochar também foram notados por Vu et al. (2023), com desempenho significativo na altura da planta, diâmetro do caule e biomassa seca das plantas. Resultados contrastantes também são relatados, como o trabalho de Pinto et al. (2023), onde não constataram efeitos positivos no desenvolvimento da cana-de-açúcar em comparação ao tratamento controle, possivelmente devido aos altos teores de fertilidade já existentes no solo estudado. Diferentemente do trabalho anterior, no presente estudo as AC finais variaram de 1,64 m a 2,09 m.

Para o diâmetro do colmo (DC) foi observado diferença significativa apenas aos 60 dias entre o tratamento L40 e os tratamentos B75:L25 e testemunha, tendo o primeiro, valor superior (21,24 mm) (Figura 12B). Comparando cada tratamento ao longo do tempo, observou-se que o maior pico de crescimento no DC ocorreu entre os 30-60 dias para todos os tratamentos, com taxas de crescimento de 139,62% (B20), 121,94% (L40), 139,12% (B50:L50), 122,45% (B75:L25), 114,74% (B25:L75), 122,47% (NPK) e 86,69% (testemunha). Para os demais dias não houve diferença estatística, tendo os tratamentos L40 e NPK obtido o maior valor de DC já aos 60 dias, o B50:L50, B75:L25 e testemunha aos 90 dias e por fim o B20 e B25:L75 aos 120 dias.

Cabe destacar que por mais que esse parâmetro tenha exibido baixa variação de médias, ainda assim foram obtidos resultados satisfatórios. Por exemplo, Albuquerque et al. (2016) observaram diâmetro do colmo máximo de 15 mm aos 120 dias com a aplicação de 100 kg ha⁻¹ de P₂O₅ em área total, combinada com a aplicação de 173 kg ha⁻¹ de P₂O₅ no sulco de plantio em condições de campo. Diferentemente do estudo anterior, o presente trabalho atingiu um valor máximo de 23,57 mm aos 120 dias (Figura 12B).

Aos 30 dias pode-se constatar que não houve desenvolvimento de perfilhos para nenhum dos tratamentos analisados (Figura 12C). Aos 60 dias, estatisticamente não houve diferença significativa, exceto para os tratamentos B75:L25 e B20, tendo o primeiro exibido maior número de perfilhos, com valores médios de 2,75. Nos demais dias, os tratamentos não diferiram entre si, nem quando analisados isoladamente ao longo do tempo, com exceção do B20, que registrou um aumento de 100% no NP entre 60 e 120 dias. Importante ainda destacar que a testemunha não apresentou perfilhamento em nenhum período avaliado. Isso pode estar relacionado ao baixo teor de P tanto no solo (Figura 8) como no tecido foliar (Figura 11B) observado no tratamento testemunha, uma vez que, segundo Meyer e Wood (2001) o P exerce papel de suma importância na fotossíntese, desenvolvimento de raízes, perfilhamento, produtividade e qualidade da cana-de-açúcar. A análise de correlação confirma essa relação, tendo em vista que foi observado correlação positiva entre o P disponível no solo e o NP (Tabela 3).

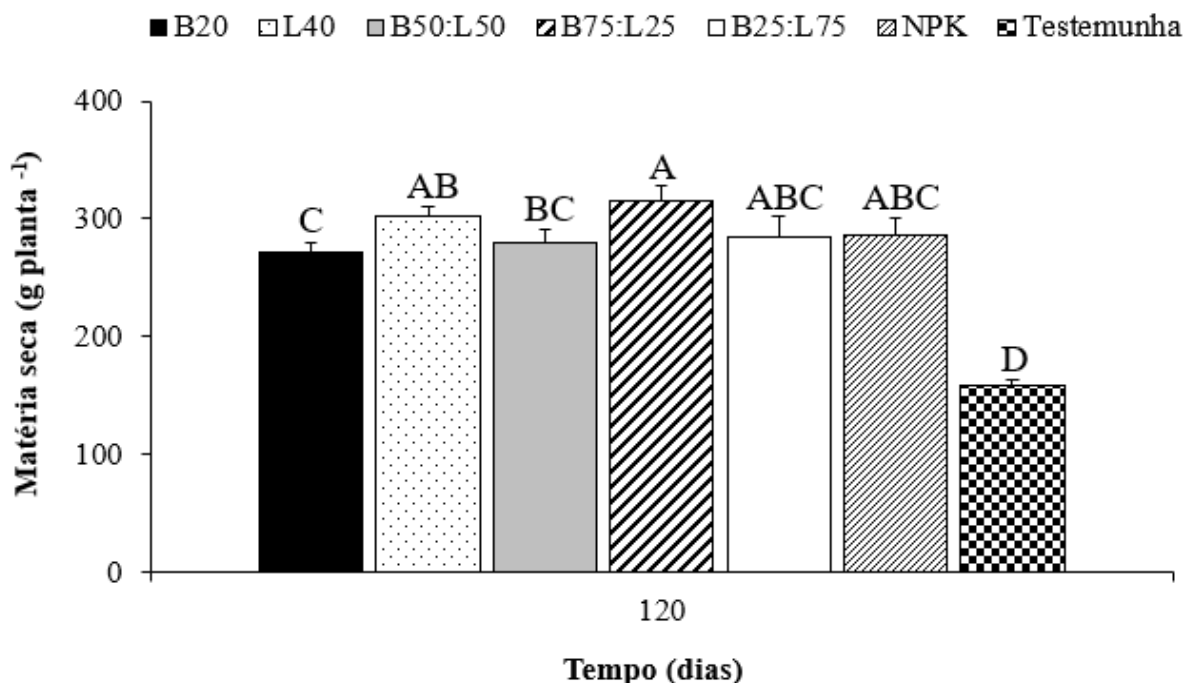
A baixa variação de médias entre os tratamentos, principalmente em relação aos parâmetros DC (Figura 12B) e NP (Figura 12C), pode ser devido ao número de dias do presente estudo. Como a cana-de-açúcar é uma cultura semi-perene, a qual atinge o ciclo da planta de cana em uma média de 16 meses de crescimento (OLIVEIRA et al. 2013), possivelmente um período maior de avaliação resultaria em maiores diferenças significativas.

Silva et al. (2022), por exemplo, utilizando lodo de esgoto compostado com ou sem fertilização mineral no desenvolvimento da cana-de-açúcar, constataram que os tratamentos utilizados não influenciaram o comprimento do colmo, DC e NP aos 150 dias após o plantio. Já Oliveira Júnior et al. (2023) observaram que diferentes doses de N mineral e N orgânico não afetaram o DC da cana-de-açúcar. Os autores constataram diferenças nesse parâmetro apenas quando compararam as plantas em diferentes safras, ou seja, com um período de avaliação bastante superior ao do presente estudo. Alvarez-Campos et al. (2018) corroboram essa afirmação e destacam que, no caso do biochar, os efeitos positivos nos parâmetros biométricos das partes aéreas podem demandar um período de cultivo mais longo para se tornarem significativos devido ao ciclo prolongado de crescimento e à complexidade do desenvolvimento da cana-de-açúcar.

Cabe ainda destacar que a aplicação de biochar de lodo de esgoto na maior dose (B20) teve maior efeito apenas no parâmetro AC, o qual se assemelhou ao tratamento com adubação NPK (Figura 12A). Esses resultados sugerem que o biochar de lodo de esgoto na dose 20 t ha⁻¹ pode ser utilizado como corretivo para fertilidade do solo sem implicar em impactos negativos no crescimento das plantas.

Sabe-se que o N e P são os dois nutrientes que mais interferem no crescimento e desenvolvimento das plantas (MO et al., 2020; ZHENG et al., 2020). No presente estudo, constatou-se pouca variação no teor desses elementos no tecido foliar das plantas dos diferentes tratamentos analisados (Figura 11). Nesse contexto, a matéria seca da planta seguiu esse mesmo caminho (Figura 13).

Figura 13 – Alterações na matéria seca da cana-de-açúcar proporcionadas pela aplicação de diferentes doses de lodo de esgoto e biochar de lodo de esgoto em solo arenoso pelo teste Tukey, a 5% de probabilidade.



As barras de erro indicam o desvio padrão. Biochar – 20 t ha⁻¹ (B20); lodo de esgoto – 40 t ha⁻¹ (L40); biochar + lodo – 40 t ha⁻¹ nas relações 50%:50% (B50:L50); 75%:25% (B75:L25), 25%:75% (B25:L75) e fertilização mineral (NPK).

Os tratamentos L40, B75:L25, B25:L75 e NPK, por exemplo, não diferiram entre si. De modo contrário, diferença significativa pode ser notada quando se compara o tratamento B20 com os tratamentos L40, B75:L25 e testemunha, tendo o B20 exibido o segundo menor valor (271,57 g planta⁻¹). As maiores alterações foram constatadas quando se compara a testemunha, a qual obteve o menor valor (157,76 g planta⁻¹), com os demais tratamentos. Nota-se, por exemplo, uma variação de até 99,40% em relação à testemunha e ao tratamento B75:L25, menor e maior valor de média, respectivamente (Figura 13). A matéria seca correlacionou-se positivamente com os teores de C_{mic}, q_{Mic}, NH₄⁺, NO₃⁻ e P do solo, o que exemplifica as maiores respostas nos tratamentos com lodo de esgoto e biochar, independentemente da dose, e NPK em comparação à testemunha (Tabela 3), a qual exibiu durante todo o período de avaliação baixa capacidade de fornecimento desses nutrientes no solo. Isso demonstra que a atividade microbiana na degradação dos resíduos aplicados possibilitou a mineralização de nutrientes importantes que refletiram em uma maior produção de biomassa em relação à testemunha.

Em resumo, embora tenha havido pouca diferença entre as médias dos tratamentos, todos foram superiores, estatisticamente, aos valores obtidos pela testemunha, o que sugere

alterações benéficas proporcionadas pelas diferentes doses de biochar, lodo de esgoto e fertilização mineral no acúmulo de biomassa na cana-de-açúcar.

Reyes-Moreno et al. (2020) trabalhando com diferentes doses de lodo de esgoto e biochar de lodo de esgoto na cultura do tomateiro observaram aumentos na matéria seca e altura das plantas com a adição de doses maiores. Para a matéria seca das plantas, por exemplo, o tratamento controle exibiu valores de 12,5% e 13,2% menores do que os tratamentos que apresentavam lodo de esgoto e biochar de lodo de esgoto na dose de 15 t ha⁻¹. Os autores atribuem esse fato às melhores condições e dinâmicas das diferentes propriedades proporcionadas por esses substratos, como uma maior retenção de água. Já Gwenzi et al. (2016) constataram incrementos na biomassa total do milho tratado com biochar de lodo de esgoto, lodo de esgoto, biochar + lodo e fertilização mineral de 270, 428, 329 e 429%, respectivamente, quando comparados ao tratamento controle. Esses autores destacam que o biochar proporciona efeitos satisfatórios nas propriedades químicas do solo, produtividade de biomassa e absorção de nutrientes em comparação ao controle e que a combinação biochar + lodo pode possibilitar melhorias simultâneas no fornecimento de nutrientes, como o N, especialmente devido a tendência desse elemento volatilizar no processo de produção do biochar.

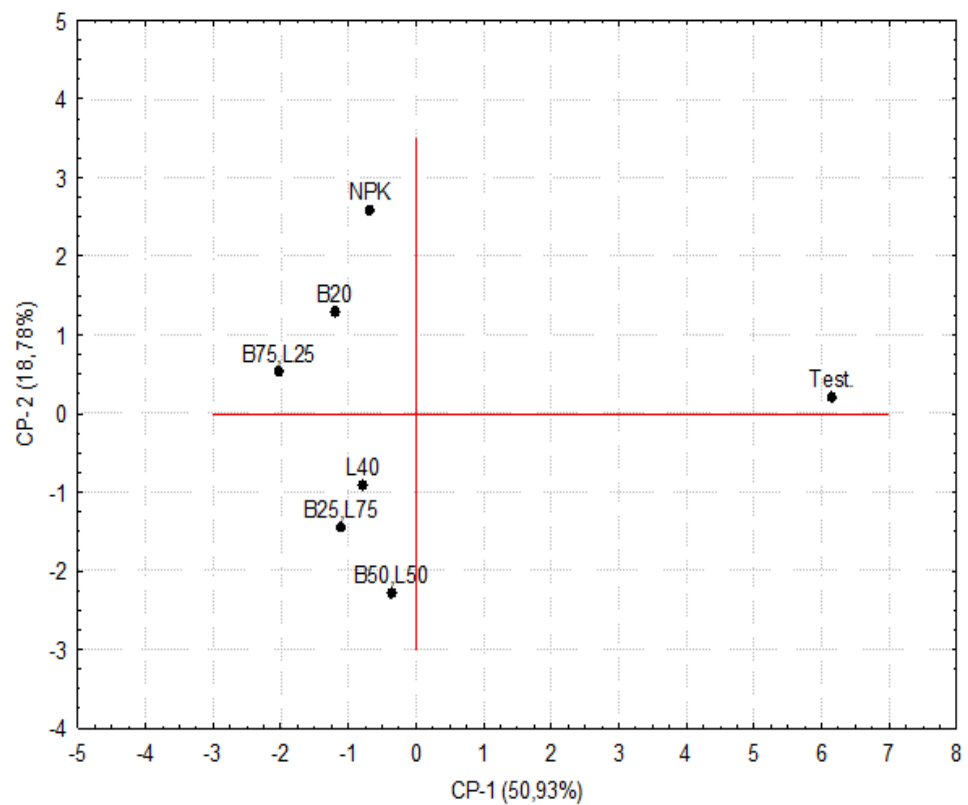
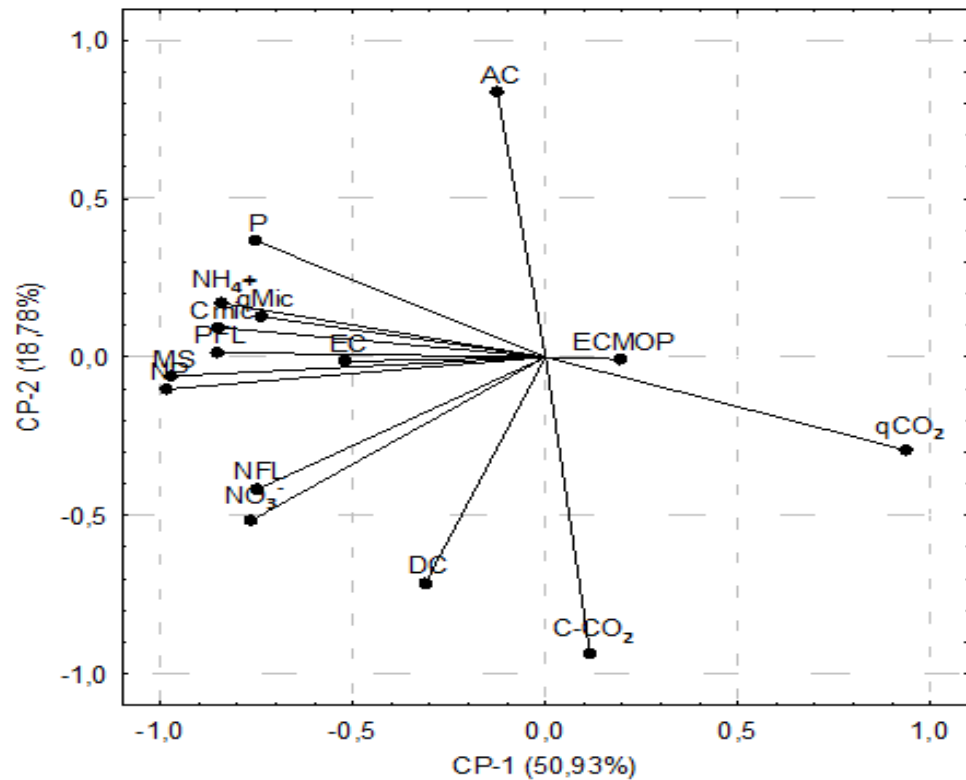
4.4 Análise de componentes principais

O gráfico Biplot mostra a correlação das variáveis em função dos componentes principais para os diferentes tratamentos (Figura 14). Esses dois componentes explicam 69,71% da variância total.

O primeiro componente (CP-1) respondeu por 50,93% da variância total de dados e apresentou correlação negativa com o C_{mic}, q_{Mic}, EC, NH₄⁺, P, P foliar, matéria seca, NP, N foliar e NO₃⁻. Pode-se inferir que a atividade dos microrganismos propiciou maior disponibilidade de NH₄⁺ e P, o que se traduziu numa maior absorção desses nutrientes pela planta e ocasionaram maior NP e biomassa.

Quanto ao segundo componente (CP-2), este respondeu 18,7% da variação e não apresentou correlações relevantes.

Figura 14 – Estudo de componentes principais com parâmetros químicos e microbiológicos do solo submetido a diferentes doses de lodo de esgoto e biochar de lodo de esgoto.



NFL: nitrogênio foliar; PFL: fósforo foliar; EC: estoque de carbono; ECMOP: estoque de carbono orgânico particulado; MS: matéria seca; AC: altura do colmo; DC: diâmetro do colmo; NP: número de perfilhos; C-CO₂: respiração basal; Cmic: carbono da biomassa microbiana; qCO₂: quociente metabólico; qMic: quociente

microbiano; NH_4^+ : amônio; NO_3^- : nitrato; e P: fósforo disponível. Variáveis com carga acima de 0,5 foram consideradas significativas para a definição de cada componente principal.

Levando-se em conta os quadrantes bem como a influência de cada uma das variáveis analisadas nos tratamentos, observa-se que o B20, B75:L25 e NPK formaram grupo com AC, P, NH_4^+ , P foliar, qMic e Cmic; e os tratamentos L40, B25:L75 e B50:L50 formaram grupos com estoque de carbono, matéria seca, NP, N foliar, NO_3^- e DC (Figura 14). Com isso, cabe destacar que os teores de P e NH_4^+ no solo foram influenciados pelas maiores doses de biochar de lodo de esgoto no período final de avaliação (120 dias); e isso tem como reflexo o aumento da capacidade dos microrganismos em degradar os compostos orgânicos aos 120 dias, representados pelos parâmetros qMic e Cmic, o que corrobora resultados já reportados, o qual apontam que a degradação do biochar ocorre de forma mais lenta em comparação a matéria orgânica não pirolisada (JOSEPH et al., 2021), com influência sendo observada também pela adubação com NPK, possivelmente pela maior disponibilização de P na avaliação final por esse tratamento, uma vez que o P se correlacionou positivamente com qMic e Cmic (Tabela 3). Com isso, os efeitos nesses parâmetros tiveram maior relação com os tratamentos supracitados.

Nesse escopo, pode-se inferir que o biochar melhorou esses atributos no solo no período final de avaliação, indicando que seus efeitos requerem um período mais longo para se tornarem mais evidentes. Quanto ao lodo de esgoto nas maiores doses, este teve maior efeito apenas no teor de NO_3^- do solo, o que ocasionou aumento na absorção de N foliar.

5 CONCLUSÕES

1. O lodo de esgoto isoladamente proporcionou maior efeito nos parâmetros microbiológicos, com melhores estimativas de Cmic, qCO₂ e qMic, indicando que houve uma maior eficiência microbiana na utilização do C proveniente dessa fonte orgânica e nessa dose aplicada;
2. A aplicação de lodo de esgoto nas maiores doses proporcionou maiores efeitos nos teores de N de ambas as formas avaliadas, sendo mais eficaz na disponibilização desse nutriente em comparação aos demais tratamentos. Para o biochar de lodo de esgoto, de fato houve uma liberação gradual de N; contudo, os valores para N foram considerados baixos, principalmente quando se utilizou o biochar isoladamente, evidenciando a necessidade de complementação com outra fonte para atender à demanda por esse nutriente no desenvolvimento inicial da cana-de-açúcar;
3. Todos os tratamentos que continham lodo de esgoto e/ou seu biochar foram eficientes na disponibilização de P, com teores no solo acima do recomendado durante todo período de

avaliação, podendo ser utilizados indistintamente, sem prejuízos no fornecimento desse elemento;

4. A aplicação isolada de biochar de lodo de esgoto e lodo de esgoto proporcionaram maiores efeitos no teor de COT dos solos, assim como para o estoque de COT. Para o CMOP, todos os tratamentos, exceto o B20 e B50:L50, proporcionaram maiores teores no período final de avaliação, bem como para o estoque de CMOP;

5. A utilização dos dois resíduos, isolados ou combinados, proporcionaram mudanças positivas no solo. Todavia, houve uma limitação na nutrição da cana-de-açúcar, sem impactos significativos nos parâmetros biométricos. É possível que a combinação dos tratamentos orgânico e mineral poderiam potencializar a nutrição e o desenvolvimento da cana-de-açúcar, devido à maior disponibilidade de nutrientes e aos benefícios proporcionados ao solo pelo resíduo orgânico;

6. A formação de grupos separados pelas doses na avaliação final (120 dias) sugere que o biochar de lodo de esgoto, sob as maiores doses, estimularam a atividade microbiana, influenciando assim, na disponibilização de NH_4^+ e P no solo.

7. Por fim, considerando os maiores impactos positivos ocasionados pelo lodo de esgoto na maioria dos parâmetros estudados, recomenda-se nas condições desse experimento a aplicação na dose 40 ton ha^{-1} (L40). Isso se torna importante devido à alta dependência de fertilizantes minerais pela cana-de-açúcar para a obtenção de altos rendimentos, especialmente em solos arenosos, que são naturalmente pobres quimicamente e suscetíveis à degradação. Nesse aspecto, o uso do lodo de esgoto pode reduzir os custos de produção, diminuindo a necessidade de fertilizantes minerais, além de trazer benefícios ao solo e promover uma destinação sustentável desse resíduo. Quanto ao biochar, mais estudos considerando um maior período de avaliação são necessários, uma vez que seus efeitos tendem a ser mais pronunciados em longo prazo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABDALLA, K.; DICKEY, M.; HILL, T.; SCOTT-SHAW, B. C. Assessment of soil erosion under rainfed sugarcane in KwaZulu-Natal, South Africa. **Natural resources Forum**, Netherlands, v. 43, p. 241-252, 2019. <http://dx.doi.org/10.1111/1477-8947.12179>
- AHMAD, A.; CHOWDHARY, P.; KHAN, N.; CHAURASIA, D.; VARJANI, S.; PANDEYC, A.; CHATUVERDI, P. Effect of sewage sludge biochar on the soil nutrient, microbial abundance, and plant biomass: A sustainable approach towards mitigation of solid waste. **Chemosphere**, Oxford, v. 287, p. 132112-132112, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132112>
- ALBUQUERQUE, A. W.; SÁ, L. de A.; RODRIGUES, W. A.; MOURA, A. B.; OLIVEIRA FILHO, M. dos S. Growth and yield of sugarcane as a function of phosphorus doses and forms of application. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Brasil, v. 20, n. 1, p. 29-35, 2016. <https://doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v20n1p29-35>
- ALGHASHM, S.; SONG, L.; LIU, L.; OUYANG, C.; ZHOU, J. L.; LI, X. Improvement of Biogas Production Using Biochar from Digestate at Different Pyrolysis Temperatures during OFMSW Anaerobic Digestion. **Sustainability**, Basel, v. 15, n. 15, p. 1-16, 2023. <https://doi.org/10.3390/su151511917>
- ALMEIDA, B. G.; VIANA, J. H. M.; TEIXEIRA, W. G.; DONAGEMMA, G. K. Densidade do solo. In: TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. **Manual de métodos de análise de solo**. 3ª edição. Brasília: Embrapa, 2017. p. 65-75.
- ALVAREZ-CAMPOS, O.; LANG, T. A.; BHADHA, J. H.; MCCRAY, J. M.; GLAZ, B.; DAROUB, S. H. Biochar and mill ash improve yields of sugarcane on a sand soil in Florida. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Netherlands, v. 253, p. 122-130, 2018. <https://doi-org.ez294.periodicos.capes.gov.br/10.1016/j.agee.2017.11.006>
- AMOAHA-ANTWI, C.; KWIATKOWSKA-MALINA, J.; THORNTON, S. F.; FENTON, O.; MALINA, G.; SZARA, E. Restoration of soil quality using biochar and brown coal waste: A review. **Science of the Total Environment**, Netherlands, v. 722, p. 137852-137852, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137852>
- ANTONANGELO, J. A.; SUN, X.; ZHANG, H. The roles of co-composted biochar (COMBI) in improving soil quality, crop productivity, and toxic metal amelioration. **Journal of Environmental Management**, United Kingdom, v. 277, p. 111443, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111443>
- ARAÚJO SANTOS, J.; ISIDORIA SILVA GONZAGA, M.; MELO DOS SANTOS, W.; JOSÉ DA SILVA, A. Water retention and availability in tropical soils of different textures amended with biochar. **Catena**, Giessen, v. 219, p. 106616, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2022.106616>

ASIRIFI, I.; WERNER, S.; HEINZE, S.; SABA, C. K. S.; LAWSON, I. Y. D.; MARSCHNER, B. Short-Term Effect of Biochar on Microbial Biomass, Respiration and Enzymatic Activities in Wastewater Irrigated Soils in Urban Agroecosystems of the West African Savannah. **Agronomy**, Basel, v. 11, n. 2, p. 1-15, 2021. <https://doi.org/10.3390/agronomy11020271>

BAI, S. H.; XU, C. Y.; XU, Z.; BLUMFIELD, T. J.; ZHAO, H.; WALLACE, H.; REVERCHON, F.; ZWIETEN, L. V. Soil and foliar nutrient and nitrogen isotope composition ($\delta^{15}\text{N}$) at 5 years after poultry litter and green waste biochar amendment in a macadamia orchard. **Environmental Science and Pollution Research**, Germany, v. 22, p. 3803-3809, 2015. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3649-2>

BARBOSA, L. C.; SOUZA, Z. M.; FRANCO, H. C. J.; OTTO, R.; ROSSI, J.; GARSIDE, A. L.; CARVALHO, J. L. N. Soil texture affects root penetration in Oxisols under sugarcane in Brazil. **Geoderma Regional**, Netherlands, v. 13, p. 15-25, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2018.03.002>

BARRY, D.; BARBIERO, C.; BRIENS, C.; BERRUTI, F. Pyrolysis as an economical and ecological treatment option for municipal sewage sludge. **Biomass & Bioenergy**, United Kingdom, v. 122, p. 472-480, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2019.01.041>

BEDNÁŘ, M.; ŠARAPATKA, B. Relationships between physical–geographical factors and soil degradation on agricultural land. **Environmental Research**, United States, v. 164, p. 660-668, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2018.03.042>

BEDNIK, M.; MEDYŃSKA-JURASZEK, A.; DUDEK, M.; KLOC, S.; KRET, A.; LABAZ, B.; WAROSZEWSKI, J. Wheat Straw Biochar and NPK Fertilization Efficiency in Sandy Soil Reclamation. **Agronomy**, Basel, v.10, n. 4, p. 1-10, 2020. <https://doi.org/10.3390/agronomy10040496>

BEZERRA, S. A.; CANTALICE, J. R. B. Interrill erosion under different conditions of soil cover of sugarcane. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Brasil, v. 30, p. 565-573, 2006. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832006000300016>

BINI, D.; DOS SANTOS, C. A.; BERNAL, P. T.; ANDRADE, G.; NOGUEIRA, M. A. Identifying indicators of C and N cycling in a clayey Udisol Under different tillage and uses in winter. **Applied Soil Ecology**, Netherlands, v. 76, p. 95-101, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2013.12.015>

BLANCO-CANQUI, H.; LAIRD, D. A.; HEATON, E. A.; RATHKE, S. J.; ACHARYA, B. S. Soil carbon increased by twice the amount of biochar carbon applied after 6 years: Field evidence of negative priming. **Global Change Biology Bioenergy**, United Kingdom, v. 12, n. 4, p. 240-251, 2019. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12665>

BORGES, B. M. M. N.; ABDALA, D. B.; SOUZA, M. F.; VIGLIO, L. M.; COELHO, M. J. A.; PAVINATO, P. S.; FRANCO, H. C. J. Organomineral phosphate fertilizer from sugarcane by product and its effects on soil phosphorus availability and sugarcane yield. **Geoderma**, Netherlands, v. 339, p. 20-30, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.12.036>

BOSSIO, D. A.; COOK-PATTON, S. C.; ELLIS, P. W.; FARGIONE, J.; SANDERMAN, J.; SMITH, P.; WOOD, S.; ZOMER, R. J.; VON UNGER, M.; EMMER, I. M.; GRISCOM, B. W. The role of soil carbon in natural climate solutions. **Nature Sustainability**, United Kingdom, v. 3, p. 391-398, 2020. [https://doi-org.ez294.periodicos.capes.gov.br/10.1038/s41893-020-0491-z](https://doi.org.ez294.periodicos.capes.gov.br/10.1038/s41893-020-0491-z)

BRASIL. **Atlas Esgotos Despoluição de Bacias Hidrográficas**. Brasília, Distrito Federal, p. 56, 2017.

BREDA, C. C.; SOARES, M. B.; TAVANTI, R. F. R.; VIANA, D. G.; FREDDI, O. da S.; PIEDADE, A. R.; MAHL, D.; TRABALLI, R. C.; GUERRINI, I. A. Successive sewage sludge fertilization: Recycling for sustainable agriculture. **Wast Management**, Elmsford, v. 109, p. 38-50, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.04.045>

BRICHI, L.; FERNANDES, J. V. M.; SILVA, B. M.; VIZÚ, J. de F.; JORGE, N.; CHERUBIN, M. R. Organic residues and their impact on soil health, crop production and sustainable agriculture: A review including bibliographic analysis. **Soil Use and Management**, England, v. 39, n. 2, p. 686-706, 2023. <https://doi-org.ez294.periodicos.capes.gov.br/10.1111/sum.12892>

BRUUN, E. W.; AMBUS, P.; EGSGAARD, H.; HAUGGAARD-NIELSEN, H. Effects of slow and fast pyrolysis biochar on soil C and N turnover dynamics. **Soil Biology and Biochemistry**, Netherlands, v. 46, p. 73-79, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.11.019>

BUENO, J. R. P.; BERTON, R. S.; SILVEIRA, A. P. D.; CHIBA, M. K.; ANDRADE, C. A.; MARIA, I. C. D. Chemical and microbiological attributes of an oxisol treated with successive applications of sewage sludge. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Brasil, v. 35, n. 4, p. 1461-1470, 2011. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832011000400040>

BUTA, M.; HUBENY, J.; ZIELINSKI, W.; HARNISZ, M.; KORZENIEWSKA, E. Sewage sludge in agriculture – the effects of selected chemical pollutants and emerging genetic resistance determinants on the quality of soil and crops – a review. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, Netherlands, v. 214, p. 112070, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.112070>

BUTPHU, S.; RASCHE, F.; CADISCH, G.; KAEWPRADIT, W. Eucalyptus biochar application enhances Ca uptake of upland rice, soil available P, exchangeable K, yield, and N use efficiency of sugarcane in a crop rotation system. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, Germany, v. 183, n. 1, p.58-68, 2019. <https://doi.org/10.1002/jpln.201900171>

CAMBARDELLA, C. A.; ELLIOT, E. T. Particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 56, n. 3, p. 777-783, 1992. <https://doi.org/10.2136/sssaj1992.03615995005600030017x>

CARNEIRO, L. F.; OLIVEIRA, R. A.; WEBER, A.; DAROS, E.; BERTON, G. S.; RODRIGUES, F. V. Alternative sugarcane production for conservation of sandy soils: sugarcane straw, intercropping and nitrogen. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 44, p. 1-9, 2020. <https://doi.org/10.1590/1413-7054202044009920>

CERRI, C. E. P.; FEIGL, B.; CERRI, C. C. Dinâmica da matéria orgânica do solo na Amazônia. In: SANTOS, G. A.; SILVA, L. S.; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. O. **Fundamentos da matéria orgânica do solo: Ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2ª edição. Porto Alegre: Metrópole, 2008. p. 325-358.

CHAGAS, J. K. M. FIGUEIREDO, C. C. de; DA SILVA, J.; PAZ-FERREIRO, J. The residual effect of sewage sludge biochar on soil availability and bioaccumulation of heavy metals: Evidence from a three-year field experiment. **Journal of Environmental Management**, England, v. 279, p. 111824, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111824>

CHAGAS, J. K. M.; FIGUEIREDO, C. C.; PAZ-FERREIRO, J. Sewage sludge biochars effects on corn response and nutrition and on soil properties in a 5-yr field experiment. **Geoderma**, Netherlands, v. 401, p. 115323, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115323>

CHAMHUM-SILVA, L. A.; BRESSANI-RIBEIRO, T.; AZEVEDO, L. S.; MATOS, A. T.; CHERNICHARO, C. A. L.; MOTA FILHO, C. R. Spatial multicriteria analysis to select suitable sites for sewage sludge use in agriculture: a case study in southeast Brazil. **Environment, Development and Sustainability**, Netherlands, v. 26, p. 23175-23191, 2023. <https://doi-org.ez294.periodicos.capes.gov.br/10.1007/s10668-023-03595-1>

CHANG, X.; WU, P.; CHUC, Y.; ZHOU, Y.; TANG, Y. Pyrolysis-induced migration and transformation of heavy metals in sewage sludge containing microplastics. **Waste Management**, United Kingdom, v. 189, p. 401-409, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2024.08.039>

CHEN, H.; MA, J.; WANG, X.; XU, P.; ZHENG, S.; ZHAO, Y. Effects of Biochar and Sludge on Carbon Storage of Urban Green Roofs. **Forests**, Basel, v. 9, n. 7, p. 413, 2018. <https://doi.org/10.3390/f9070413>

CHEN, J.; DE CHEN; XU, Q.; FUHRMANN, J. J.; LI, L.; GENXING, P.; LI, Y.; QIN, H.; LIANG, C.; SOL, X. Organic carbon quality, composition of main microbial groups, enzyme activities, and temperature sensitivity of soil respiration of an acid paddy soil treated with biochar. **Biology and Fertility of Soils**, Germany, v. 55, p. 185-197, 2019. <https://doi-org.ez294.periodicos.capes.gov.br/10.1007/s00374-018-1333-2>

CHEN, J.; ELSGAARD, L.; GROENIGEN, K. J. V.; OLESEN, J. E.; LIANG, Z.; JIANG, Y.; LAERKE, P. E.; ZHANG, Y.; LUO, Y.; HUNGATE, B. A.; SINSABAUGH, R. L.; JØRGENSEN, U. Soil carbon loss with warming: New evidence from carbon-degrading enzymes. **Global Change Biology**, United Kingdom, v. 26, n. 4, p. 1944-1952, 2020. <https://doi.org/10.1111/gcb.14986>

CHEN, M.; OSHITA, K.; MAHZOUN, Y. TAKAOKA, M.; FUKUTANI, S.; SHIOTA, K. Survey of elemental composition in dewatered sludge in Japan. **The Science of the total environment**, Netherlands, v. 752, p. 141857, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141857>

CHERUBIN, M. R.; CARVALHO, J. L. N.; CERRI, C. E. P.; NOGUEIRA, L. A. H.; SOUZA, G. M.; CANTARELLA, H. Land Use and Management Effects on Sustainable Sugarcane-Derived Bioenergy. **Land**, Switzerland, v. 10, n. 1, p. 1-24, 2021. <https://doi.org/10.3390/land10010072>

CHOJNACKA, K.; SKRZYPCZAK, D.; SZOPA, D.; IZYDORCZYK, G.; MOUSTAKAS, K.; WITEK-KROWIAK, A. Management of biological sewage sludge: Fertilizer nitrogen recovery as the solution to fertilizer crisis. **Journal of Environmental Management**, United Kingdom, v. 326, p. 116602, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116602>

CHU, H.; LIN, X.; FUJII, T.; MORIMOTO, S.; YAGI, K.; HU, J.; ZHANG, J. Soil microbial biomass, dehydrogenase activity, bacterial community structure in response to long-term fertilizer management. **Soil Biology and Biochemistry**, Netherlands, v. 39, n. 11, p. 2971-2976, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2007.05.031>

CLOUGH, T. J.; CONDRON, L. M.; KAMMANN, C.; MÜLLER, C. A Review of Biochar and Soil Nitrogen Dynamics. **Agronomy**, Basel, v. 3, n. 2, p. 275-293, 2013. <https://doi.org/10.3390/agronomy3020275>

COELHO, T. R.; DA SILVA, J. A. F.; DIAS, M. V. Lodo de estação de tratamento de esgoto (ETE) e compostagem orgânica em cultivo de mudas nativas: estudo na região dos lagos, RJ – Brasil. **Revista Internacional de Ciências**, Rio de Janeiro, v. 9, n. 2, p. 84-102, 2019. <https://doi.org/10.12957/ric.2019.39002>

CONAB – **Companhia Nacional de Abastecimento. Acompanhamento da safra brasileira de cana-de-açúcar**. Brasília, DF, v. 11, n. 4, 2024. Disponível em: <https://www.conab.gov.br/info-agro/safras/cana>. Acesso em: 4 jan. 2024.

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução N° 498, de 19 de agosto de 2020**. Define critérios e procedimentos para a produção e aplicação de bio sólido em solos, e dá outras providências. Brasília, DF, 2020. Disponível em: https://conama.mma.gov.br/index.php?option=com_sisconama&view=atonormativo&id=726. Acesso em: 12 out. 2023.

COOPER, J.; GREENBERG, I.; LUDWIG, B.; HIPPICH, L.; FISCHER, D.; GLASER, B.; KAISER, M. Effect of biochar and compost on soil properties and organic matter in aggregate size fractions under field conditions. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Netherlands, v. 295, p. 106882, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.106882>

CORRÊA, R. S.; BARBOSA, J. Z.; PÔGGERE, G. C.; MAGRI, E.; OLIVEIRA, S. A. Grain and Foliar Nutritional Responses of Corn (*Zea mays* L.) to Sewage Sludge Soil Application. **Waste and Biomass Valorization**, Netherlands, v. 14, n. 8, p. 2629-2641, 2023. <https://doi.org/10.1007/s12649-023-02037-3>

CORRÊA, R. S.; WHITE, R. E.; WEATHERLEY, A. J. Effects of sewage sludge stabilization on organic-N mineralization in two soils. **Soil Use and Management**, England, v. 28, n. 1, p. 12-18, 2012. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2012.00387.x>

DE OLIVEIRA FERREIRA, A.; SÁ, J. C. de M.; HARMS, M. G.; MIARA, S.; BRIEDIS, C.; QUADROS NETTO, C.; DOS SANTOS, J. B.; CANALLI, L. B.; Carbon balance and crop residue management in dynamic equilibrium under a no-till system in Campos Gerais.

Revista Brasileira de Ciência do Solo, Brasil, v. 36, n. 5, p. 1583-1590, 2012.

<https://doi.org/10.1590/S0100-06832012000500022>

DE OLIVEIRA FERREIRA, A.; SÁ, J. C. de M.; LAL, R.; AMADO, T. J. C.; INAGAKI, T. M.; BRIEDIS, C.; TIVET, F. Can no-till restore soil organic carbon to levels under natural vegetation in a subtropical and tropical Typic Quartzipisamment? **Land degradation & development**, United Kingdom, v. 32, n. 4, p. 1742-1750, 2021.

<https://doi.org/10.1002/ldr.3822>

DHANKER, R.; CHAUDHARY, S.; GOYAL, S.; GARG, V. K. Influence of urban sewage sludge amendment on agricultural soil parameters. **Environmental Technology & Innovation**, Netherlands, v. 23, p. 101642, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2021.101642>

DHYANI, V.; BHASKAR, T. A comprehensive review on the pyrolysis of lignocellulosic biomass. **Renewable Energy**, United Kingdom, v. 129, 695-716, 2018.

<https://doi.org/10.1016/j.renene.2017.04.035>

DÍAZ, E.; PINTADO, L.; FABÁ, L.; ORDÓÑEZ, S.; GONZÁLEZ-LAFUENTE, J. M. Effect of sewage sludge composition on the susceptibility to spontaneous combustion. **Journal of Hazardous Materials**, Netherlands, v. 361, p. 267-272, 2019.

<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.08.094>

DILLEWIJN, C. V. **Botany of sugarcane**. Waltham: Chronica Botanica, 1952. 371p.

DING, F.; VAN ZWIETEN, L.; ZHANG, W.; WENG, Z.; SHI, S.; WANG, J.; MENG, J. A meta-analysis and critical evaluation of influencing factors on soil carbon priming following biochar amendment. **Journal of Soils and Sediments**, Germany, v. 18, n. 4, p. 1507-1517, 2017. <https://doi-org.ez294.periodicos.capes.gov.br/10.1007/s11368-017-1899-6>

DING, Z.; KHEIR, A. M. S.; ALI, M. G. M.; ALI, O. A. M.; ABDELAAL, A. I. N.; LIN, X., ZHOU, Z.; WANG, B.; LIU, B.; HE, Z. The integrated effect of salinity, organic amendments, phosphorus fertilizers, and deficit irrigation on soil properties, phosphorus fractionation and wheat productivity. **Scientific Reports**, United Kingdom, v. 10, p. 1-13, 2020. <https://doi-org.ez294.periodicos.capes.gov.br/10.1038/s41598-020-59650-8>

DONAGEMMA, G. K.; FREITAS, P. L.; BALIEIRO, F. de C.; FONTANA, A.; SPERA, S. T.; LUMBRERAS, J. F.; VIANA, J. H. M.; ARAÚJO FILHO, J. C.; SANTOS, F. C.; ALBUQUERQUE, M. R.; MACEDO, M. C. M.; TEIXEIRA, P. C.; AMARAL, A. J.; BORTOLON, E.; BORTOLON, L. Characterization, agricultural potential, and perspectives for the management of light soils in Brazil. **Pesquisa agropecuária brasileira**, Brasília, v. 51, n. 9, p. 1003-1020, 2016. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2016000900001>

DONAGEMMA, G. K.; VIANA, J. H. M.; ALMEIDA, B. G.; RUIZ, H. A.; KLEIN, V. A.; DECHEN, S. C. F.; FERNANDES, R. B. A. Análise granulométrica. In: TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. **Manual de métodos de análise de solo**. 3ª edição. Brasília: Embrapa, 2017. p. 95-116.

- DUTRA FILHO, J. de A.; CALSA JÚNIOR, T.; SIMÕES NETO, D. E. Phenotype adaptability and stability of sugarcane genotypes in the sugarcane belt of the State of Pernambuco, Brazil. **Genetics and Molecular Research**, Brazil, v. 13, n. 3, p. 6865-6877, 2014. <https://doi.org/10.4238/2014.august.29.8>
- EBRAHIMI, M.; SARIKHANI, M. R.; SHIRI, J. Application of artificial neural network and gene expression programming to estimate soil microbial metabolic quotient. **Applied Soil Ecology**, Netherlands, v. 175, p. 104465, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2022.104465>
- EDEH, I. G.; MASEK, O.; BUSS, W. A meta-analysis on biochar's effects on soil water properties – New insights and future research challenges. **The Science of the total environment**, Netherlands, v. 714, p. 136857, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136857>
- EL-NAGGAR, A.; LEE, S. S.; RINKLEBE, J.; FAROOQ, M.; SONG, H.; SARMAH, A. K.; ZIMMERMAN, A. R.; AHMAD, M.; SHAHEEN, S. M.; OK, Y. S. Biochar application to low fertility soils: a review of current status, and future pro-spects. **Geoderma**, Netherlands, v. 337, p. 536-554, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.09.034>
- ELSALAM, H. E. A.; EL-SHARNOUBY, M. E.; MOHAMED, A. E.; RAAFAT, B. M.; EL-GAMAL, E. H. Effect of Sewage Sludge Compost Usage on Corn and Faba Bean Growth, Carbon and Nitrogen Forms in Plants and Soil. **Agronomy**, Basel, v. 11, n. 4, p. 1-20, 2021. <https://doi.org/10.3390/agronomy11040628>
- EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 3ª edição. Brasília: Embrapa, 2013. 353 p.
- FACHINI, J.; COSER, T. R.; ARAUJO, A. S.; VALE, A. T.; JINDO, K.; FIGUEIREDO, C. C. One Year Residual Effect of Sewage Sludge Biochar as a Soil Amendment for Maize in a Brazilian Oxisol. **Sustainability**, Switzerland, v. 13, n. 4, p. 2226, 2021. <https://doi.org/10.3390/su13042226>
- FACHINI, J.; FIGUEIREDO, C. C. Pyrolysis of Sewage Sludge: Physical, Chemical, Morphological and Mineralogical Transformations. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, Brasil, v. 65, p. 1-10, 2022. <https://doi.org/10.1590/1678-4324-2022210592>
- FAO. Food and Agriculture Organization of the United Nations. **FAOStat, Land Use Data**. Rome, Italy. 2020. Disponível em: <http://www.fao.org/faostat/en/#data/RL>. Acesso em: 10 mar. 2025.
- FARHANGI-ABRIZ, S.; TORABIAN, S.; QIN, R.; NOULAS, C.; LU, Y.; GAO, S. Biochar effects on yield of cereal and legume crops using meta-analysis. **The Science of The Total Environment**, Netherlands, v. 775, p. 145869, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145869>
- FAWZY, S.; OSMAN, A. I.; YANG, H.; DORAN, J.; ROONEY, D.W. Industrial Biochar Systems for Atmospheric Carbon Removal: A Review. **Environmental Chemistry Letters**, Germany, v. 19, n. 4, p. 3023–3055, 2021. <https://doi-org.ez294.periodicos.capes.gov.br/10.1007/s10311-021-01210-1>

- FERNANDES, S. A. P.; BETTIOL, W.; CERRI, C. C. Effect of sewage sludge on microbial biomass, basal respiration, metabolic quotient and soil enzymatic activity. **Applied Soil Ecology**, Netherlands, v. 30, n. 1, p. 65-77, 2005. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2004.03.008>
- FERREIRA, A. C. de B.; BOGIANI, J. C.; SOFATTI, V.; BORIN, A. L. D. C.; PERINA, F. J.; FERREIRA, G. B.; SILVA, M. A. S.; MACHADO, P. L. O. de A. Organic carbon stock changes and crop yield in a tropical sandy soil under rainfed grains-cotton farming systems in Bahia, Brazil. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, Goiânia, v. 52, p. e71219, 2022. <https://doi.org/10.1590/1983-40632022v5271219>
- FERREIRA, C. S. S.; SEIFOLLAHI-AGHMIUNI, S.; DESTOUNI, G.; GHAJARNIA, N.; KALANTARI, Z. Soil degradation in the European Mediterranean region: Processes, status and consequences. **Science of The Total Environment**, Netherlands, v. 805, p. 150106, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150106>
- FERREIRA, O. E.; SILVA, H. D. M.; ALVES, A. B.; AGUILAR, M. G.; PIMENTA, L. P. S.; COSTA, G. H. G.; CRUZ, M. C. P.; BEZERRA, A. C. da S.; MACHADO, A. R. T. Biochar enhances soil interactions and the initial development of sugarcane. **Scientific Reports**, United Kingdom, v. 14, p. 1-13, 2024. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-78706-7>
- FIGUEIREDO, C. C.; COSER, T. R.; MOREIRA, T. N.; LEÃO, T. P.; VALE, A. T.; PAZ-FERREIRO, J. Carbon Mineralization in a Soil Amended with Sewage Sludge-Derived Biochar. **Applied Sciences**, Switzerland, v. 9, n. 21, p. 4481, 2019. <https://doi.org/10.3390/app9214481>
- FIGUEIREDO, C. C.; FARIAS, W. M.; COSER, T. R.; PAULA, A. M.; SILVA, M. R. S.; PAZ-FERREIRO, J. Sewage sludge biochar alters root colonization of mycorrhizal fungi in a soil cultivated with corn. **European Journal of Soil Biology**, Netherlands, v. 93, p. 103092, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2019.103092>
- FIGUEIREDO, C. C.; FARIAS, W. M.; MELO, B. A.; CHAGAS, J. K. M.; VALE, A. T.; COSER, T. R. Labile and stable pools of organic matter in soil amended with sewage sludge biochar. **Archives of Agronomy and Soil Science**, United Kingdom, v. 65, n. 6, p. 770-781, 2019. <https://doi-org.ez294.periodicos.capes.gov.br/10.1080/03650340.2018.1524577>
- FIGUEIREDO, C. C.; PINHEIRO, T. D.; OLIVEIRA, L. E.; Z.; ARAUJO, A. S.; COSER, T. R.; PAZ-FERREIRO, J. Direct and residual effect of biochar derived from biosolids on soil phosphorus pools: a four-year field assessment. **Science of The Total Environment**, Netherlands, v. 739, p. 140013, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140013>
- FIGUEIREDO, C. C.; WICKERT, E. G.; NEVES, H. C. V.; COSER, T. R.; PAZ-FERREIRO, J. Sewage sludge biochar increases nitrogen fertilizer recovery: Evidence from a ¹⁵N tracer field study. **Soil Use and Management**, England, v. 37, n. 4, p. 689-697, 2020. <https://doi.org/10.1111/sum.12672>

FRANCO, N. M.; LEITE, D. A. N. O.; YABUKI, L. N. M.; ZANATTA, M. B. T.; MENEGARIO, A. A.; ANGELIS, D. F.; MAZZEO, D. E. C. Biodegradability of water treatment sludge influenced by sewage sludge, focusing its use in agriculture as soil conditioner. **International journal of environmental science and technology**, Tehran, v. 19, p. 9623-9638, 2022. <https://doi-org.ez294.periodicos.capes.gov.br/10.1007/s13762-021-03792-3>

GALLO, J. R.; ALVAREZ, R.; ABRAMIDES, E. Amostragem em cana-de-açúcar, para fins de análise foliar. **Bragantia**, Campinas, v. 21, n. 54, p. 899-921, 1962. <https://doi.org/10.1590/S0006-87051962000100054>

GALVEZ, A.; SINICCO, T.; CAYUELA, M. L.; MINGORANCE, M. D.; FORNASIER, F.; MONDINI, C. Short term effects of bioenergy by-products on soil C and N dynamics, nutrient availability and biochemical properties. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Netherlands, v. 160, p. 3-14, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.06.015>

GEISSELER, D.; SCOW, K. M. Long-term effects of mineral fertilizers on soil microorganisms – A review. **Soil Biology and Biochemistry**, United Kingdom, v. 75, p. 54-63, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.03.023>

GERKE, J. The Central Role of Soil Organic Matter in Soil Fertility and Carbon Storage. **Soil systems**, Basel, v. 6, n. 2, p. 33, 2022. <https://doi.org/10.3390/soilsystems6020033>

GIANNETTA, B.; PLAZA, C.; GALLUZZI, G.; BENAVENTE-FERRACES, I.; GARCÍA-GIL, J. C.; PANETTIERI, M.; GASCÓ, G.; ZACCONE, C. Distribution of soil organic carbon between particulate and mineral-associated fractions as affected by biochar and its co-application with other amendments. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Netherlands, v. 360, p. 108777, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2023.108777>

GOMES, M. O.; CRUZ, A. F.; FIGUEIREDO, C. C. Nutritional Evaluation by the DRIS Method of Corn Plants Fertilized with Sewage Sludge Biochar. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, United States, v. 53, p. 2187-2195, 2022. <https://doi-org.ez294.periodicos.capes.gov.br/10.1080/00103624.2022.2070636>

GONZAGA, M. I. S.; SANTOS, J. C. de J.; ALMEIDA, A. Q.; ROS, K.; SANTOS, W. M. Nitrogen and phosphorus availability in the rhizosphere of maize plants cultivated in biochar amended soil. **Archives of Agronomy and Soil Science**, United Kingdom, v. 68, n. 8, p. 1062-1074, 2021. <https://doi-org.ez294.periodicos.capes.gov.br/10.1080/03650340.2020.1869215>

GOPINATH, A.; DIVYAPRIYA, G.; SRIVASTAVA, V.; LAIJUC, A. R.; NIDHEESH, P. V.; KUMAR, M. S. Conversion of sewage sludge into biochar: A potential resource in water and wastewater treatment. **Environmental Research**, Netherlands, v. 194, p. 110656, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.110656>

GROSS, A.; BROMM, T.; GLASER, B. Soil organic carbon sequestration after biochar application: A global meta-analysis. **Agronomy**, Basel, v. 11, p. 2474, 2021. <https://doi.org/10.3390/agronomy11122474>

GROSS, A.; BROMM, T.; POLIFKA, S.; FISCHER, D.; GLASER, B. Long-term biochar and soil organic carbon stability—Evidence from field experiments in Germany. **Science of the Total Environment**, Netherlands, v. 954, p. 176340, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.176340>

GUIMARÃES, G.; LANA, R. de P.; REI, R. de S.; VELOSO, C. M.; SOUSA, M. R. de M.; RODRIGUES, R. C.; CAMPOS, S. de A. Produção de cana-de-açúcar adubada com cama de frango. **Revista Brasileira de Saúde e Produção Animal**, Salvador, v.17, n.4, p.617-625, 2016. <https://doi.org/10.1590/S1519-99402016000400006>

GUNDALE, M. J.; DE LUCA, T. H. Temperature and source material influence ecological attributes of ponderosa pine and Douglas-fir charcoal. **Forest Ecology and Management**, Netherlands, v. 231, p. 86-93, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.05.004>

GWENZI, W.; MUZAVA, M.; MAPANDA, F.; TAURO, T. P. Comparative short-term effects of sewage sludge and its biochar on soil properties, maize growth and uptake of nutrients on a tropical clay soil in Zimbabwe. **Journal of Integrative Agriculture**, Netherlands, v. 15, n. 6, p. 1395-1406, 2016. [https://doi.org/10.1016/S2095-3119\(15\)61154-6](https://doi.org/10.1016/S2095-3119(15)61154-6)

HAIDER, G.; STEFFENS, D.; MOSER, G.; MÜLLER, C.; KAMMANN, C. I. Biochar reduced nitrate leaching and improved soil moisture content without yield improvements in a four-year field study. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Netherlands, v. 237, p. 80-94, 2017. <https://doi-org.ez294.periodicos.capes.gov.br/10.1016/j.agee.2016.12.019>

HAIR JÚNIOR, J. F.; ANDERSON, R. E.; TATHAM, R. L.; BLACK, W. C. **Análise multivariada de dados**. Porto Alegre (RS): Bookman, 2005, *E-book*.

HAMDI, H.; HECHMI, S.; KHELIL, M. N.; ZOGHLAMI, I. R.; BENZARTI, S.; MOKNITLILI, S.; HASSEN, A.; JEDIDI, N. Repetitive land application of urban sewage sludge: Effect of amendment rates and soil texture on fertility and degradation parameters. **Catena**, Giesen, v. 172, p. 11-20, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.08.015>

HAN, M.; ZHAO, Q.; LI, W.; CIAIS, P.; WANG, Y.; GOLL, D. S.; ZHU, L.; ZHAO, Z.; WANG, J.; WEI, Y.; WU, F. Global soil organic carbon changes and economic revenues with biochar application. **Global Change Biology Bioenergy**, England, v. 14, n. 3, p. 364-377, 2022. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12915>

HÄRING, V.; MANKA'ABUSI, D.; AKOTO-DANSO, E. K.; WERNER, S.; ATIAH, K.; STEINER, C.; LOMPO, D. J.; ADIKU, S. G. K.; BUERKERT, A.; MARSCHNER, B. Effects of biochar, waste water irrigation and fertilization on soil properties in West African urban agriculture. **Scientific reports**, United Kingdom, v. 7, n. 1, p. 10738, 2017. <https://doi-org.ez294.periodicos.capes.gov.br/10.1038/s41598-017-10718-y>

HASNAIN, M.; MUNIR, N.; ABIDEEN, Z.; ZULFIQAR, F.; KOYRO, H. W.; EL-NAGGAR, A.; CAÇADOR, I.; DUARTE, B.; RINKLEBE, J.; YONG, J. W. H. Biochar-plant interaction and detoxification strategies under abiotic stresses for achieving agricultural resilience: A critical review. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, Netherlands, v. 249, p. 114408, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2022.114408>

HE, L.; LIU, Y.; JIN, Z.; BI, Y.; ZHAO, X.; WANG, S.; XING, G. Comparison of straw-biochar-mediated changes in nitrification and ammonia oxidizers in agricultural oxisols and cambosols. **Biology and Fertility of Soils**, Germany, v. 52, p. 137-149, 2016. <https://doi-org.ez294.periodicos.capes.gov.br/10.1007/s00374-015-1059-3>

HECHMI, S.; HAMDY, H.; TLILI, S. M.; ZOGHLAMI, I. R.; KHELIL, M. N.; BENZARTI, S.; HASSEN, A.; JEDIDI, N. Carbon mineralization, biological indicators, and phytotoxicity to assess the impact of urban sewage sludge on two light-textured soils in a microcosm. **Journal of environmental quality**, United States, v. 49, n. 2, p. 460-471, 2020. <https://doi.org/10.1002/jeq2.20011>

HERNANDEZ-SORIANO, M. C.; KERRÉ, B.; KOPITKE, P. M.; HOREMANS, B.; SMOLDERS, E. Biochar affects carbon composition and stability in soil: a combined spectroscopy-microscopy study. **Scientific Reports**, United Kingdom, v. 6, n. 1, p. 25127, 2016. <https://doi-org.ez294.periodicos.capes.gov.br/10.1038/srep25127>

HERSZTEK-MIERZWA, M.; GONDEK, K.; KLIMKOWICZ-PAWLAS, A.; BARAN, A.; BAJDA, T. Sewage sludge biochars management—Ecotoxicity, mobility of heavy metals, and soil microbial biomass. **Environmental Toxicology and Chemistry**, United States, v. 37, n. 4, p. 1197-1207, 2017. <https://doi.org/10.1002/etc.4045>

HOANG, S. A.; BOLAN, N.; MADHUBASHANI, A. M. P.; VITHANAGE, M.; PERERA, V.; WIJESEKARA, H.; WANG, H.; SRIVASTAVA, P.; KIRKHAN, M. B.; MICKAN, B. S.; RINKLEBE, J.; SIDDIQUE, K. H. M. Treatment processes to eliminate potential environmental hazards and restore agronomic value of sewage sludge: A review. *Environmental Pollution*, England, v. 293, p. 118564-118564, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118564>

HOSSAIN, M. Z.; BAHAR, M. M.; SARKAR, B.; DONNE, S. W.; OK, Y. S.; PALANSOORIYA, K. N.; KIRKHAM, M. B.; CHOWDHURY, S.; BOLAN, N. Biochar and its importance on nutrient dynamics in soil and plant. **Biochar**, Singapore, v. 2, p. 379-420, 2020. <https://doi-org.ez294.periodicos.capes.gov.br/10.1007/s42773-020-00065-z>

HUANG, J.; HARTEMINK, A. Soil and environmental issues in sandy soils. **Earth-Science Reviews**, Netherlands, v. 208, p. 103295, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2020.103295>

HUANG, Y.; TAO, B.; LAL, R.; LORENZ, K.; JACINTHE, P.; SHRESTHA, R. K.; BAI, X.; SINGH, M. P.; LINDSEY, L. E.; REN, W. A global synthesis of biochar's sustainability in climate-smart agriculture - Evidence from field and laboratory experiments. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, Netherlands, v. 172, p. 113042, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2022.113042>

HUANG, Y.; XIAO, X. Role of biochar in raising blue carbon stock capacity of salt marshes. **Pedosphere**, China, v. 34, n. 1, p. 19-22, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.pedsph.2023.07.012>

IOCOLI, G.A.; ZABALOY, M. C.; PASDEVICELLI, G.; GÓMEZ, M. A. Use of biogas digestates obtained by anaerobic digestion and co-digestion as fertilizers: Characterization, soil biological activity and growth dynamic of *Lactuca sativa*. L. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v.647, p.11-19, 2019.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.444>

IPA – **Empresa Pernambucana de Pesquisa Agropecuária. Recomendações de adubação para o Estado de Pernambuco.** 2ª ed. Recife, 2008. 198p.

IPPOLITO, J. A.; CUI, L.; KAMMANN, C.; WRAGE-MÖNNIG, N.; ESTAVILLO, J. M.; FUERTES-MENDIZABAL, T.; CAYUELA, M. L.; SIGUA, G.; NOVAK, J.; SPOKAS, K.; BORCHARD, N. Feedstock choice, pyrolysis temperature and type influence biochar characteristics: a comprehensive meta-data analysis review. **Biochar**, Singapore, v. 2. p. 421-438, 2020. <https://doi.org/10.1007/s42773-020-00067-x>

ISLAM, K. R.; WEIL, R. R. Microwave irradiation of soil for routine measurement of microbial biomass carbon. **Biology and Fertility of Soils**, New York, v. 27, n. 4, p. 408-416, 1998. <https://doi-org.ez294.periodicos.capes.gov.br/10.1007/s003740050451>

JANASZEK, A.; SILVA, A. F.; JURIŠEVIĆ, N.; KANUCHOVA, M.; KOZÁKOVÁ, L.; KOWALIK, R. The Assessment of Sewage Sludge Utilization in Closed-Loop Economy from an Environmental Perspective. **Water**, Basel, v. 16, n. 3, p. 1-17, 2024.
<https://doi.org/10.3390/w16030383>

JAROSZ, R.; MIERZWA-HERSZTEK, M.; GONDEK, K.; KOPEĆ, M.; LOŠÁK, T.; MARCIŃSKA-MAZUR, L. Changes in quantity and quality of organic matter in soil after application of poultry litter and poultry litter biochar—5-year field experiment. **Biomass conversion and biorefinery**, Berlin, v. 12, n. 7, p. 2925-2934, 2022. <https://doi-org.ez294.periodicos.capes.gov.br/10.1007/s13399-020-01005-4>

JARRELL, W. M.; BEVERLY, R. B.; BRADY, N. C. Advances in agronomy. In: **The Dilution Effect in Plant Nutrition Studies**. Academic Press New York, NY, 1981. p. 197-224.

JOSEPH, S.; COWIE, A. L.; VAN ZWIETEN, L.; BOLAN, N.; BUDAI, A.; BUSS, W.; CAYUELA, M. L.; GRABER, E. R.; IPPOLITO, J. A.; KUZYAKOV, Y.; LUO, Y.; OK, Y. S.; PALANSOORIYA, K. N.; SHEPHERD, J.; STEPHENS, S.; WENG, ZHE; LEHMANN, J. How biochar works, and when it doesn't: A review of mechanisms controlling soil and plant responses to biochar. **Global Chang Biology Bioenergy**, Oxford, v. 13, n. 11, p. 1731-1764, 2021. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12885>

JOSEPH, S.; POW, D.; DAWSON, K.; RUST, J.; MUNROE, P.; TAHERYMOOSAVI, S.; MITCHELL, D. R. G.; ROBB, S.; SOLAIMAN, Z. M. Biochar increases soil organic carbon, avocado yields and economic return over 4 years of cultivation. **Science of the Total Environment**, Netherlands, v. 724, p. 1-11, 2020.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138153>

KAZEMI, M.; BADALIAN GHOOLIKANDI, G. Digested wastewater sludge dewatering process using water treatment plants chemical sludge and walnut shell activated carbon powder. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, Tokyo, v. 25, p. 1096-1107, 2023. <https://doi-org.ez294.periodicos.capes.gov.br/10.1007/s10163-023-01596-w>

KHAN, R.; SHUKLA, S.; KUMAR, M.; ZUORRO, A.; PANDEY, A. Sewage sludge derived biochar and its potential for sustainable environment in circular economy: Advantages and challenges. **Chemical Engineering Journal**, Switzerland, v. 471, p. 144495, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2023.144495>

KÖGEL-KNABNER, I.; AMELUNG, W. Soil organic matter in major pedogenic soil groups. **Geoderma**, Amsterdam, v. 384, p. 114785, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114785>

KOPITTKE, P. M.; MENZIES, N. W.; WANG, P.; MCKENNA, B. A.; LOMBI, E. Soil and the intensification of agriculture for global food security. **Environment International**, Oxford, v. 132, p. 105078, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105078>

LANDELL, M. G. A.; SILVA, M. A. Manual do experimentador: melhoramento da cana-de-açúcar. In: **Metodologia de Experimentação: ensaios de competição em cana-de-açúcar**. Pindorama: Instituto Agrônômico, 1995.

LARNEY, F. J.; ANGERS, D. A. The role of organic amendments in soil reclamation: A review. **Canadian Journal of Soil Science**, Canada, v. 92, n. 1, p. 19-38, 2012. <https://doi.org/10.4141/cjss2010-064>

LEGHARI, S. J.; WAHOCHO, N. A.; LAGHARI, G. M.; HAFEEZLAGHARI, A.; MUSTAFABHABHAN, G.; HUSSAINTALPUR, K. Role of nitrogen for plant growth and development: a review. **Advances in Environmental Biology**, Jordan, v. 10, n. 9, p. 209–219, 2016.

LEHMAN, R. M.; CAMBARDELLA, C. A.; STOTT, D. E.; ACOSTA-MARTINEZ, V.; MANTER, D. K.; BUYER, J. S.; MAUL, J. E.; SMITH, J. L.; COLLINS, H. P.; HALVORSON, J. J.; KREMER, R. J.; LUNDGREN, J. G.; DUCEY, T. F.; JIN, V. L.; KARLEN, D. L. Understanding and Enhancing Soil Biological Health: The Solution for Reversing Soil Degradation. **Sustainability**, Basel, v. 7, n. 1, p. 988-1027, 2015. <https://doi.org/10.3390/su7010988>

LEHMANN, J.; KINYANGI, J.; SOLOMON, D. Organic matter stabilization in soil microaggregates: Implications from spatial heterogeneity of organic carbon contents and carbon forms. **Biogeochemistry**, Netherlands, v. 85, p. 45-57, 2007. <https://doi-org.ez294.periodicos.capes.gov.br/10.1007/s10533-007-9105-3>

LEHMANN, J.; COWIE, A.; MASIELLO, C. A.; KAMMANN, C.; WOOLF, D.; AMONETTE, J. E.; CAYUELA, M. L.; CAMPS-ARBESTAIN, M.; WHITMAN, T. Biochar in climate change mitigation. **Nature Geoscience**, United kingdom, v. 14, p. 883-892, 2021. <https://doi.org/10.1038/s41561-021-00852-8>

LI, B.; GUO, Y.; LIANG, F.; LIU, W.; WANG, Y.; CAO, W.; HE, S.; CHEN, J.; GUO, J. Global integrative meta-analysis of the responses in soil organic carbon stock to biochar amendment. **Journal of Environmental Management**, United Kingdom, v. 351, p. 1-9, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.119745>

LI, G.; SUN, G. X.; REN, Y.; LUO, X. S.; ZHU, Y. G. Urban soil and human health: a review. **European Journal of Soil Science**, v. 69, n. 1, p. 196-215, 2018. <https://doi.org/10.1111/ejss.12518>

LI, M.; WANG, Y.; LIU, M.; LIU, Q.; XIE, Z.; LI, Z.; UCHIMIYA, M.; CHEN, Y. Three-Year Field Observation of Biochar-Mediated Changes in Soil Organic Carbon and Microbial Activity. **Journal of environmental quality**, United States, v. 48, n. 3, p. 717-726, 2019. <https://doi.org/10.2134/jeq2018.10.0354>

LI, S.; TASNADY, D. Biochar for Soil Carbon Sequestration: Current Knowledge, Mechanisms, and Future Perspectives. **C-Journal of Carbon Research**, Basel, v. 9, n. 3, p. 1-30, 2023. <https://doi.org/10.3390/c9030067>

LIEW, C. S.; KIATKITTIPONG, W.; LIM, J. W.; LAM, M. K.; HO, Y.; HO, C.; NTWAMPE, S. K. O.; MOHAMAD, M.; USMAN, A. Stabilization of heavy metals loaded sewage sludge: Reviewing conventional to state-of-the-art thermal treatments in achieving energy sustainability. **Chemosphere**, United Kingdom, v. 277, p. 130310, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130310>

LIU, J.; JIANG, L.; ZHANG, X.; FU, B.; HE, Z.; CHEN, M.; ZENG, S.; ZHAO, Q. Sewage sludge application stimulated soil N₂O emissions with a low heavy metal pollution risk in Eucalyptus plantations. **Journal of Environmental Management**, United Kingdom, v. 339, p. 117933-117933, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117933>

LIU, L.; WANG, Y.; YAN, X.; LI, J.; JIAO, N.; HU, S. Biochar amendments increase the yield advantage of legume-based intercropping systems over monoculture. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Netherlands, v. 237, p. 16-23, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.12.026>

LU, S.; GAO, X.; WU, P.; LI, W.; BAI, X.; SUN, M.; WANG, A. Assessment of the treatment of domestic sewage by a vertical-flow artificial wetland at different operating water levels. **Journal of Cleaner Production**, Netherlands, v. 208, p. 649-655, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.10.111>

MADRI, F.; RUBIO-BELLIDO, M.; MORILLO, E. Extraction of nonylphenol, pyrene and phenanthrene from sewage sludge and composted biosolids by cyclodextrins and rhamnolipids. **Science of The Total Environment**, Netherlands, v. 715, p. 136986, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136986>

MAHATA, S.; PERIYAVARAM, S. R.; AKKUPALLI, N. K.; SRIVASTAVA, S.; MATLI, C. A review on Co-Hydrothermal carbonization of sludge: Effect of process parameters, reaction pathway, and pollutant transport. **Journal of the Energy Institute**, United Kingdom, v. 110, p. 101340, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.joei.2023.101340>

MAIA, C. E.; MORAIS, E. R. C.; PORTO FILHO, F. de Q.; GUEYI, H. R.; MEDEIROS, J. F. Teores foliares de nutrientes em meloeiro irrigado com águas de diferentes salinidades. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 9, p. 292-295, 2005. <https://doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v9nsupp292-295>

MALAVOLTA, E.; VITTI, G. C.; OLIVEIRA, S. A. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações**. 2.ed. Piracicaba, POTAFOS, 1997. 319p.

MARTÍNI, A. F.; VALANI, G. P.; BOSCHI, R. S.; BOVI, R. C.; SILVA, L. F. S.; COOPER, M. Is soil quality a concern in sugarcane cultivation? A bibliometric review. **Soil and Tillage Research**, Netherlands, v. 204, p. 104751, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.still.2020.104751>

MARZI, M.; SHAHBAZI, K.; KHARAZI, N.; REZAEI, M. The Influence of Organic Amendment Source on Carbon and Nitrogen Mineralization in Different Soils. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, Chile, v. 20, p. 177-191, 2020. <https://doi-org.ez294.periodicos.capes.gov.br/10.1007/s42729-019-00116-w>

MARZOUGUI, N.; OUNALLI, N.; SABBAHI, S.; FEZANNI, T.; ABIDI, F.; JEBARI, S.; MELKI, S.; BERNDTSSON, R.; OUESLATI, W. How Can Sewage Sludge Use in Sustainable Tunisian Agriculture Be Increased? **Sustainability**, Basel, v. 14, p. 13722, 2022. <https://doi.org/10.3390/su142113722>

MENDONÇA, E. S.; MATOS, E. S. **Matéria Orgânica do Solo: Métodos de Análises**, Viçosa, UFV, 2017.

MEYER, J. H.; WOOD, R. A. The effects of soil fertility and nutrition on sugarcane quality: A review. **South African Sugar Technologists Association**, South Africa, v.75, p.242-245, 2001.

MICHALSKA, J.; TUREK-SZYTOW, J.; DUDLO, A.; SURMACZ-GÓRSKA, J. Characterization of humic substances recovered from the sewage sludge and validity of their removal from this waste. **EFB Bioeconomy Journal**, Netherlands, v. 2, p. 100026, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.bioeco.2022.100026>

MIYAZAWA, M.; PAVAN, M. A.; MURAOKA, T.; CARMO, C. A. F. S.; MELO, W. J. Análise química do tecido vegetal. In: SILVA, F. C. **Manual de métodos de análise de solos**. 2ª edição. Brasília: Embrapa, 2009. p. 191-233.

MO, Q.; CHEN, Y.; YU, S.; FAN, Y.; PENG, Z.; WANG, W.; LI, Z.; WANG, F. Leaf nonstructural carbohydrate concentrations of understory woody species regulated by soil phosphorus availability in a tropical forest. **Ecology and Evolution**, United Kingdom, v. 10, n. 15, p. 8429-8438, 2020. <https://doi.org/10.1002/ece3.6549>

MONTGOMERY, D. R. Soil erosion and agricultural sustainability. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, United States, v. 104, n. 33, p. 13268-13272, 2007. <https://doi.org/10.1073/pnas.0611508104>

MOSA, A.; MANSOUR, M. M.; SOLIMAN, E.; EL-GHAMRY, A.; EL ALFY, M.; EL KENAWY, A. M. Biochar as a Soil Amendment for Restraining Greenhouse Gases Emission and Improving Soil Carbon Sink: Current Situation and Ways Forward. **Sustainability**, Switzerland, v. 15, n. 2, p. 1-26, 2023. <https://doi.org/10.3390/su15021206>

MOTA, M. F.C.; DAMIÃO, E. F.; TORRES, M. R.; PEGORARO, R. F.; FRAZÃO, L. A.; FERNANDES, L. A. Biochar as an alternative substrate for the production of sugarcane seedlings. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 25, n. 12, p. 826-832, 2021. <https://doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v25n12p826-832>

MUNDA, S.; BHADURI, D.; MOHANTY, S.; CHATTERJEE, D.; TRIPATHI, R.; SHAHID, M.; KUMAR, U.; BHATTACHARYYA, P.; KUMAR, A.; ADAK, T.; JANGDE, H. K.; NAYAK, A. K. Dynamics of soil organic carbon mineralization and C fractions in paddy soil on application of rice husk biochar. **Biomass and Bioenergy**, Netherlands, v. 115, p. 1-9, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2018.04.002>

MUSTAFA, A.; HOLATKO, J.; HAMMERSCHMIEDT, T.; KUCERIK, J.; KINTL, A.; BALTAZAR, T.; MALICEK, O.; BRTNICKY, M. The Role of Biochar Co-Pyrolyzed with Sawdust and Zeolite on Soil Microbiological and Physicochemical Attributes, Crop Agronomic, and Ecophysiological Performance. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, Chile, v. 23, n. 4, p. 4899-4911, 2023. <https://doi-org.ez294.periodicos.capes.gov.br/10.1007/s42729-023-01428-8>

NASCIMENTO, M. A.; SILVA, T. L.; ROSENDO, B. H. B.; SILVA, E. de S.; ALMEIDA, L. J. M.; FREITAS, A. B. T. M.; MIELEZRSKI, F. Teor de sólidos solúveis de duas variedades de cana-de-açúcar submetidas à calagem em dois ciclos produtivos da cultura. **Revista Brasileira de Meio Ambiente**, Brasil, v. 7, n. 3, p. 80-87, 2019. <https://doi.org/10.5281/zenodo.3595063>

NAVARRO-PEDREÑO, J.; ALMENDRO-CANDEL, M. B.; ZORPAS, A. A. The Increase of Soil Organic Matter Reduces Global Warming, Myth or Reality? **Sci**, Basel, v. 3, n. 1, p. 18, 2021. <https://doi.org/10.3390/sci3010018>

OLIVEIRA JÚNIOR, A. C.; DOS SANTOS, L. N. S.; REIS, M. N. O.; VITORINO, L. C.; BESSA, L. A.; TEIXEIRA, M. B.; SOARES, F. A. L. Effect of Mineral and Organic Nitrogen Sources on Vegetative Development, Nutrition, and Yield of Sugarcane. **Agronomy**, Basel, v. 13, n. 6, p. 1627, 2023. <https://doi.org/10.3390/agronomy13061627>

OLIVEIRA, E. C. A.; OLIVEIRA, R. I.; ANDRADE, B. M. T.; FREIRE, F. J.; LIRA JÚNIOR, M. A.; MACHADO, P. R. Crescimento e acúmulo de matéria seca em variedades de cana-de-açúcar cultivadas sob irrigação plena. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 14, n. 9, p. 951-960, 2010. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662010000900007>

OLIVEIRA, E. C.; GAVA, G. J. de C.; TRIVELIN, P. C. O.; OTTO, R.; FRANCO, H. C. J. Determining a critical nitrogen dilution curve for sugarcane. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, Germany, v. 176, n. 5, p. 712-723, 2013. <https://doi.org/10.1002/jpln.201200133>

PALANSOORIYA, K. N.; SHAHEEN, S. M.; CHEN, S. S.; TSANG, D. C. W.; HASHIMOTO, Y.; HOU, D.; BOLAN, N. S.; RINKLEBE, J.; OK, Y. S. Soil amendments for immobilization of potentially toxic elements in contaminated soils: A critical review. **Environment International**, United States, v. 134, p. 105046, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105046>

PAUSTIAN, K.; LEHMANN, J.; OGLE, S.; REAY, D.; ROBERTSON, G. P.; SMITH, P. Climate-smart soils. **Nature**, London, v. 532, p. 49-57, 2016. <https://doi.org/10.1038/nature17174>

PAZ-FERREIRO, J.; GASCÓ, G.; GUTIÉRREZ, B.; MÉNDEZ, A. Soil biochemical activities and the geometric mean of enzyme activities after application of sewage sludge and sewage sludge biochar to soil. **Biology and fertility of soils**, Germany, v. 48, p. 511-517, 2012. <https://doi-org.ez294.periodicos.capes.gov.br/10.1007/s00374-011-0644-3>

PAZ-FERREIRO, J.; NIETO, A.; MÉNDEZ, A.; ASKELAND, M. P. J.; GASCO, G. Biochar from Biosolids Pyrolysis: A Review. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, Switzerland, v. 15, n. 5, p. 956, 2018. <https://doi.org/10.3390/ijerph15050956>

PEI, J.; DIJKSTRA, F. A.; LI, J.; FANG, C.; SU, J.; ZHAO, J.; NIE, M.; WU, J. Biochar-induced reductions in the rhizosphere priming effect are weaker under elevated CO₂. **Soil Biology and Biochemistry**, United Kingdom, v. 142, p. 1-8, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2019.107700>

PINTO, B. C.; ALVES, A. B.; FERREIRA, O. E.; COSTA, G. H. G.; DE OLIVEIRA, M. A.; BEZERRA, A. C. da S.; MACHADO, A. R. T. Biochar influences the cane fields' microbiota and the development of pre-sprouted sugarcane seedlings. **Waste Disposal & Sustainable Energy**, Singapore, v. 5, p. 75-88, 2023. <https://doi-org.ez294.periodicos.capes.gov.br/10.1007/s42768-022-00129-9>

PINTO, L. A. da S. R.; MORAIS, I. de S.; OZÓRIO, J. M. B.; MELO, T. R.; ROSSET, J. S.; PEREIRA, M. G.; Soil aggregation and associated organic matter under management systems in sandy-textured soils, subtropical region of Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, Netherlands, v. 195, n. 253, p. 1-18, 2023. <https://doi-org.ez294.periodicos.capes.gov.br/10.1007/s10661-022-10892-1>

PLAZA, C.; GIANNETTA, B.; FERNÁNDEZ, J. M.; LÓPEZ-DE-SÁ, E. G.; POLO, A.; GASCÓ, G.; MÉNDEZ, A.; ZACCONE, C. Response of different soil organic matter pools to biochar and organic fertilizers. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Netherlands, v. 225, p. 150-159, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.04.014>

PRADHAN, G.; MEENA, R. S. Utilizing waste compost to improve the atmospheric CO₂ capturing in the rice-wheat cropping system and energy-cum carbon credit auditing for a circular economy. **Science of The Total Environment**, Netherlands, v. 892, p. 164572, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.164572>

PUGA, A. P.; PIRES, A. M. M.; BETTIOL, W.; ANDRADE, C. A. Uso de lodo de esgoto na agricultura. In: BETTIOL, W. et al. **Entendendo a material orgânica do solo em ambientes tropical e subtropical**. 1ª edição. Brasília: Embrapa, 2023. p.507-530.

RACEK, J.; SEVCIK, J.; CHORAZY, T.; KUCERIK, J.; HLAVINEK, P. Biochar – Recovery material from pyrolysis of sewage sludge: A review. **Wast and Biomass Valorization**, Germany, v. 11, n. 7, p. 3677-3709, 2020. <https://doi-org.ez294.periodicos.capes.gov.br/10.1007/s12649-019-00679-w>

RAIJ, B. V.; CAMARGO, A. P.; CANTARELLA, H.; SILVA, N. M. Alumínio trocável e saturação em bases como critérios para recomendação de calagem. **Bragantia**, Campinas, v. 42, n. 1, p. 149-156, 1983. <https://doi.org/10.1590/S0006-87051983000100013>

RAJ, A.; YADAV, A.; ARYA, S.; SIROHI, R.; KUMAR, S.; RAWAT, A. P.; THAKUR, R. S.; PATEL, D. K.; BAHADUR, L.; PANDEY, A. Preparation, characterization and agri applications of biochar produced by pyrolysis of sewage sludge at different temperatures. **Science of The Total Environment**, Netherlands, v. 795, p. 148722, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148722>

RANGABHASHIYAM, S.; LINS, P. V. dos S.; OLIVEIRA, L. M. T. de M.; SEPULVEDA, P.; IGHALO, J. O.; RAJAPAKSHA, A. U.; MEILI, L. Sewage sludge-derived biochar for the adsorptive removal of wastewater pollutants: A critical review. **Environmental Pollution**, United Kingdom, v. 293, p. 118581, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118581>

RANJAN, S.; KUMAR, S.; DUTTA, S. K.; SOW, S.; KUMAR, S.; SUSHANT. Long-term organic amendment application improves soil fertility status, nutrient accumulation and crop productivity under rice-wheat cropping system. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, United States, v. 54, n. 18, p.2579-2589, 2023. <https://doi.org/10.1080/00103624.2023.2227240>

RASUL, M.; CHO, J.; SHIN, H.; HUR, J. Biochar-induced priming effects in soil via modifying the status of soil organic matter and microflora: A review. **Science of The Total Environment**, Netherlands, v. 805, p. 150304, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150304>

REHMAN, R. A.; RIZWAN, M.; QAYYUM, M. F.; ALI, S.; REHMAN, M. Z. U.; HYE, M. Z.; HAFEEZ, F.; IQBAL, M. F. Efficiency of various sewage sludges and their biochars in improving selected soil properties and growth of wheat (*Triticum aestivum*). **Journal of Environmental Management**, United Kingdom, v. 223, p. 607-613, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.06.081>

REYES-MORENO, G.; CUERVO-ANDRADE, J. L.; CONTRERAS, A. E. D.; CÁRDENAS-PARDO, N. J. Impact of dry sludges and sludge biochar on height and dry matter of *Solanum lycopersicum* L. **Agronomía Colombiana**, Colômbia, v. 38, n. 2, p. 242-252, 2020. <https://doi.org/10.15446/agron.colomb.v38n2.81842>

RIGBY, H.; CLARKE, B. O.; PRITCHARD, D. L.; MEEHAN, B.; BESHAN, F.; SMITH, S. R.; PORTER, N. A. A critical review of nitrogen mineralization in biosolids-amended soil, the associated fertilizer value for crop production and potential for emissions to the environment. **Science of The Total Environment**, Netherlands, v. 541, p. 1310-1338, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.08.089>

RUSANESCU, C. O.; RUSANESCU, M.; CONSTANTIN, G. A. Wastewater Management in Agriculture. **Water**, Basel, v. 14, n. 21, p. 3351, 2022. <https://doi.org/10.3390/w14213351>

SÁ, J. C. de M.; SÉGUY, L.; TIVET, F.; LAL, R.; BOUZINAC, S.; BORSZOWSKI, P. R.; BRIEDIS, C.; SANTOS, J. B.; HARTMAN, D. da C.; BERTOLONI, C. G.; ROSA, J.; FRIEDRICH, T. Carbon Depletion by Plowing and its Restoration by No-Till Cropping Systems in Oxisols of Subtropical and Tropical Agro-Ecoregions in Brazil. **Land Degradation & Development**, United Kingdom, v. 26, n. 6, p. 531-543, 2015. <https://doi.org/ez294.periodicos.capes.gov.br/10.1002/ldr.2218>

SÁ, J. C. de M.; LAL, R.; BRIEDIS, C.; FERREIRA, A. de O.; TIVET, F.; INAGAKI, T. M.; GONÇALVES, D. R. P.; CANALLI, L. B.; SANTOS, J. B.; ROMANIW, J. Can C-budget of natural capital be restored through conservation agriculture in a tropical and subtropical environment? **Environmental Pollution**, United Kingdom, v. 298, p. 118817, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.118817>

SAJID, M.; AMJID, M.; MUNIR, H.; AHMED, M.; ZULFIKAR, U.; ALI, M. F.; FARAH, M. A.; AHMED, M. A. A.; ARTYSZAK, A. Comparative Analysis of Growth and Physiological Responses of Sugarcane Elite Genotypes to Water Stress and Sandy Loam Soils. **Plants**, Switzerland, v. 12, n. 15, p. 2759, 2023. <https://doi.org/10.3390/plants12152759>

SALMA, A.; FRYDA, L.; DJELAL, H. Biochar: A Key Player in Carbon Credits and Climate Mitigation. **Resources**, Switzerland, v. 13, n. 2, p. 1-13, 2024. <https://doi.org/10.3390/resources13020031>

SANTOS, L. de F.; SILVA, F. B.; ANJOS, L. O. S.; RAIOL JÚNIOR, L. L.; ANJOS, I. A.; FERNANDES, T. de C.; SILVA, M. F.; PERECIN, D.; GOES, A.; PINTO, L. R. Screening of Sugarcane Genotypes for Smut (*Sporisorium scitamineum*) Resistance Under Greenhouse Conditions. **Agronomy**, Basel, v. 15, n. 2, p. 448, 2025. <https://doi.org/10.3390/agronomy15020448>

SARMA, B.; FAROOQ, M.; GOGOI, N.; BORKOTOKI, B.; KATAKI, R.; GARG, A. Soil organic carbon dynamics in wheat - Green gram crop rotation amended with vermicompost and biochar in combination with inorganic fertilizers: A comparative study. **Journal of Cleaner Production**, Netherlands, v. 201, p. 471-480, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.08.004>

SCHLESINGER, W. H.; ANDREWS, J. A. Soil respiration and the global carbon cycle. **Biogeochemistry**, Netherlands, v. 48, p. 7-20, 2000. <https://doi.org/10.1023/A:1006247623877>

SCOTTI, R.; PANE, C.; SPACCINI, R.; PALESE, A. M.; PICCOLO, A.; CELANO, G.; ZACCARDELLI, M. On-farm compost: a useful tool to improve soil quality under intensive farming systems. **Applied Soil Ecology**, Netherlands, v. 107, p. 13-23, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2016.05.004>

SEGNINI, A.; CARVALHO, J. L. N.; BOLONHEZI, D.; MILORI, D. M. B. P.; SILVA, W. T. L.; SIMÕES, M. L.; CANTARELLA, H.; DE MARIA, I. C.; MARTIN-NETO, L. Carbon stock and humification index of organic matter affected by sugarcane straw and soil management. **Scientia Agrícola**, Brazil, v. 70, n. 5, p. 321–326, 2013. <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-90162013000500006>

SHADDEL, S.; BAKHTIARY-DAVIJANY, H.; KABBE, C.; DADGAR, F.; ØSTERHUS, S. Sustainable Sewage Sludge Management: From Current Practices to Emerging Nutrient Recovery Technologies. **Sustainability**, Basel, v. 11, n. 12, p. 3435, 2019. <https://doi.org/10.3390/su11123435>

SHARMA, S.; SHARMA, N.; GUPTA, N.; ANGMO, P.; SIDDIQUI, H.; RAHMAN, M. D. A. Impact of Chemically Diverse Organic Residue Amendment on Soil Enzymatic Activities in a Sandy Loam Soil. **Agronomy**, Basel, v. 13, n. 7, p. 1719, 2023. <https://doi.org/10.3390/agronomy13071719>

SHI, S.; ZHANG, Q.; LOU, Y.; DU, Z.; WANG, Q.; HU, N.; WANG, Y.; GUNINA, A.; SONG, J. Soil organic and inorganic carbon sequestration by consecutive biochar application: Results from a decade field experiment. **Soil Use and Management**, England, v. 37, n. 1, p. 95-103, 2020. <https://doi.org/10.1111/sum.12655>

SILVA, E. E.; AZEVEDO, P. H. S.; DE-POLLI, H. **Determinação da respiração basal (RBS) e quociente metabólico do solo**. Embrapa Agrobiologia – Comunicado Técnico, 99, 4p., 2007.

SILVA, F. C.; ABREU, M. F.; PÉREZ, D. V.; EIRA, P. A.; ABREU, C. A.; RAIJ, B. V.; GIANELLO, C.; COELHO, A. M.; QUAGGIO, J. A.; TEDESCO, M. J.; SILVA, C. A.; BARRETO, W. de O. Métodos de análises químicas para avaliação da fertilidade do solo. In: SILVA, F. C. **Manual de métodos de análise de solos**. 2ª edição. Brasília: Embrapa, 2009. p. 109-189.

SILVA, G. H. M. C.; SILVA, W. R.; XIMENES, D. H. de S. V.; VIEIRA, C. B.; SOUZA, E. R.; NASCIMENTO, C. W. A.; ALMEIDA JÚNIOR, A. B.; BIONDI, C. M. Assessing the effects of biochar, sewage sludge, and mineral fertilization on soil characteristics and maize yield. **Soil and plant nutrition**, Bragantia, v. 83, p. 1-15, 2024. <https://doi.org/10.1590/1678-4499.20230243>

SILVA, R. dos S.; JALAL, A.; NASCIMENTO, R. E. N.; ELIAS, N. C.; KAWAKAMI, K. C.; ABREU-JÚNIOR, C. H.; OLIVEIRA, F. C.; JANI, A. D.; HE, Z.; ZHAO, F.; TEIXEIRA FILHO, M. C. M.; ROSSETTO, R.; CAPRA, G. F.; NOGUEIRA, T. A. R. Composted Sewage Sludge Application in a Sugarcane Seedling Nursery: Crop Nutritional Status, Productivity, and Technological Quality Implications. **Sustainability**, Switzerland, v. 14, n. 8, p. 4682, 2022. <https://doi.org/10.3390/su14084682>

SILVA, W. M. **Aplicação de biochar de resíduos de café em neossoloregolítico: efeitos nas características químicas e biológicas e na produção de milho e feijão**. 2016. 57 p. Dissertação (Mestrado em Produção agrícola) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Garanhuns, 2016.

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

SILVA, W. R.; NASCIMENTO, C. W. A.; SILVA, F. B. V.; SOUZA, A. A. B.; FRACETTO, G. G. M.; XIMENES, D. H. de S. V. Effects of Sewage Sludge Stabilization Processes on Soil Fertility, Mineral Composition, and Grain Yield of Maize in Successive Cropping. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, Chile, v. 21, n. 2, p. 1076-1088, 2021. <https://doi.org/10.1007/s42729-021-00423-1>

ŠIMANSKÝ, V.; JURIGA, M.; JONCZAK, J.; UZAROWICZ, Ł.; STĘPIEŃ, W. How relationships between soil organic matter parameters and soil structure characteristics are affected by the long-term fertilization of a sandy soil. **Geoderma**, Amsterdam, v. 342, p. 75-84, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.02.020>

SIMÕES NETO, D. E.; OLIVEIRA, A. C.; ROCHA, A. T.; FREIRE, F. J.; FREIRE, M. B. G. dos S.; NASCIMENTO, C. W. A. Características agroindustriais da cana-de-açúcar em função da adubação fosfatada, em solos de Pernambuco. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.16, n.4, p.347–354, 2012. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662012000400003>

SINGH, S.; KUMAR, V.; DHANJAL, D. S.; DATTA, S.; BHATIA, D.; DHIMAN, J.; SAMUEL, J.; PRASAD, R.; SINGH, J. A sustainable paradigm of sewage sludge biochar: Valorization, opportunities, challenges and future prospects. **Journal of Cleaner Production**, Netherlands, v. 269, p. 122259, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122259>

SMITH, J. L.; COLLINS, H. P.; BAILEY, V. L. The effect of young biochar on soil respiration. **Soil Biology and Biochemistry**, Netherlands, v. 42, n. 12, p. 2345-2347, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.09.013>

SOBRAL, L. F.; BARRETO, M. C. V.; SILVA, A. J.; ANJOS, J. L. **Guia prático para interpretação de resultados de análises de solos**. Aracajú, SE: Embrapa Tabuleiros Costeiros, 2015. 13 p. (Documentos, 206).

SONG, B.; ALMATRAFI, E.; TAN, X.; LUO, S.; XIONG, W.; ZHOU, C.; QIN, M.; LIU, Y.; CHENG, M.; ZENG, G.; GONG, J. Biochar-based agricultural soil management: An application-dependent strategy for contributing to carbon neutrality. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, United States, v. 164, p. 112529, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2022.112529>

SOONG, J. L.; CASTANHA, C.; PRIES, C. E. H.; OFITI, N.; PORRAS, R. C.; RILEY, W. J.; SCHMIDT, M. W. I.; TORN, M. S. Five years of whole-soil warming led to loss of subsoil carbon stocks and increased CO₂ efflux. **Science Advances**, United States, v. 7, n. 21, p. 1-8, 2021. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abd1343>

SOUSA, A. A. T. C.; FIGUEIREDO, C. C. Sewage sludge biochar: effects on soil fertility and growth of radish. **Biological Agriculture & Horticulture**, United Kingdom, v. 32, n. 2, p. 127-138, 2016.

<https://doi.org/10.1080/01448765.2015.1093545>

SOUZA, A. A. B.; SILVA, W. R.; NASCIMENTO, C. W. A.; BEZERRA, Y. J. A.; BIONDI, C. M. Residual effects of alkalized sewage sludge application on soil quality and sugarcane yield. **Archives of Agronomy and Soil Science**, Abingdon, v. 69, n. 10, p. 1705-1717, 2023.

<https://doi-org.ez294.periodicos.capes.gov.br/10.1080/03650340.2022.2106369>

TAFTI, N.; WANG, J. J.; GASTON, L. A.; PARK, J.; WANG, M.; PENSKY, S. Agronomic and environmental performance of biochar amendment in alluvial soils under subtropical sugarcane production. **Agrosystems, Geosciences & Environment**, United States, v. 4, n. 3, p. 1-14, 2021. <https://doi.org/10.1002/agg2.20209>

TAMBONE, F.; ADANI, F. Nitrogen mineralization from digestate in comparison to sewage sludge, compost and urea in a laboratory incubated soil experiment. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, Germany, v. 180, n. 3, p. 355-365, 2017.

<https://doi.org/10.1002/jpln.201600241>

TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S. J. **Análises de solo, plantas e outros materiais**. Porto Alegre, Departamento de Solos, UFRGS, 1995. 174p.

TEIXEIRA, A. F. dos S.; SILVA, S. H. G.; WEINDORF, D. C.; CHAKRABORTY, S.; CARVALHO, T. S.; SILVA, A. O.; GUIMARÃES, A. A.; MOREIRA, F. M. de S. Microbiological indicators of soil quality predicted via proximal and remote sensing.

European Journal of Soil Biology, France, v. 104, p. 103315, 2021.

<https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2021.103315>

THOMAZ, E. L.; FIDALSKI, J. Interrill erodibility of different sandy soils increases along a catena in the Caiuá Sandstone Formation. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Brasil, v. 44, p. 1-13, 2020. <https://doi.org/10.36783/18069657rbc20190064>

THOMAZ, E. L.; MARCATTO, F. S.; ANTONELLI, V. Soil erosion on the Brazilian sugarcane cropping system: An overview. **Geography and Sustainability**, Netherlands, v. 3, n. 2, p. 129-138, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.geosus.2022.05.001>

TIAN, X.; GAO, Z.; FENG, H.; ZHANG, Z.; LI, J.; WANG, A. Efficient nutrient recovery/removal from real source-separated urine by coupling vacuum thermal stripping with activated sludge processes. **Journal of Cleaner Production**, Netherlands, v. 220, p. 965, 973, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.02.181>

TRIGUEIRO, R. M.; GUERRINI, I. A. Uso de bio sólidos como substrato para produção de mudas de eucalipto. **Scientia Forestalis**, Brasil, v. 64, p. 150–162, 2003.

USEPA, 1998. Risk assessment guidance for Superfund, vol. I: **human health evaluation manual**. Office of Solid Waste and Emergency Response. Disponível em: <EPA/540/189/002>. Acesso em: 23 abr. 2024.

- USMAN, K.; KHAN, S.; GHULAM, S.; KHAN, M. U.; KHAN, N.; KHAN, M. A.; KHALIL, S. K. Sewage Sludge: An Important Biological Resource for Sustainable Agriculture and Its Environmental Implications. **American Journal of Plant Sciences**, United States, v. 3, n. 12, p. 1708-1721, 2012. <http://dx.doi.org/10.4236/ajps.2012.312209>
- VELLI, P.; MANOLIKAKI, I.; DIAMADOPOULOS, E. Effect of biochar produced from sewage sludge on tomato (*Solanum lycopersicum* L.) growth, soil chemical properties and heavy metal concentrations. **Journal of Environmental Management**, United Kingdom, v. 297, p. 113325, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113325>
- VENTURA, M.; ZHANG, C.; BALDI, E.; FORNASIER, F.; SORRENTI, G.; PANZACCHI, P.; TONON, G. Effect of biochar addition on soil respiration partitioning and root dynamics in an apple orchard. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 65, n. 1, p. 186-195, 2014. <https://doi.org/10.1111/ejss.12095>
- VOLTR, V.; MENŠÍK, L.; HLISNIKOVSÝ, L.; HRUŠKA, M.; POKORNÝ, E.; POSPÍŠILOVÁ, L. The Soil Organic Matter in Connection with Soil Properties and Soil Inputs. **Agronomy**, Basel, v. 11, n. 4, p. 779, 2021. <https://doi.org/10.3390/agronomy11040779>
- VU, N.; BUI, T.; VU, T.; NGUYEN, T.; LE, T.; TRAN, A.; VU, N.; TRAN, V.; TONG, V.; NGUYEN, X.; YANG, H.; LEE, S.; KIM, Y.; BAE, Y.; HYEON, S.; DINH, T.; JANG, D. Biochar Improved Sugarcane Growth and Physiology under Salinity Stress. **Applied Sciences**, Switzerland, v. 13, n. 13, p. 7708, 2023. <https://doi.org/10.3390/app13137708>
- WANG, D.; JIANG, P.; ZHANG, H.; YUAN, W. Biochar production and applications in agro and forestry systems: A review. **Science of The Total Environment**, Netherlands, v. 723, p. 137775, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137775>
- WANG, J.; XIONG, Z.; KUZYAKOV, Y. Biochar stability in soil: meta-analysis of decomposition and priming effects. **Global Change Biology Bioenergy**, United Kingdom, v. 8, n. 3, p. 512-523, 2015. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12266>
- XIN, F.; XIAO, X.; CABRAL, O. M. R.; WHITE, P. M.; GUO, H.; MA, J.; LI, B.; ZHAO, B. Understanding the Land Surface Phenology and Gross Primary Production of Sugarcane Plantations by Eddy Flux Measurements, MODIS Images, and Data-Driven Models. **Remote Sensing**, Basel, v. 12, p. 1-20, 2020. <https://doi.org/10.3390/rs12142186>
- XU, D.; HAN, X.; CHEN, H.; YUAN, R.; WANG, F.; ZHOU, B. New insights into impact of thermal hydrolysis pretreatment temperature and time on sewage sludge: Structure and composition of sewage sludge from sewage treatment plant. **Environmental Research**, Netherlands, v. 191, p. 110122, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.110122>
- XU, G.; FAN, X.; MILLER, A. J. Plant nitrogen assimilation and use efficiency. **Annual Review of Plant Biology**, United States, v. 63, p. 153-182, 2012. <https://doi.org/10.1146/annurev-arplant-042811-105532>

XU, L.; FANG, H.; DENG, X.; YING, J.; LV, W.; SHI, Y.; ZHOU, G.; ZHOU, Y. Biochar application increased ecosystem carbon sequestration capacity in a Moso bamboo forest. **Forest Ecology and Management**, Netherlands, v. 475, p. 118447, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118447>

YANG, Y.; LIU, X.; LI, K.; LUO, H.; HU, L.; SHUANGLI, L.; DENG, H. Carbon Sequestration by Potassium-Modified Bagasse Biochar in Manganese-Contaminated Sugarcane Field Soils. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, Chile, v. 1, p. 1-15, 2024. <https://doi-org.ez294.periodicos.capes.gov.br/10.1007/s42729-024-02000-8>

YE, Z.; LIU, L.; TAN, Z.; ZHANG, L.; HUANG, Q. Effects of pyrolysis conditions on migration and distribution of biochar nitrogen in the soil-plant-atmosphere system. **Science of The Total Environment**, Netherlands, v. 723, p. 138006, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138006>

YEOMANS, J. C.; BREMNER, J. M. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, United States, v. 19, n. 13, p. 1467-1476, 1988. <https://doi-org.ez294.periodicos.capes.gov.br/10.1080/00103628809368027>

YIN, J.; ZHAO, L.; XU, X.; LI, D.; QIU, H.; CAO, X. Evaluation of long-term carbon sequestration of biochar in soil with biogeochemical field model. **Science of The Total Environment**, v. 822, p. 153576, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153576>

YOUSAF, B.; LIU, G.; WANG, R.; ABBAS, Q.; IMTIAZ, M.; LIU, R. Investigating the biochar effects on C-mineralization and sequestration of carbon in soil compared with conventional amendments using the stable isotope ($\delta^{13}\text{C}$) approach. **Global Change Biology Bioenergy**, England, v. 9, n. 6, p. 1085-1099, 2016. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12401>

YUAN, H.; LU, T.; WANG, Y.; CHEN, Y.; LEI, T. Sewage sludge biochar: Nutrient composition and its effect on the leaching of soil nutrients. **Geoderma**, Netherlands, v. 267, p. 17-23, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.12.020>

YUAN, H.; LU, T.; ZHAO, D.; HUANG, H.; NORIYUKI, K.; CHEN, Y. Influence of temperature on product distribution and biochar properties by municipal sludge pyrolysis. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, Japan, v. 15, p. 357-361, 2013. <https://doi.org/10.1007/s10163-013-0126-9>

ZAIDAN, U. R.; COSTA, M. D.; SANTOS, R. H. S.; MATOS, C. da C.; FREITAS, F. C. L. Soil microbiological indicators in Coffea arabica crops under different weed management strategies. **Phytoparasitica**, Netherlands, v. 51, n. 5, p. 1147-1159, 2023. <https://doi-org.ez294.periodicos.capes.gov.br/10.1007/s12600-023-01093-8>

ZAT, T.; BANDIEIRA, M.; SATTLER, N.; SEGADÃES, A. M.; CRUZ, R. C. D.; MOHAMAD, G.; RODRÍGUEZ, E. D. Potential re-use of sewage sludge as a raw material in the production of eco-friendly bricks. **Journal of Environmental Management**, United Kingdom, v. 297, p. 113238, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113238>

ZHANG, Y.; WANG, J.; FENG, Y. The effects of biochar addition on soil physicochemical properties: A review. **Catena**, Giessen, v. 202, p. 105284, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105284>

ZHANG, Y.; ZHAO, H.; HU, W.; WANG, Y.; ZHANG, H.; ZHOU, X.; FEI, J.; LUO, G. Understanding how reed-biochar application mitigates nitrogen losses in paddy soil: Insight into microbially-driven nitrogen dynamics. **Chemosphere**, Oxford, v. 295, p. 133904, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.133904>

ZHAO, L.; SUN, Z.; PAN, X.; TAN, J.; YANG, S.; WU, J.; CHEN, C.; YUAN, Y.; REN, N. Sewage sludge derived biochar for environmental improvement: Advances, challenges, and solutions. **Water Research X**, Netherlands, v. 18, p. 100167, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.wroa.2023.100167>

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

ZHEN, G.; LU, X.; KATO, H.; ZHAO, Y.; LI, Y. Y. Overview of pretreatment strategies for enhancing sewage sludge disintegration and subsequent anaerobic digestion: Current advances, full-scale application and future perspectives. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, Netherlands, v. 69, p. 559-577, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.11.187>

ZHENG, J.; CHEN, J.; PAN, G.; LIU, X.; ZHANG, Q.; LI, L.; BIAN, R.; CHENG, K.; ZHENG, J. Biochar decreased microbial metabolic quotient and shifted community composition four years after a single incorporation in a slightly acid rice paddy from southwest China. **Science of The Total Environment**, Netherlands, v. 571, p. 206-217, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.07.135>

ZHENG, X.; LIU, Q.; JI, X.; CAO, M.; ZHANG, Y.; JIANG, J. How do natural soil NH_4^+ , NO_3^- and N_2O interact in response to nitrogen input in different climatic zones? A global meta-analysis. **European Journal of Soil Science**, England, v. 72, n. 5, p. 2231-2245, 2021. <https://doi.org/10.1111/ejss.13131>

ZHENG, Z.; LU, J.; SU, Y.; YANG, Q.; LIN, Y.; LIU, H.; YANG, J.; HUANG, H.; WANG, X. Differential effects of N and P additions on foliar stoichiometry between species and community levels in a subtropical forest in eastern China. **Ecological Indicators**, Netherlands, v. 117, p. 106537, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106537>

ZHOU, H.; CHEN, Q.; WANG, P.; LIU, X.; CHENG, K.; LI, L.; ZHENG, J.; ZHANG, Q.; ZHENG, J.; CROWLEY, D. E.; ZWIETEN, L. V.; PAN, G. Changes in microbial biomass and the metabolic quotient with biochar addition to agricultural soils: A Meta-analysis. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Netherlands, v. 239, p.80-89, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.01.006>

ZIELIŃSKA, A.; OLESZCZUK, P. The conversion of sewage sludge into biochar reduces polycyclic aromatic hydrocarbon content and ecotoxicity but increases trace metal content. **Biomass and Bioenergy**, Oxford, v. 75, p. 235-244, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2015.02.019>

ZOGLAMI, R. I.; HAMDI, H.; MOKNI-TLILI, S.; KHELIL, M.; AISSA, N. B.; JEDIDI, N. Changes in light-textured soil parameters following two successive annual amendments with urban sewage sludge. **Ecological Engineering**, Netherlands, v. 95, p. 604-611, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.06.103>