

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
Instituto de Ciências Agrárias
Programa de Pós-graduação em Produção Vegetal

Silvana Ferreira Bicalho

FERTILIZANTE ORGANOMINERAL DE LODO DE ESGOTO NA PRODUÇÃO DE
***UROCHLOA BRIZANTHA* CV. BRS PAIAGUÁS**

Montes Claros
2025

Silvana Ferreira Bicalho

**FERTILIZANTE ORGANOMINERAL DE LODO DE ESGOTO NA PRODUÇÃO DE
UROCHLOA BRIZANTHA CV. BRS PAIAGUÁS**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Produção Vegetal da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial para a obtenção do título de Doutora em Produção Vegetal.

Orientador: Rodinei Facco Pegoraro

Montes Claros
2025

Bicalho, Silvana Ferreira.

B583f Fertilizante organomineral de lodo de esgoto na produção de Urochloa brizantha
2025 cv. BRS Paiaguás [manuscrito] / Silvana Ferreira Bicalho. Montes Claros, 2025.
194 f. : il.

Tese (doutorado) - Área de concentração em Produção Vegetal. Universidade Federal de Minas Gerais / Instituto de Ciências Agrárias.

Orientador(a): Rodinei Facco Pegoraro.

Banca examinadora: Leonardo David Tuffi Santos, Luiz Arnaldo Fernandes, Maria Nilfa Almeida Neta, Érika Manuela Gonçalves Lopes, Paulo Henrique Silveira Cardoso.

Inclui referências: f. 37-47; 81-87; 126-140; 177-193.

1. Adubos compostos - Teses. 2. Pirolise - Teses. 3. Resíduos - Teses. I. Pegoraro, Rodinei Facco. II. Universidade Federal de Minas Gerais. Instituto de Ciências Agrárias. III. Título.

CDU: 631.8

ATA DE DEFESA DE TESE

Aos 09 dias do mês de julho de 2025 às 14:00 horas, sob a Presidência do Professor Rodinei Facco Pegoraro, D. Sc. (Orientador - UFGM/ICA) e com a participação dos Professores Leonardo David Tuffi Santos, D. Sc. (UFGM/ICA) e Luiz Arnaldo Fernandes, D. Sc. (UFGM/ICA), da Pós-Doutoranda Maria Nilfa de Almeida Neta, D. Sc. (UFGM/ICA) e de Érika Manuela Gonçalves Lopes, D. Sc. (ABC – Agricultura de baixo Carbono) e Paulo Henrique Silveira Cardoso, D. Sc., reuniu-se, presencialmente, a Banca de tese de **Silvana Ferreira Bicalho**, aluna do Curso de Doutorado em Produção Vegetal. O resultado da defesa de tese intitulada: “**Fertilizante organomineral de lodo de esgoto na produção de *Urochloa brizantha* cv. BRS Paiaçuás**” senda a aluna considerada **aprovada**. E, para constar, eu, Professor Rodinei Facco Pegoraro, Presidente da Banca, lavrei a presente ata que depois de lida e aprovada, será assinada por mim e pelos demais membros da Banca examinadora.

OBS.: A aluna somente receberá o título após cumprir as exigências do **ARTIGO 65** do regulamento do Curso de Doutorado em Produção Vegetal, conforme apresentado a seguir:

Art. 65 Para dar andamento ao processo de efetivação do grau obtido, o candidato deverá, após a aprovação de sua Dissertação ou Tese e da realização das modificações propostas pela banca examinadora, se houver, encaminhar à secretaria do Colegiado do Programa, com a anuência do orientador, 1 (um) exemplar impresso e 1 (um) exemplar eletrônico da dissertação ou tese, no prazo de 60 (sessenta) dias.

Montes Claros, 09 de julho de 2025.

Documento assinado digitalmente
 RODINEI FACCO PEGORARO
Data: 10/07/2025 07:44:33-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Rodinei Facco Pegoraro
Orientador

Documento assinado digitalmente
 LUIZ ARNALDO FERNANDES
Data: 10/07/2025 08:28:18-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Luiz Arnaldo Fernandes
Membro

Documento assinado digitalmente
 ERIKA MANUELA GONÇALVES LOPES
Data: 10/07/2025 15:06:32-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Érika Manuela Gonçalves Lopes
Membro

Documento assinado digitalmente
 LEONARDO DAVID TUFFI SANTOS
Data: 10/07/2025 07:54:02-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Leonardo David Tuffi Santos
Membro

Documento assinado digitalmente
 MARIA NILFA DE ALMEIDA NETA
Data: 10/07/2025 11:51:39-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Maria Nilfa de Almeida Neta
Membro

Documento assinado digitalmente
 PAULO HENRIQUE SILVEIRA CARDOSO
Data: 10/07/2025 13:45:19-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Paulo Henrique Silveira Cardoso
Membro

A Deus, pelo cuidado e proteção incessantes, aos meus amados filhos, Emanuel, Mateus e Davi, e, ao meu esposo, Adriano, dedico.

AGRADECIMENTOS

A Deus, minha rocha e fundamento, por me conceder o dom da vida e sustentar cada passo da minha caminhada.

Aos meus amados pais, Amilton Cardoso Bicalho e Simone Ferreira Cardoso, por serem exemplos de sabedoria, amor e dedicação — suas lições e apoio foram essenciais em minha formação.

Ao meu esposo, Adriano Rodrigues de Souza, pelo amor, pelo incentivo constante e pelo companheirismo firme nos momentos de desafios e conquistas.

Aos meus filhos, Emanuel Amilton Rodrigues Bicalho, Mateus Rodrigues Bicalho e Davi Luiz Rodrigues Bicalho, que são minha luz diária e fonte inesgotável de motivação.

Às minhas irmãs, Thais Ferreira Bicalho e Ana Clara Ferreira Bicalho, e à minha sobrinha, Maria Clara, por tornarem meus dias mais leves e repletos de alegria.

À minha querida sogra, Ana Rodrigues, pelo carinho, cuidado e presença acolhedora.

A minha médica, amiga e porto seguro, presente em todos os momentos da minha vida, Priscila Miranda.

Aos amigos e colegas Crislene Viana, Melquesedeck Saturnino, Flávia Marianne, Robério Silva e Leandro Soares pelas palavras de incentivo e apoio constante.

Ao meu orientador, Dr. Rodinei Facco Pegoraro, pela orientação segura, pelos valiosos ensinamentos e pela confiança depositada em meu trabalho.

Aos professores Leonardo Tuffi, Luiz Arnaldo, Fernando Colen e Flaviano Silvério, pela partilha de conhecimentos e contribuições relevantes à minha formação.

Aos amigos, Aline Martins, Lucas Barbosa, Maria Nilfa e Márcio Rodrigues, meus presentes da UFMG, cuja amizade levo comigo com gratidão e afeto.

Aos integrantes do grupo GENURA (Grupo de Estudos de Nutrição de Plantas e Uso de Resíduos na Agricultura), em especial, Aline, Lucas, Letícia, Maria Nilfa, Verônica, Karla e Renata, pelo apoio técnico, científico e pela colaboração generosa na condução dos experimentos.

Aos membros da banca examinadora, pelo tempo dedicado, pelas reflexões partilhadas e pelas valiosas contribuições para o aprimoramento deste trabalho.

Ao Programa de Pós-Graduação em Produção Vegetal do Instituto de Ciências Agrárias da UFMG (ICA/UFMG), pela oportunidade de crescimento acadêmico e profissional.

À Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia (UESB), pelo apoio institucional que possibilitou minha formação doutoral e a realização das análises laboratoriais.

Aos órgãos de fomento FAPEMIG, CNPq e CAPES, pelo suporte financeiro imprescindível para a execução deste estudo.

E, com carinho especial, a todos os familiares, amigos e demais pessoas que torceram por mim e, contribuíram para a concretização deste sonho. A cada um de vocês, minha sincera gratidão.

Muito obrigada!

“Tudo posso Naquele que me Fortalece”.

**Fertilizante organomineral de lodo de esgoto na produção de *Urochloa*
brizantha cv. BRS Paiaguás**

RESUMO

O presente estudo avaliou o potencial agrícola de fertilizantes organominerais formulados a partir de lodo de esgoto, combinando compostagem com resíduos de serragem e produção de biocarvão. Foram analisados os efeitos desses insumos na produção de matéria seca, no acúmulo de nutrientes e na dinâmica de metais pesados em *Urochloa brizantha* cv. BRS Paiaguás. Inicialmente, o lodo de esgoto foi compostado com diferentes proporções de serragem, e o biocarvão foi obtido por pirólise de misturas de lodo e resíduos de serragem, sendo posteriormente incorporado às formulações organominerais. A adição do resíduo de serragem propiciou redução do pH e nos teores de N, P, Na, Ba e Cr. As alterações na matéria orgânica foram caracterizadas por meio de espectroscopia no infravermelho médio (FTIR-MIR) e próximo (FTIR-NIR), evidenciando elevação no teor de carbono orgânico total e a degradação de compostos alifáticos e maior presença de estruturas aromáticas, indicando mudanças no processo de humificação. Os fertilizantes formulados foram aplicados em experimento conduzido em casa de vegetação durante 120 dias, em delineamento em blocos casualizados com quatro repetições, com seis tratamentos: fertilização mineral (NPK), fertilizante organomineral biocarvão granulado, fertilizante organomineral biocarvão em pó, fertilizante organomineral lodo compostado granulado, fertilizante organomineral lodo compostado pó e um tratamento sem adubação sem adubação (Test). Os fertilizantes organominerais, em especial o biocarvão granulado, proporcionaram os maiores acúmulos totais de (N, P, Mg, Ca e S) e matéria seca com desempenho semelhante a fertilização mineral. A aplicação do biocarvão granulado também resultou em aumento da capacidade de troca catiônica e redução da acidez potencial do solo, favorecendo a disponibilidade de nutrientes. A análise dos teores de metais pesados no solo e nas plantas indicou que todos os tratamentos com fertilizantes organominerais mantiveram as concentrações de metais dentro dos limites estabelecidos pela legislação ambiental vigente, sem aumento significativo da absorção pelas plantas. O biocarvão granulado destacou-se por reduzir os teores de chumbo no solo, contribuindo para sua retenção segura e mitigando riscos ambientais. Os resultados evidenciam a eficácia dos fertilizantes organominerais à base de lodo de esgoto como alternativa sustentável à fertilização mineral, promovendo ganhos agrônômicos, melhoria da fertilidade do solo e o reaproveitamento seguro de resíduos urbanos.

Palavras-chave: biocarvão; capim paiaguás; matéria orgânica; pirólise; resíduos; sustentabilidade agrícola; técnicas espectroscópicas.

Sewage Sludge-Based Organomineral Fertilizer in the Production of *Urochloa brizantha* cv. BRS Paiaguás

ABSTRACT

This study evaluated the agricultural potential of organomineral fertilizers formulated from sewage sludge, combining composting with sawdust residues and biochar production. The effects of these inputs on dry matter yield, nutrient accumulation, and heavy metal dynamics in *Urochloa brizantha* cv. BRS Paiaguás were analyzed. Initially, the sewage sludge was composted with different proportions of sawdust, and the biochar was produced by pyrolysis of sludge and sawdust mixtures, later incorporated into the organomineral formulations. The addition of sawdust residue resulted in a decrease in pH and in the contents of N, P, Na, Ba, and Cr. Changes in organic matter were characterized using mid-infrared (FTIR-MIR) and near-infrared (FTIR-NIR) spectroscopy, revealing an increase in total organic carbon content, degradation of aliphatic compounds, and greater presence of aromatic structures, indicating changes in the humification process. The formulated fertilizers were applied in a greenhouse experiment conducted over 120 days, in a randomized block design with four replications, comprising six treatments: mineral fertilization (NPK), organomineral fertilizer with granulated biochar, organomineral fertilizer with powdered biochar, organomineral fertilizer with granulated composted sludge, organomineral fertilizer with powdered composted sludge, and a control treatment without fertilization (Test). The organomineral fertilizers, especially the granulated biochar, promoted the highest total accumulations of N, P, Mg, Ca, and S, as well as dry matter production, showing performance comparable to mineral fertilization. The application of granulated biochar also led to an increase in cation exchange capacity and a reduction in potential soil acidity, enhancing nutrient availability. The analysis of heavy metal contents in the soil and plants indicated that all treatments with organomineral fertilizers maintained metal concentrations within the limits established by current environmental legislation, without significant increases in plant uptake. Granulated biochar stood out by reducing lead levels in the soil, contributing to its safe retention and mitigating environmental risks. These results highlight the effectiveness of sewage sludge-based organomineral fertilizers as a sustainable alternative to mineral fertilization, promoting agronomic gains, improved soil fertility, and the safe reuse of urban waste.

Keywords: biochar; paiaguás grass; organic matter; pyrolysis; residues; agricultural sustainability; spectroscopic techniques.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Fluxograma esquemático representando as etapas do tratamento de esgoto bruto, incluindo os processos preliminares, primários e secundários, bem como o processamento do lodo final e suas composições. 21

Figura 2 - Impactos positivos e negativos da utilização do lodo de esgoto (LE) na agricultura e solo..... 22

Figura 3 - Representação esquemática do processo de compostagem e seus principais insumos e produtos. 26

Figura 4 - Tipos de vibrações moleculares. Note que + indica movimento da página em direção ao leitor e - indica o movimento do leitor em direção à página. Fonte: Barbosa (2007) e Skoong, Holler & Niemman (2009). 37

Artigo 1 - Alterações bioquímicas, teor de metais e análise espectroscópica em lodo de esgoto compostado com resíduo lignocelulósico utilizando FTIR-MIR e FTIR-NIR

Figura 1 - Imagem ilustrativa do procedimento metodológico adotado para coleta, montagem, condução e caracterização dos compostos orgânicos produzidos..... 56

Figura 2 - Temperatura média obtida durante o processo de compostagem para os tratamentos (T1: proporção de 100% de lodo e 0% de serragem; T2: proporção de 86% de lodo e 14% de serragem; T3: proporção de 67% de lodo e 33% de serragem; T4: proporção de 55% de lodo e 45% de serragem e T5: proporção de 46% de lodo e 54% de serragem) no período de agosto a novembro de 2022. 58

Figura 3 - A) Espectros das amostras de lodo de esgoto inicial, resíduos de serragem e compostagens de lodo de esgoto com diferentes proporções de serragem, obtidos por Espectroscopia do Infravermelho Médio (MIR). B) Espectros das amostras de lodo de esgoto inicial, resíduos de serragem e compostagens de lodo de esgoto com diferentes proporções de serragem obtidos por Espectroscopia do Infravermelho Próximo (NIR). (T1: proporção de 100% de lodo e 0% de serragem; T2: proporção de 86% de lodo e 14% de serragem; T3: proporção de 67% de lodo e 33% de serragem; T4: proporção de 55% de lodo e 45% de serragem e T5: proporção de 46% de lodo e 54% de serragem). 68

Figura 4 - Gráfico de dispersão das correlações do primeiro par de variáveis canônicas do grupo de variáveis físico químicas e variável número de onda (CC1-VFQ x CC1-VNO), com a distinção entre os tratamentos. T1: proporção de 100% de lodo e 0% de serragem; T2: proporção de 86% de lodo e 14% de serragem; T3: proporção de 67% de lodo e 33% de serragem; T4: proporção de 55% de lodo e 45% de serragem e T5: proporção de 46% de lodo e 54% de serragem. 72

Artigo 2 – Impacto da adubação organomineral de lodo de esgoto formulado com distintas tecnologias na produção e acúmulo de nutrientes em *Urochloa Brizantha* cv. BRS Paiaguás

Figura 1 - Representação esquemática da metodologia referente á produção de fertilizantes organominerais. 97

Figura 2 - Esquema ilustrativo do procedimento adotado para realização do corte do capim *Urochloa brizantha* cv. BRS Paiaguás para simulação de pastejo e posterior secagem do material em estufa de ventilação forçada. (A) - Altura de entrada: 40 cm. (B) - Altura de saída: 20 cm. (C) Estufa de ventilação forçada..... 100

Figura 3 - A) Espectros por meio de infravermelho médio (MIR) da matéria prima (serragem, lodo de esgoto não compostado, lodo de esgoto compostado com serragem, biocarvão de lodo com serragem) e fertilizantes organomineirais (pó e granulado). B) Espectros ampliados de infravermelho médio (MIR) na região de impressão digital para as mesmas matérias primas e fertilizante da figura A. 104

Artigo 3 – Adubação organomineral de lodo de esgoto e resíduo de serraria em *Urochloa brizantha*: teor de metais pesados no solo e sua absorção pelas plantas

Figura 1 - Representação esquemática da metodologia referente a produção de fertilizantes organominerais. 150

Figura 2 - Índice de geo-acumulação de metais pesados no solo (Zn, Pb, Ni, Cu, Fe, Mn e Cr) depois da adubação de semeadura com fertilizante organomineral biocarvão granulado (BG), em pó (BP), fertilizante organomineral lodo de esgoto granulado (LG), em pó (LP) e NPK. Explicação: UC, não contaminado ($GAI < 0$); UM, não contaminado a moderadamente contaminado ($0 < GAI < 1$); MC, moderadamente contaminado ($1 < GAI < 2$); MH: Moderadamente a fortemente contaminado ($2 < GAI < 3$) e fortemente contaminado ($GAI > 3$). *, diferença significativa; ns, não significativo. 161

Figura 3 - Índice de poluição (PI) de metais pesados no solo zinco (Zn), chumbo (Pb), níquel (Ni), cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn) e cromo (Cr) depois da fertilização com biocarvão granulado (BG), em pó (BP), lodo de esgoto granulado (LG), em pó (LP) e NPK. * diferença significativa; ^{ns}, não significativo. 163

Figura 4 - Correlação de Pearson entre conteúdo total de metais absorvidos pelas plantas e seus teores no solo. *, ns: significativo a 5% e não significativo, respectivamente..... 165

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Variação nas concentrações de metais pesados em biossólidos devido à região e à natureza das águas residuais geradas. 32

Tabela 2 - Comparação de estudos científicos sobre os efeitos de diferentes tipos de adubação (mineral, orgânica e organomineral) em diversos cultivos agrícolas 34

Artigo 1 - Alterações bioquímicas, teor de metais e análise espectroscópica em lodo de esgoto compostado com resíduo lignocelulósico utilizando FTIR-MIR e FTIR-NIR

Tabela 1 - Tratamentos com alterações na relação C/N e porcentagens de lodo de esgoto e serragem. 55

Tabela 2 - Caracterização física e química dos materiais utilizados antes do processo de compostagem..... 57

Tabela 3 - pH, teores de macronutrientes, COT, carbono lábil (CL), capacidade de troca catiônica (CTC) e relação C/N dos compostos no final do período de compostagem para os seguintes tratamentos T1: proporção de 100% de lodo e 0% de serragem; T2: proporção de 86% de lodo e 14% de serragem; T3: proporção de 67% de lodo e 33% de serragem; T4: proporção de 55% de lodo e 45% de serragem e T5: proporção de 46% de lodo e 54% de serragem. 64

Tabela 4 - Substâncias húmicas e suas relações, teores de N-amoniaco e N-nitrato dos compostos no final do período de compostagem para os seguintes tratamentos: T1: proporção de 100% de lodo e 0% de serragem; T2: proporção de 86% de lodo e 14% de serragem; T3: proporção de 67% de lodo e 33% de serragem; T4: proporção de 55% de lodo e 45% de serragem e T5: proporção de 46% de lodo e 54% de serragem. 65

Tabela 5 - Teores de sódio e metais pesados dos compostos no final do período de compostagem para os seguintes tratamentos: T1: proporção de 100% de lodo e 0% de serragem; T2: proporção de 86% de lodo e 14% de serragem; T3: proporção de 67% de lodo e 33% de serragem; T4: proporção de 55% de lodo e 45% de serragem e T5: proporção de 46% de lodo e 54% de serragem. 67

Tabela 6 - Índices de humificação dos compostos no final do período de compostagem para os seguintes tratamentos: T1: proporção de 100% de lodo e 0% de serragem; T2: proporção de 86% de lodo e 14% de serragem; T3: proporção de 67% de lodo e 33% de serragem; T4: proporção de 55% de lodo e 45% de serragem e T5: proporção de 46% de lodo e 54% de serragem..... 69

Tabela 7 - Valores das cargas canônicas e cargas canônicas cruzadas para o primeiro par de variável canônica (CC1) 71

Artigo 2 – Impacto da adubação organomineral de lodo de esgoto formulado com distintas tecnologias na produção e acúmulo de nutrientes em *Urochloa Brizantha* cv. BRS Paiaguás

Tabela 1 - Caracterização do lodo de esgoto compostado com serragem (LC+S) e biocarvão, utilizado no experimento. 95

Tabela 2 - Especificação das doses de fertilizantes utilizados para suprir a demanda NPK dos tratamentos utilizados na semeadura do *U. brizantha* cv. BRS Paiaguás. 96

Tabela 3 - Matéria seca de parte aérea (MSPA) do capim *Urochloa brizantha* cv. BRS Paiaguás obtida durante os cinco ciclos de cultivo (cortes) e influenciados pelos seguintes tratamentos: BG - Adubação com FOM biocarvão no formato granulado; BP - Adubação com FOM biocarvão no formato pó; LG - Adubação com FOM lodo no formato granulado; LP - Adubação com FOM lodo no formato pó; e NPK- Fertilização mineral com NPK na dose 100, 90 e 60 kg ha⁻¹, respectivamente. 105

Tabela 4 - Matéria seca de resíduos vegetais provenientes dos cortes (MSCU), acúmulo de macronutrientes (somatório de todos os cortes) nas plantas de *Urochloa brizantha* cv. BRS Paiaguás para os seguintes tratamentos: BG - Adubação com FOM biocarvão no formato granulado; BP - Adubação com FOM biocarvão no formato pó; LG - Adubação com FOM lodo no formato granulado; LP - Adubação com FOM lodo no formato pó; e NPK- Fertilização mineral com NPK na dose 100, 90 e 60 kg ha⁻¹, respectivamente. ns, * – não significativo e significativo a 5% de probabilidade, respectivamente, para o comparativo entre adubações em cada corte de uniformização pela análise de variância. 107

Tabela 5 - Matéria seca (parte aérea – MSPA, raízes – MSR, total – MST) e acúmulo de macronutrientes nas plantas de *Urochloa brizantha* cv. BRS Paiaguás para os seguintes tratamentos: BG - Adubação com FOM biocarvão no formato granulado; BP - Adubação com FOM biocarvão no formato pó; LG - Adubação com FOM lodo no formato granulado; LP - Adubação com FOM lodo no formato pó; e NPK- Fertilização mineral com NPK na dose 100, 90 e 60 kg ha⁻¹, respectivamente. 108

Tabela 6 - Atributos do solo após o cultivo de *Urochloa brizantha* cv. BRS Paiaguás adubados com os seguintes tratamentos: BG - Adubação com FOM biocarvão no formato granulado; BP - Adubação com FOM biocarvão no formato pó; LG - Adubação com FOM lodo no formato granulado; LP - Adubação com FOM lodo no formato pó; e NPK- Fertilização mineral com NPK na dose 100, 90 e 60 kg ha⁻¹, respectivamente. 111

Artigo 3 – Adubação organomineral de lodo de esgoto e resíduo de serraria em *Urochloa brizantha*: teor de metais pesados no solo e sua absorção pelas plantas

Tabela 1 - Caracterização do lodo de esgoto compostado com serragem (LC+S) e biocarvão, utilizado no experimento. 148

Tabela 2 - Especificação das doses de fertilizantes utilizados para suprir a demanda NPK dos tratamentos utilizados na semeadura do *U. brizantha* cv. BRS Paiaguás.....149

Tabela 3 - Teores e acúmulo de metais pesados da parte aérea, raiz e total da *Urochloa brizantha* cv. BRS Paiaguás para os seguintes tratamentos: BG - Adubação com FOM biocarvão no formato granulado; BP - Adubação com FOM biocarvão no formato pó; LG - Adubação com FOM lodo no formato granulado; LP - Adubação com FOM lodo no formato pó; NPK - Fertilização mineral NPK na proporção 100, 90 e 60 kg ha⁻¹ de N, P e K e Testemunha - Sem adubação com biocarvão no formato granulado. 158

Tabela 4 - Teores de metais pesados do solo após cultivo da *Urochloa brizantha* cv. BRS Paiaguás para os seguintes tratamentos: BG - Adubação com FOM biocarvão no formato granulado; BP - Adubação com FOM biocarvão no formato pó; LG - Adubação com FOM lodo no formato granulado; LP - Adubação com FOM lodo no formato pó; NPK - Fertilização mineral NPK na proporção 100, 90 e 60 kg ha⁻¹ de N, P e K e Testemunha - Sem adubação com biocarvão no formato granulado. 160

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

BG – Biocarvão granulado
BP – Biocarvão pó
CO – Carbono orgânico
CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente
EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
ETE – Estação de tratamento de esgoto
H+Al – Acidez potencial
ha – hectare
INMET – Instituto Nacional de Meteorología
K – Potássio
Kg – quilograma
kg ha⁻¹ – quilograma por hectare
LC – lodo compostado
LE – lodo de esgoto
LG – lodo granulado
LP – lodo em pó
m – Saturação por alumínio
MG – Minas Gerais
MSCU – Matéria seca do corte de uniformização
MSPA – Matéria seca de parte aérea
MSR – Matéria seca de raízes
MST – Matéria seca total
NPK – Fertilização mineral
Prem – Fósforo remanescente
SB – Soma de bases
T – Capacidade de troca catiônica
t – Capacidade efetiva de troca de cátions (CTC efetiva)
t ha⁻¹ – Tonelada por hectare
test – Testemunha
V – Saturação por base

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	17
2	OBJETIVOS	19
2.1	Objetivo Geral	19
2.2	Objetivos específicos	19
3	REVISÃO DE LITERATURA	20
3.1	Lodo de esgoto como matéria prima para fertilizantes.....	20
3.2	Prática de compostagem de lodo de esgoto com resíduos vegetais	25
3.3	Comportamento de metais pesados em lodo de esgoto: aspectos ambientais e normativos.....	27
3.4	Biocarvão de lodo de esgoto como fonte de matéria-prima para fertilizantes organominerais	33
3.5	Caracterização de compostos de lodo por meio de espectroscopia no infravermelho	35
3.6	Utilização de fertilizantes orgânicos e organominerais em <i>Urochloa Brizantha</i> cv. BRS Paiaguás	39
3.7	Potencial agrônômico e ambiental dos fertilizantes organominerais como alternativa sustentável à fertilização mineral convencional	42
	REFERÊNCIAS	37
4	ARTIGOS.....	48
4.1	Artigo 1 - Alterações bioquímicas, teor de metais e análise espectroscópica em lodo de esgoto compostado com resíduo lignocelulósico utilizando FTIR-MIR e FTIR-NIR.....	48
4.2	Artigo 2 – Impacto da adubação organomineral de lodo de esgoto formulado com distintas tecnologias na produção e acúmulo de nutrientes em <i>Urochloa Brizantha</i> cv. BRS Paiaguás	88
4.3	Artigo 3 – Adubação organomineral de lodo de esgoto e resíduo de serragem em <i>Urochloa brizantha</i> : teor de metais pesados no solo e sua absorção pelas plantas.....	141
5	CONSIDERAÇÕES FINAIS	194

1 INTRODUÇÃO

A crescente demanda por sistemas agrícolas sustentáveis tem impulsionado a busca por alternativas à fertilização mineral convencional, com foco na eficiência do uso de nutrientes e na mitigação de impactos ambientais associados à produção e aplicação desses insumos. Nesse contexto, os fertilizantes organominerais despontam como uma solução promissora, ao fornecer simultaneamente nutrientes às plantas e matéria orgânica ao solo (Uddin *et al.*, 2025). Além disso, a utilização de resíduos orgânicos na formulação desses fertilizantes contribui para a gestão sustentável de resíduos urbanos e agroindustriais, reduzindo a necessidade de descarte inadequado e promovendo a economia circular na agricultura (Sharma *et al.*, 2019).

Entre os resíduos orgânicos com potencial para formulação de fertilizantes organominerais, o lodo de esgoto e a serragem destacam-se por serem abundantes e por apresentarem características complementares. O lodo de esgoto é rico em macronutrientes como nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca) e magnésio (Mg), além de fornecer micronutrientes importantes para o crescimento vegetal (Bicalho *et al.*, 2024; Kebibeché *et al.*, 2019). Já a serragem atua como fonte de carbono e melhora a estrutura física dos compostos orgânicos, favorecendo a porosidade e a atividade microbiana do solo (Eid *et al.*, 2021). No entanto, o uso direto do lodo de esgoto em áreas agrícolas pode representar risco ambiental devido à presença de patógenos, metais pesados e compostos orgânicos persistentes, sendo imprescindível seu pré-tratamento para garantir segurança e eficiência agronômica (Pegoraro *et al.*, 2024; Rocha *et al.*, 2025; Viana *et al.*, 2025).

Uma das formas viáveis de tratamento é a compostagem, processo biológico que transforma resíduos orgânicos em fertilizantes mais estáveis e seguros. A compostagem do lodo com serragem promove a mineralização de nutrientes, a redução da fitotoxicidade e a eliminação de microrganismos patogênicos, especialmente em virtude do aumento de temperatura durante o processo (Redon *et al.*, 2025). A serragem, por sua vez, contribui para o equilíbrio da relação carbono/nitrogênio (C/N), melhora a aeração e reduz a geração de odores (Kebibeché *et al.*, 2019). Além de ser uma estratégia eficaz para o manejo de resíduos urbanos e industriais, a compostagem resulta em produtos com liberação lenta de nutrientes, o que favorece a fertilidade do solo e o desenvolvimento vegetal (Albtoosh *et al.*, 2024).

Outra abordagem complementar à compostagem é a pirólise, que transforma resíduos, como lodo de esgoto e serragem em biocarvão (biochar), um material carbonáceo com propriedades físico-químicas favoráveis ao uso agrícola (Soni *et al.*, 2025). O biochar apresenta elevada capacidade de troca catiônica (CTC), contribui para a retenção de nutrientes, aumenta a estabilidade da matéria orgânica e melhora atributos do solo, como a estrutura e a retenção de água. Além disso, sua aplicação atua na mitigação das emissões de gases de efeito estufa, tanto por seu caráter recalcitrante (atuando como reservatório de carbono de longa duração) quanto por reduzir as emissões de CH₄ e N₂O associadas à atividade microbiana e ao uso intensivo de fertilizantes (Vali *et al.*, 2025).

Diante dessas alternativas, é fundamental avaliar sua aplicação em culturas de interesse agrônomo. A *Urochloa brizantha* cv. BRS Paiaguás tem se destacado como forrageira de alta produtividade e adaptabilidade a solos de baixa fertilidade, além de apresentar elevada eficiência na absorção de nutrientes e tolerância à estiagem (Soares *et al.*, 2023; Beloni *et al.*, 2018). Contudo, para expressar seu máximo potencial, torna-se essencial o manejo adequado da fertilidade do solo, o que reforça a importância de estratégias de adubação sustentáveis.

Além dos efeitos sobre a biomassa e o estado nutricional das plantas, o uso de fertilizantes organominerais pode afetar a dinâmica dos metais pesados no sistema solo-planta. O lodo de esgoto pode conter elementos como zinco (Zn), cobre (Cu), manganês (Mn), ferro (Fe), chumbo (Pb) e níquel (Ni) em concentrações variáveis, e sua interação com o solo pode alterar a mobilidade e a biodisponibilidade desses metais (Rocha *et al.*, 2025). Assim, o monitoramento dos teores de metais no solo e nos tecidos vegetais é fundamental para garantir a segurança ambiental e agrônoma do uso desses insumos (Wang *et al.*, 2024).

Diante do exposto, este estudo teve como objetivo avaliar os efeitos da aplicação de fertilizantes organominerais formulados a partir de lodo de esgoto e serragem, nas formas compostada e pirolisada, sobre a produção de biomassa, o acúmulo de nutrientes e os teores de metais no solo e na *Urochloa brizantha* cv. BRS Paiaguás. Os resultados obtidos podem contribuir para o desenvolvimento de estratégias de manejo sustentável da fertilidade do solo, promovendo o reaproveitamento seguro de resíduos urbanos e industriais na agricultura e reduzindo a dependência de fertilizantes minerais.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Avaliar os efeitos da aplicação de fertilizante organomineral produzido a partir do lodo de esgoto na produção de *Urochloa Brizantha* cv. Paiaguás, teor de metais e propriedades químicas do solo, em substituição a adubação convencional.

2.2 Objetivos específicos

- Caracterizar física e quimicamente o lodo de esgoto gerado na ETE no Município de Montes Claros – MG;
- Produzir fertilizante organomineral na forma de pó e granulado de compostos de lodo de esgoto e resíduo de serragem;
- Caracterizar atributos químicos do solo após a aplicação de fertilizantes organominerais de compostos de lodo de esgoto em resíduos de serragem;
- Avaliar o potencial produtivo da *Urochloa Brizantha* cv. Paiaguás adubado com fertilizante organomineral a base de lodo de esgoto compostado;
- Avaliar a absorção de nutrientes e metais pesados pela cultivar *Urochloa brizantha* cv. BRS Paiaguás adubado com o fertilizante organomineral a base da compostagem de lodo de esgoto e resíduo de serragem;
- Avaliar a absorção de nutrientes e metais pesados pela cultivar *Urochloa brizantha* cv. BRS Paiaguás adubado com o fertilizante organomineral a base do biocarvão de lodo de esgoto e resíduo de serragem;
- Avaliar o teor de metais no solo após cultivo de *Urochloa brizantha* cv. BRS Paiaguás adubado com o fertilizante organomineral a base da compostagem de lodo de esgoto e resíduo de serragem.

3 REVISÃO DE LITERATURA

3.1 Lodo de esgoto como matéria prima para fertilizantes

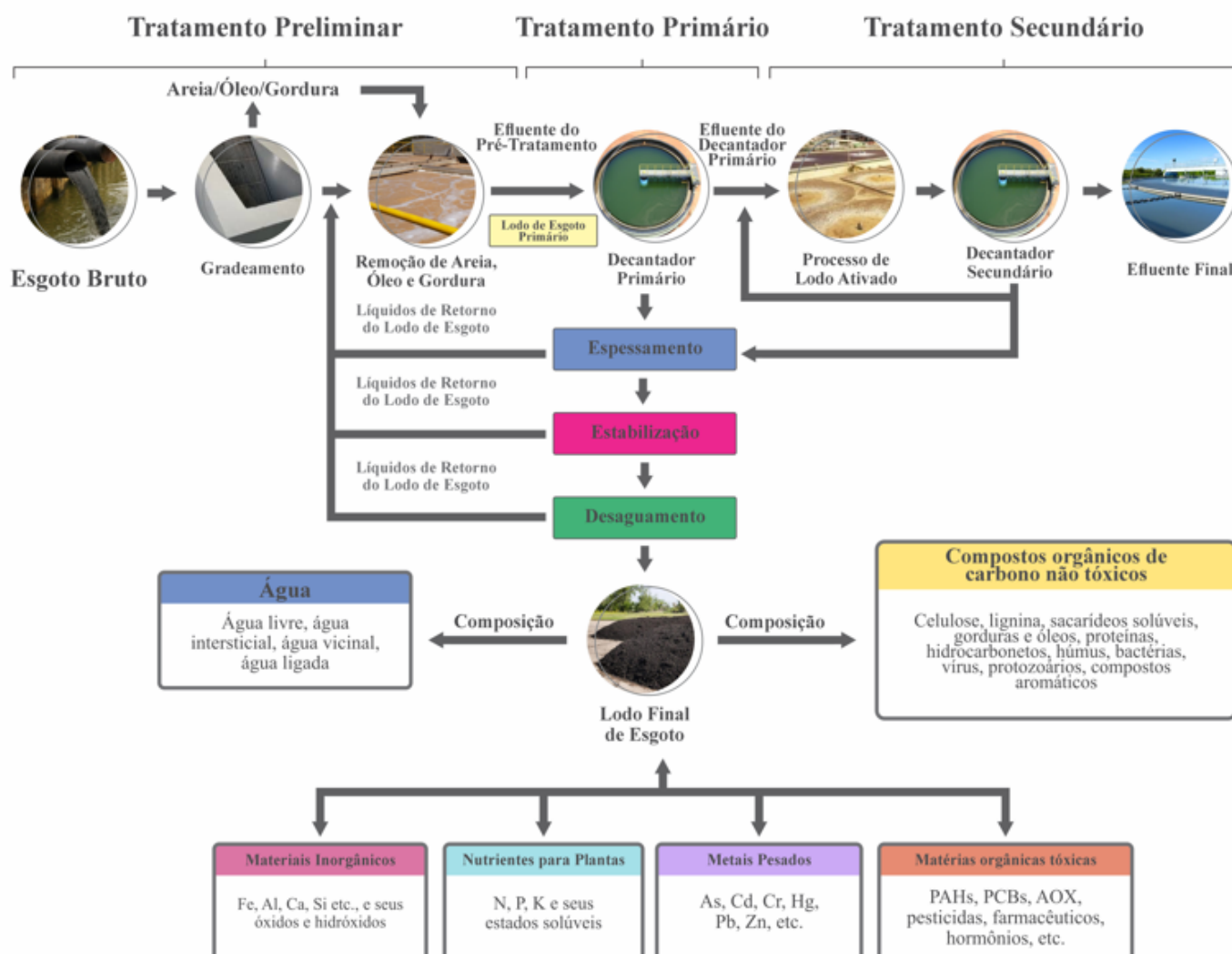
O crescimento populacional e o aumento na geração de resíduos impõem desafios ambientais e de saúde pública, incluindo a poluição do solo, da água e do ar, a propagação de doenças associadas ao contato com resíduos contaminados e a sobrecarga dos sistemas de gestão de resíduos (Gievers *et al.*, 2025). Para mitigar esses impactos, a legislação brasileira estabelece diretrizes para o gerenciamento adequado de resíduos sólidos, abrangendo materiais de origem doméstica, industrial, hospitalar, comercial, de serviços urbanos e agrícolas (Brasil, 2007). Esse gerenciamento prioriza a redução da geração, a reutilização, a reciclagem e o tratamento antes do descarte final, promovendo a sustentabilidade ambiental e a proteção da saúde pública (Brasil, 2010).

O tratamento de águas residuais é essencial na prevenção da contaminação ambiental e na gestão dos subprodutos gerados durante o processo. Entre esses subprodutos, destaca-se o lodo de esgoto, um resíduo resultante do tratamento de efluentes urbanos e industriais. O crescimento populacional acelerado, aliado ao avanço da industrialização, levou a um aumento expressivo na produção desse material (Raheem *et al.*, 2018). A composição do lodo de esgoto varia conforme sua origem, mas, em geral, apresenta uma mistura de matéria orgânica e inorgânica, além de microrganismos em diferentes estados. A fração orgânica é composta predominantemente por carbono (50–55%), oxigênio (25–30%), nitrogênio (10–15%) e hidrogênio (6–10%), com menores proporções de P e S (Zhu *et al.*, 2021). No entanto, pode conter substâncias nocivas, incluindo metais pesados, dioxinas, furanos e microrganismos patogênicos, representando um risco ambiental e sanitário (Raheem *et al.*, 2018).

O processo de tratamento de águas residuais municipais compreende três etapas principais: tratamento preliminar, primário e secundário, que visam garantir a remoção eficaz de contaminantes e a segurança do descarte do efluente (Figura 1). No tratamento preliminar, os resíduos sólidos de maiores dimensões são removidos por meio de peneiras, enquanto areia, brita e parte do lodo são separados para evitar obstruções nos sistemas seguintes. Esse processo gera líquidos de retorno e resíduos sólidos iniciais. Em seguida, o esgoto segue para o tratamento primário, onde o decantador primário separa o lodo de esgoto primário do efluente líquido. Em seguida, no tratamento primário ocorre a sedimentação dos sólidos mais pesados, que se depositam no fundo dos

decantadores formando o lodo primário, posteriormente encaminhado para unidades de processamento específicas (Figura 1). A etapa seguinte, o tratamento secundário, é baseada em processos biológicos, nos quais a aeração promove a introdução de oxigênio para estimular a atividade microbiana e acelerar a decomposição da matéria orgânica. Após essa fase, ocorre nova sedimentação, agora destinada à remoção dos sólidos biológicos resultantes da atividade dos microrganismos. A correta condução dessas etapas é essencial para a redução da carga poluente e dos patógenos presentes no esgoto, além de destacar a relevância do gerenciamento adequado do lodo gerado ao longo do processo.

Figura 1 - Fluxograma esquemático representando as etapas do tratamento de esgoto bruto, incluindo os processos preliminares, primários e secundários, bem como o processamento do lodo final e suas composições



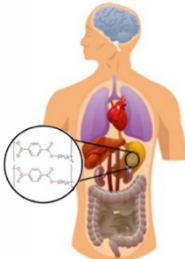
Fonte: Elaborado pela autora, 2025.

A aplicação agrícola do lodo de esgoto representa uma prática que pode trazer

benefícios relevantes, mas também envolve riscos que exigem atenção (Figura 2). A descarga de lodo de esgoto não tratado diretamente no meio ambiente representa riscos significativos à saúde humana e ambiental. Esses riscos incluem a contaminação de corpos d'água e solo e a disseminação de patógenos nocivos e substâncias tóxicas e metais pesados, que podem ter implicações graves para os ecossistemas e a saúde pública (Silva *et al.*, 2025).

A reciclagem de nutrientes de resíduos orgânicos para solos agrícolas é uma necessidade em sistemas de produção sustentáveis (Boudjabi; Chenchouni, 2021). A aplicação de lodo de esgoto ao solo pode reduzir os custos associados a fertilizantes minerais, uma vez que este resíduo possui teores consideráveis de macronutrientes como nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K) e micronutrientes como ferro (Fe), zinco (Zn) e cobre (Cu) (Silva *et al.*, 2021). No entanto, sua composição varia de acordo com os métodos de tratamento utilizados e as características das águas residuais de origem, o que pode influenciar sua eficiência como fertilizante (Balkrishna *et al.*, 2025b). Além disso, é fundamental considerar a aptidão das áreas agrícolas para o uso desses insumos, assegurando que a aplicação seja feita de forma responsável, evitando riscos de contaminação e garantindo eficiência na ciclagem de nutrientes (Amorim-Júnior *et al.*, 2021; Brasil, 2020).

Figura 2 - Impactos positivos e negativos da utilização do lodo de esgoto (LE) na agricultura e solo

IMPACTO NA AGRICULTURA		PROPRIEDADES DO LODO DE ESGOTO	IMPACTO NO SOLO	
POSITIVO	NEGATIVO		POSITIVO	NEGATIVO
Promove o incremento na produtividade agrícola Eleva os teores de nutrientes nas plantas Promove a melhora dos atributos morfológicos das plantas 	Absorção de metais pesados pelas raízes das plantas Redução da atividade de enzimas desintoxicantes 	Elevada concentração de nutrientes essenciais, como nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K) e outros compostos orgânicos  Acúmulo de metais pesados. Compostos tóxicos não monitorados. Contaminação das águas subterrâneas por metais pesados (HMs) e patógenos.	Aumenta a atividade microbiana. Contribui para o aumento da matéria orgânica e das substâncias húmicas no solo Aumenta a fertilidade do solo 	Contribui para o aumento da fitotoxicidade do solo, afetando negativamente o crescimento e o desenvolvimento das plantas. Formação de crostas superficiais no solo, que comprometem a infiltração de água e a emergência de plântulas. 

O lodo de esgoto é uma alternativa viável para a adubação, especialmente em sistemas orgânicos, devido ao seu teor de nutrientes. No entanto, a adoção de processos de estabilização possibilita a redução de contaminantes e o uso do lodo de esgoto como fertilizante alternativo para cultivos de plantas (Bicalho *et al.*, 2024; Morais *et al.*, 2023; Pegoraro *et al.*, 2024; Viana *et al.*, 2025). A reciclagem de nutrientes provenientes de resíduos orgânicos para solos agrícolas contribui significativamente para aumentar a sustentabilidade dos sistemas de produção (Boudjabi; Chenchouni, 2021).

A destinação de lodo de esgoto para a agricultura é regulamentada por órgãos públicos nacionais e mundiais, com o intuito de garantir o seu uso seguro e eficiente. Para mitigar esses riscos, é necessário o desenvolvimento de métodos alternativos de tratamento e reciclagem (Gievers *et al.*, 2025; Nascimento *et al.*, 2020).

Na União Europeia (UE), o entendimento comum sobre os potenciais efeitos prejudiciais do lodo de esgoto (LE) no meio ambiente é regulado pela Diretiva do Conselho 86/278/CEE, de 12 de junho de 1986, conhecida como Diretiva SS (SSD). Essa diretiva estabelece limites máximos para metais pesados no solo e no lodo, além de impor condições específicas para a sua aplicação, como o intervalo mínimo entre a aplicação e a colheita, bem como a proibição de uso em determinadas culturas (Yunta *et al.*, 2024). O objetivo é proteger a saúde humana, animal e o meio ambiente. A SSD foi modificada em 2018 pela Decisão (UE) 2018/853, no que se refere às regras processuais relativas à comunicação ambiental. Em 2019, passou por nova alteração por meio do Regulamento (UE) 2019/1010, que visa a alinhar e simplificar os requisitos de comunicação previstos na legislação ambiental da UE. Com suas alterações e atualizações, a SSD regula a aplicação de lodo de esgoto em terras agrícolas, estabelecendo diretrizes para os métodos de tratamento, locais apropriados para o uso e formas seguras de utilização por parte dos agricultores, tanto como fertilizante quanto como corretivo do solo. Além disso, exige o registro detalhado das quantidades de lodo produzidas e aplicadas (Koumoulidis *et al.*, 2024).

A Diretiva 86/278/CEE do Conselho Europeu (1986) define o lodo de esgoto tratado como aquele que passou por tratamento biológico, químico, térmico, armazenamento prolongado ou outro processo adequado capaz de reduzir significativamente sua fermentabilidade e os riscos à saúde associados ao seu uso. Além disso, a norma estabelece limites máximos para as concentrações totais de metais pesados tanto no lodo quanto nos solos agrícolas, correlacionando a aplicação do lodo

às necessidades nutricionais das plantas, de forma a assegurar sua utilização segura e agronomicamente eficiente.

A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA 1995) desenvolveu um regulamento intitulado Padrões para o Uso de Lodo de Esgoto (popularmente conhecido como Regra da Parte 503, promulgada em 1993), como parte da Lei da Água Limpa, do Congresso dos EUA. A legislação inclui critérios para a redução de patógenos, limites de poluentes, práticas de aplicação no solo e monitoramento ambiental (Popoola *et al.*, 2023). A regulamentação da Agência de Proteção Ambiental dos EUA (USEPA 1995) enfatiza, até certo ponto, os requisitos para redução de patógenos ao classificar o lodo tratado em duas categorias, a saber, Classe A e Classe B. O lodo Classe A pode ser aplicado em terra, sem restrições, porque os patógenos foram reduzidos abaixo dos níveis detectáveis, enquanto o lodo Classe B está sujeito a requisitos de estabilização menos rigorosos, mas também pode ser aplicado em terra sob condições específicas. Hoje em dia, o uso agrônômico do lodo de esgoto está sujeito a diferentes requisitos em cada país, no que diz respeito a metais pesados, patógenos e contaminantes orgânicos (Collivignarelli *et al.*, 2019).

Na China, os biossólidos estão sujeitos a regulamentações específicas que estabelecem padrões nacionais de qualidade, como a GB 4284-2018 (*Standard for the Disposal of Sludge from Municipal Wastewater Treatment Plants – Agricultural Use*), que impõe limites de metais pesados e parâmetros microbiológicos. Além disso, as autoridades chinesas têm restringido o uso agrícola direto, priorizando processos de compostagem e outras formas de valorização (Li *et al.*, 2024; Rohrbach; Zimmermann, 2023).

No Brasil, a Resolução CONAMA nº 498/2020 regulamenta o uso agrícola do lodo de esgoto, estabelecendo critérios técnicos, sanitários e ambientais para garantir a segurança do solo, da saúde pública e da produção agropecuária. O lodo é classificado quanto à sua qualidade sanitária como Classe A, quando há redução significativa de patógenos (permitindo uso irrestrito), ou Classe B, quando há redução parcial (uso restrito a condições controladas). Além disso, a resolução classifica o lodo quanto ao teor de metais pesados em Classe 1, quando os níveis estão abaixo dos limites estabelecidos para todos os elementos avaliados, e Classe 2, quando excede os limites para um ou mais contaminantes, sendo seu uso condicionado a medidas adicionais de controle. A aplicação deve ser baseada nas exigências nutricionais da cultura, respeitando limites máximos anuais de N, e só é permitida em áreas previamente

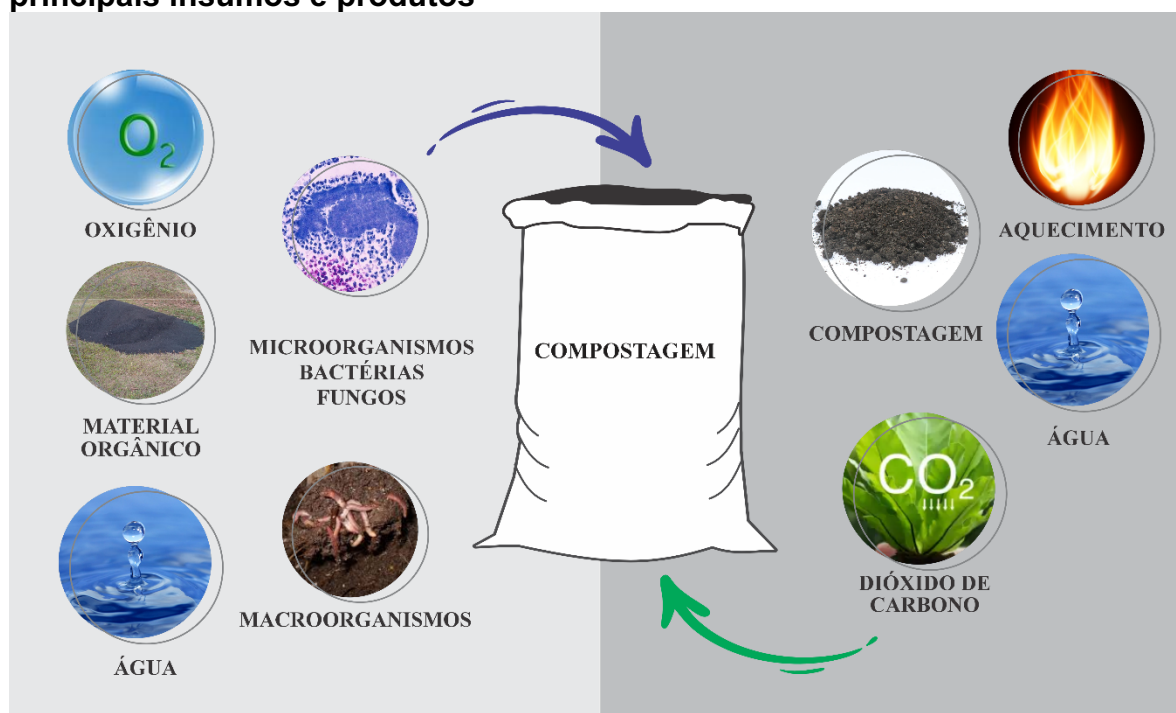
monitoradas e com aptidão comprovada. A norma exige monitoramento periódico da qualidade do lodo, do solo e das águas subterrâneas, além da apresentação de plano de monitoramento e registro técnico das áreas de aplicação. Tais exigências visam a assegurar a rastreabilidade, o uso responsável do resíduo e a mitigação de riscos ambientais.

3.2 Prática de compostagem de lodo de esgoto com resíduos vegetais

Para que o lodo de esgoto possa ser utilizado como fertilizante ou condicionador de solo em conformidade com a legislação vigente, é necessário adotar práticas que eliminem possíveis toxinas orgânicas e patógenos. Redon *et al.* (2025) apontam a compostagem como opção que visa melhorar a qualidade do lodo de esgoto para fins de utilização na agricultura, onde realiza-se a decomposição do material orgânico pela ação de microrganismos e enzimas reduzindo a concentração de contaminantes orgânicos perigosos. Esse processo resulta na produção de composto, água, dióxido de carbono e calor (Figura 3), contribuindo para a estabilização do lodo e a melhoria de suas propriedades agronômicas.

O processo de compostagem transforma a matéria orgânica (MO) em substâncias húmicas estáveis por meio das etapas de mineralização e humificação, além de promover a redução de microrganismos patogênicos durante a fase termofílica (Balkrishna et al. 2025 a). Para garantir a eficiência do processo e a obtenção de um composto maturado, é essencial o controle de variáveis ambientais como temperatura, pH, aeração, umidade, granulometria dos materiais e porosidade da mistura (Zhang *et al.*, 2023).

Figura 3 - Representação esquemática do processo de compostagem e seus principais insumos e produtos



Fonte: Elaborado pela autora, 2025.

Em áreas urbanas e estações de tratamento de águas residuais menores, a compostagem é frequentemente um método preferido devido à sua simplicidade e custo relativamente baixo em comparação com outros tratamentos que consomem mais energia. Pesquisas recentes têm se concentrado na otimização do processo de compostagem, melhorando a redução de patógenos e estabilizando nutrientes para garantir a segurança e a qualidade do composto (Bicalho *et al.*, 2024; Mendonça *et al.*, 2025). Isso inclui o ajuste das condições de compostagem, como temperatura, aeração e umidade para melhorar o ambiente microbiano e aumentar a qualidade do produto final (Zhang *et al.*, 2023). A compostagem também oferece uma maneira sustentável de reciclar materiais orgânicos, reduzindo a necessidade de fertilizantes sintéticos e diminuindo o impacto ambiental associado aos métodos tradicionais de descarte de lodo (Wei *et al.*, 2021).

Ao término do processo de compostagem do lodo de esgoto, busca-se a obtenção de um material com características físico-químicas apropriadas para uso agrícola. Dentre essas propriedades, destacam-se: odor ausente ou discretamente terroso, coloração escura indicativa de humificação avançada, temperatura estável próxima à ambiente, estrutura porosa, elevada capacidade de retenção de água, uniformidade granulométrica e composição nutricional balanceada (Rodrigues *et al.*, 2020). A mistura do lodo de

esgoto com materiais orgânicos lignocelulósicos, como resíduos vegetais, contribui para a redução do potencial poluente do lodo e melhora as propriedades físico-químicas e biológicas do composto final, resultando em um produto com maior qualidade agronômica e menor risco ambiental (Li *et al.*, 2021; Mangá *et al.*, 2020).

O processo de compostagem é fortemente influenciado pela composição dos materiais utilizados. A diversidade desses materiais pode impactar a concentração de nutrientes e a disponibilidade de substrato, afetando, diretamente, a atividade microbiana durante a compostagem (Qin *et al.*, 2021a). Esses microrganismos desempenham um papel essencial na transformação biológica e na maturação da matéria orgânica compostada (Wei *et al.*, 2022; Zhang *et al.*, 2018).

A serragem é frequentemente utilizada como agente estruturante devido à sua capacidade de reduzir perdas de matéria orgânica e nitrogênio, além de contribuir para o crescimento das plantas e aumentar o valor agronômico do composto final. Durante a compostagem, sua incorporação auxilia no aumento do teor de carbono e na elevação da relação C/N, devido à baixa densidade aparente e ao alto teor de compostos recalcitrantes, como a lignina (Costa *et al.*, 2021; Yin *et al.*, 2021). A predominância de compostos lignocelulósicos e a menor concentração de nutrientes em resíduos vegetais resultam em uma taxa reduzida de concentração microbiana (Reyes-Torres *et al.*, 2018). Nesse contexto, uma mistura de serragem com lodo de esgoto na compostagem pode gerar fertilizantes ricos em carbono, com maior estabilidade e tempo de permanência no solo.

A incorporação de resíduos vegetais à compostagem do lodo de esgoto tem se mostrado eficaz na melhoria das propriedades físico-químicas do composto final, promovendo o aumento da capacidade de troca catiônica e da disponibilidade de macro e micronutrientes. Essa prática contribui para a gestão sustentável de resíduos orgânicos, além de apresentar viabilidade econômica. Contudo, os efeitos benéficos estão condicionados à natureza e à composição dos resíduos vegetais utilizados.

3.3 Comportamento de metais pesados em lodo de esgoto: aspectos ambientais e normativos

Os metais pesados presentes no lodo de esgoto representam um dos principais entraves ao seu uso agrícola, devido aos potenciais riscos à saúde humana e ambiental. Metais pesados (HM) são definidos como elementos com número atômico superior a 20

e densidade acima de 5 g/cm³, presentes naturalmente nos solos em função da composição do material de origem e do intemperismo de rochas portadoras desses elementos (Chao *et al.*, 2025; Molaey *et al.*, 2024). No entanto, sua concentração pode ser significativamente aumentada por fontes antrópicas, como a aplicação de biossólidos, a queima de combustíveis fósseis, processos industriais e o uso de fertilizantes e pesticidas, os quais contribuem para alterações na qualidade do solo e potenciais riscos ambientais (Adnan *et al.*, 2024).

Metais como zinco (Zn), cobre (Cu), manganês (Mn) e ferro (Fe) desempenham funções essenciais no metabolismo vegetal quando presentes em concentrações adequadas, podendo também exercer efeitos benéficos em outros organismos vivos (Molaey *et al.*, 2024). Entretanto, sua classificação como micronutrientes ou contaminantes está condicionada à concentração, forma química e biodisponibilidade no ambiente, podendo representar risco toxicológico quando excedem os níveis fisiologicamente toleráveis.

Em níveis adequados, esses elementos são fundamentais para processos como a atividade enzimática, a fotossíntese e o transporte de nutrientes (Bashir *et al.*, 2021). Por outro lado, em quantidades excessivas, tendem a se acumular em organismos vivos e persistir no ambiente, representando riscos de longo prazo para a qualidade do solo, recursos hídricos e segurança alimentar (Qin *et al.*, 2021 b).

Arsênio (As), cádmio (Cd), cromo (Cr), chumbo (Pb) e mercúrio (Hg) são classificados como metais pesados de elevada toxicidade, cujos efeitos adversos à saúde humana e ambiental são amplamente documentados. Muitos desses elementos são reconhecidos como potencialmente carcinogênicos, além de estarem associados a distúrbios neurológicos, renais e reprodutivos, mesmo quando presentes em baixas concentrações (Chen *et al.*, 2022).

Os metais presentes nos biossólidos encontram-se predominantemente associados à fração sólida do resíduo, sobretudo ligados a óxidos e compostos da matéria orgânica (Barraoui *et al.*, 2021). As concentrações desses elementos variam conforme a origem e o tratamento do resíduo, o que pode representar risco potencial de contaminação do solo. Visando a mitigar esses riscos, a Resolução nº 498 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), de 19 de agosto de 2020, estabelece critérios e limites para o uso agrícola de biossólidos, com o objetivo de garantir a segurança ambiental e a proteção dos recursos naturais (Brasil, 2020).

Devido às suas características físico-químicas, o solo apresenta elevada

capacidade de adsorção e retenção de metais pesados, favorecendo sua acumulação ao longo do tempo. No entanto, sob determinadas condições ambientais, como variações no pH, potencial redox e presença de agentes quelantes, esses elementos podem ser mobilizados, promovendo sua transferência para compartimentos adjacentes, como águas superficiais e subterrâneas, ou sua incorporação à cadeia trófica (Chen *et al.*, 2022).

A mobilidade e a biodisponibilidade dos metais pesados no solo são fortemente influenciadas por propriedades edáficas, como o pH (Khadhar *et al.*, 2020), a capacidade de troca catiônica (CTC) e aniônica (CTA), o teor e a qualidade da matéria orgânica, a textura, a atividade microbiana e a composição da fração argilosa, incluindo argilas silicatadas e óxidos de ferro e alumínio (Wieczorek *et al.*, 2023; Xu *et al.*, 2024).

A elevação do pH do solo tende a reduzir a disponibilidade de metais pesados, pois promove o aumento das cargas negativas na matriz do solo devido à desprotonação de seus componentes, favorecendo a retenção de cátions metálicos (Bayrakli *et al.*, 2023). Em contrapartida, a acidificação do solo intensifica a presença de metais na solução, uma vez que uma maior concentração de íons H^+ compete com os metais por sítios de adsorção, fixando suas partículas do solo (Kicińska *et al.*, 2021).

A matéria orgânica desempenha papel relevante nesse processo, ao contribuir para o aumento da capacidade de troca catiônica (CTC), principalmente pelo fornecimento de cargas negativas adicionais. Isso favorece a adsorção de metais por meio da formação complexa de orgânicos e quelatos, o que reduz a solubilidade desses elementos no solo (Solly *et al.*, 2020).

Em solos tropicais, os óxidos de ferro, alumínio e manganês atuam na retenção de metais pesados por meio de dois mecanismos principais: adsorção específica, que envolve ligações químicas com grupos de oxigênio da estrutura mineral, e adsorção eletrostática, baseada na atração entre cargas opostas. Metais catiônicos como Zn^{2+} , Cu^{2+} , Pb^{2+} , Cd^{2+} , Cr^{3+} e Ni^{2+} são frequentemente imobilizados por esses processos. A eficiência da retenção depende do pH, da forma química dos metais e das propriedades da matriz do solo (Hiller *et al.*, 2021).

Além disso, microrganismos do solo participam da imobilização de metais pesados por meio da produção de compostos orgânicos que promovem a complexação ou quelação desses elementos. Han *et al.* (2020) observaram a redução dos teores de cádmio (Cd) e chumbo (Pb) em solos tratados com microrganismos produtores de substâncias capazes de formar complexos estáveis com os metais, limitando sua

mobilidade na solução do solo.

A utilização de lodo de esgoto em solos requer sua caracterização quanto ao potencial agrônomo, à redução da atratividade a vetores, à presença de substâncias químicas e à qualidade microbiológica. Conforme estabelece a Resolução CONAMA nº 498/2020, essa caracterização dá origem a duas formas complementares de classificação: sanitária e química. A classificação sanitária define o biossólido como Classe A ou Classe B, com base na concentração de *Escherichia coli* por grama de sólidos totais (g^{-1} ST) e na aplicação de processos validados de higienização. Para a Classe A, exige-se concentração máxima de 10^3 UFC g^{-1} ST, enquanto a Classe B admite até 10^6 UFC g^{-1} ST, desde que comprovado o atendimento aos parâmetros operacionais. Simultaneamente, a classificação química enquadra o biossólido como Classe 1 ou Classe 2, de acordo com os valores máximos permitidos de substâncias químicas potencialmente tóxicas, como metais pesados, os quais não podem ser ultrapassados em nenhuma das amostras analisadas. Ambas as classificações, previstas na mesma norma, visam a assegurar que o uso agrícola do biossólido ocorra de forma segura, sem riscos à saúde pública ou ao meio ambiente (Brasil, 2020).

O lodo de esgoto, subproduto gerado no tratamento de águas residuais, possui composição heterogênea devido à mistura de efluentes domésticos, industriais, comerciais e ao escoamento urbano (Tabela 2). Essa diversidade de fontes contribui para a presença de metais, tanto essenciais ao metabolismo vegetal, como manganês (Mn), zinco (Zn) e cobre (Cu), quanto elementos tóxicos, como chumbo (Pb), cádmio (Cd), mercúrio (Hg) e arsênio (As) (Popoola et al. 2023). De modo geral, águas residuárias de origem doméstica apresentam teores metálicos inferiores aos das industriais. Embora o lodo contenha matéria orgânica e nutrientes com potencial agrônomo, seu uso na agricultura é limitado pelo risco de contaminação do solo e da cadeia alimentar, em virtude da possível acumulação e transferência de metais pesados para as plantas, com implicações à saúde humana e ambiental (Kominko et al., 2022).

Dados da literatura mostram que concentrações mais altas de metais pesados são geralmente encontradas em lodo de esgoto de estações de tratamento de águas residuais (ETARs) em cidades industrializadas de grande e médio porte (Tabela 2). Por outro lado, o lodo de esgoto de pequenas ETARs não representa uma ameaça em termos de conteúdo de metais pesados. A Tabela 1 apresenta as variações nas concentrações de metais pesados em lodo de esgoto, influenciadas pela região geográfica e pela natureza das águas residuárias geradas, com dados provenientes de

diferentes países (Kominko *et al.*, 2024), da Estação de Tratamento de Esgoto de Montes Claros–MG, Brasil (Bicalho *et al.*, 2024), e da cidade de São Paulo–SP, Brasil (Oliveira *et al.*, 2007).

Dessa forma, a análise da concentração e da biodisponibilidade de metais pesados é essencial para avaliar a previsão do uso agrícola do lodo de esgoto. Processos como a compostagem, a pirólise (que resulta na produção de biocarvão) e a estabilização química são estratégias promissoras para reduzir a mobilidade desses metais no solo (Dede *et al.*, 2023). Além disso, a existência de regulamentações adequadas é fundamental para garantir que a aplicação de lodo em áreas agrícolas ocorra de forma segura, sem comprometer a qualidade do solo, a segurança dos alimentos ou a integridade dos ecossistemas.

Tabela 1 - Variação nas concentrações de metais pesados em biossólidos devido à região e à natureza das águas residuais geradas

País	Número de amostras	As	Cd	Cr	Cu	Ni mg kg ⁻¹	Hg	Pb	Zn
EUA ¹	112	5,8–10,2	2,9–428	49–142	399–593	28–56		24–115	620–3776
Brasil (São Paulo) ²			1,34	195,0	391,7	239,4	0,31	132,1	864,4
Brasil (ETE Montes Claros) ³				91,07	206,7	30,35		121,5	918,82
Turquia ⁴	22	1,7–28,8	0,40–7,43	22–724	61–374	25–294	0,2–3,2	10,4–309,4	342–2421
Japão ⁵	32		0,38–1,78	1,49–426	130–1120	8,12–427		5,23–64,7	207–2180
Espanha ⁶	20	4,0 ± 0,4	0,7 ± 0,2	24,7 ± 3,0	164 ± 29	18,5 ± 2,0		37,9 ± 7,0	421 ± 29
Alemanha ²		1,5–4,5*	50-80*	300-350*	30-35	1,5–4,5*	50-80*	300-350*	30-35
Irlanda ⁷	8	<LOD	10 ± 3	16 ± 12	464 ± 205	15 ± 7	<LOD	54 ± 30	869 ± 400
Suíça ⁸	64	<LOD-82,2	0,6–8	<LOD-267	132–1963	<LOD-67		17–232	400–2000
Itália ⁸	55	9,0 ± 2,3	0,9 ± 0,5	90,4 ± 20,8	394,9 ± 60,8	59,7 ± 12,1	0,1 ± 0,3	64,2 ± 10,9	1028 ± 117,2
França (2017) ⁸			60–200	20–100	30–100	70–100,0	15–70	0,5–1,5	0,1–1,0
China ⁸	8	3,13–51,30	<2,5–33,4	53,23–952,5	91,02–5248	3,23–692,9	<2,5–80,48	22,22–113,3	294,8–3884
Croácia ⁸	9		0,6–1,3	15,8–109,0	84,1–660,0	7,9–52,6	0,4–1,9	11,8–72,1	478,0–1254
Portugal ⁸	3		<LOQ	150–285	251–480	21,0–53,1		17,9–25,1	628–790
Valores Permitidos									
Brasil (Conama 498) Classe 1			2800,0	1500,0	1000,0	300,0	420,0	39,0	17,0
Brasil (Conama 498) Classe 2			7500,0	4300,0	3000,0	840,0	420,0	85,0	57,0
Directiva 86/278/CEE			20–40		1000–1750	300–400	16–24	750–1200	2500–4000
Polônia (para fins agrícolas) ⁸			20	500	1000,0	300,0	16	750	2500
Alemanha ⁸			10	900	800,0	200,0	8	900	2500
Países Baixos ⁸			1,25	75	75,0	30,0	0,75	100	300
China (pH do solo < 6,5) ⁸		75	5,0	600	250,0	100,0	5	300	500
(pH do solo ≥ 6,5) ⁸		75	20,0	1000	500,0	200,0	15	1000	1000

¹ Westerhoff *et al.* (2015); ² Oliveira *et al.* (2007); ³ Bicalho *et al.* (2024); ⁴ Yakameran *et al.* (2021); ⁵ Chen *et al.* (2021); ⁶ Goberna *et al.* (2018); ⁷ Healy *et al.* (2016);

⁸ Kominko *et al.* (2024); ND = não determinado; LOD: limite de detecção; LOQ: limite de quantificação.

3.4 Biocarvão de lodo de esgoto como fonte de matéria-prima para fertilizantes organominerais

O biocarvão, também denominado biocarvão, é um material carbonáceo produzido pela carbonização pirolítica de biomassa sob condições anaeróbicas ou anóxicas. Sua obtenção pode ocorrer a partir de diferentes matérias-primas, como resíduos animais, agrícolas, florestais e lodo de esgoto (Chen *et al.*, 2020).

Devido às suas propriedades físico-químicas, o biocarvão apresenta ampla aplicabilidade em diferentes setores, como produção de bioenergia, tratamento de efluentes, remediação ambiental, catálise, sequestro de carbono, melhoria das características do solo e otimização de práticas agrícolas (Ahmed *et al.*, 2020).

A produção de biocarvão ocorre por meio da conversão da biomassa submetida à carbonização em uma atmosfera controlada (Pariyar *et al.*, 2020). O rendimento do biocarvão, assim como a quantidade de macro e micronutrientes (Ahmed *et al.*, 2020) e o teor de carbono recalcitrante (Dhar *et al.*, 2020), varia conforme a composição física e química da biomassa e as condições de pirólise, incluindo temperatura, taxa de aquecimento, duração e tipo de processo empregado (Pariyar *et al.*, 2020; Zhang *et al.*, 2018).

A pirólise é um processo que atua reduzindo o volume dos resíduos utilizados para a formação da biomassa, elimina patógenos e reduz os possíveis poluentes orgânicos que podem conter na matéria-prima (Ahmad *et al.*, 2022). Durante o processo de pirólise, componentes estruturais da biomassa, como lignina, celulose, hemicelulose e proteínas, são termicamente decompostos em moléculas de menor massa molecular em temperaturas que normalmente variam entre 350 °C e 750 °C, podendo ultrapassar esse intervalo dependendo das condições operacionais (Dhar *et al.*, 2020; Joseph *et al.*, 2021). Esse processo resulta na formação de três frações principais: uma fração sólida, conhecida como biocarvão ou biocarvão; uma fração líquida, composta por bio-óleo oriundo da condensação de vapores; e uma fração gasosa, contendo gases combustíveis provenientes dos vapores não condensáveis.

A utilização de biocarvão em solos agrícolas tem sido amplamente estudada devido aos seus múltiplos benefícios agrônômicos e ambientais. Sua aplicação pode promover melhorias nas propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, atuando na retenção de água e nutrientes, além de favorecer a atividade microbiana por meio da criação de microambientes mais estáveis (Fuke *et al.*, 2021; Xie *et al.*, 2023). Entre suas funções, destacam-se o fornecimento gradual de nutrientes, especialmente nitrogênio e

fósforo, a redução de perdas por lixiviação, o incremento da produtividade agrícola e o potencial para a remediação de áreas contaminadas (He *et al.*, 2021; Song *et al.*, 2024). Adicionalmente, o biocarvão contribui para a mitigação das mudanças climáticas ao atuar como reservatório estável de carbono e ao reduzir emissões de óxidos de nitrogênio (N₂O) por meio da modulação de processos microbianos no solo (Wang *et al.*, 2023; Zhang *et al.*, 2018).

O biocarvão se destaca como uma alternativa sustentável à adubação química convencional, contribuindo para a redução de custos e promovendo a eficiência na manutenção de nutrientes no solo. Sua estrutura porosa favorece a retenção de água, melhorando a disponibilidade hídrica para as plantas. Além disso, o biocarvão desempenha um papel fundamental no sequestro de carbono, mitigando as emissões de gases de efeito estufa e contribuindo para a sustentabilidade agrícola (He *et al.*, 2021).

O manejo intensivo de áreas agrícolas exige soluções sustentáveis que promovam a recuperação e a manutenção das funções do solo, incluindo o suprimento de macro e micronutrientes, o incremento da matéria orgânica, a melhoria da retenção de água e o aumento da capacidade de troca catiônica. Para isso, a utilização dos condicionadores de solo torna-se de fundamental importância para disponibilizar tais condições (Hossain *et al.*, 2020). Dentre esses condicionadores, o biocarvão tem se destacado como uma alternativa promissora, por sua capacidade de corrigir atributos químicos do solo e potencializar a eficiência dos fertilizantes orgânicos, favorecendo a disponibilidade e a retenção de nutrientes no sistema solo-planta. Assim, o biocarvão vem sendo cada vez mais reconhecido como uma ferramenta alternativa para correções de solo e apresenta potencial para aumentar a eficiência do uso de fertilizantes orgânicos, elevando a disponibilidade de nutrientes no solo.

O lodo de esgoto tem sido utilizado como matéria-prima na produção de biochar devido à sua disponibilidade e composição química. A pirólise desse resíduo permite sua conversão em um material com propriedades adequadas para uso agrícola, como alta estabilidade, capacidade de retenção de nutrientes e potencial de imobilização de contaminantes. Essas características possibilitam sua aplicação na formulação de fertilizantes organominerais e contribuem para a valorização de resíduos urbanos no contexto agrícola (Lian *et al.*, 2023; Lustosa Filho *et al.*, 2025; Rombel *et al.*, 2025; Singh *et al.*, 2020).

Estudos recentes evidenciam que a aplicação de biocarvão de lodo em solos agrícolas pode promover melhorias significativas nos atributos químicos e físicos do solo.

Chagas *et al.* (2021), em experimento conduzido por três anos em Latossolo Vermelho-Amarelo de alta textura argilosa, típico do Distrito Federal (Brasil), avaliaram os efeitos da aplicação de 30 t/ha de biocarvão produzido a partir de lodo de esgoto sanitário no cultivo de milho. A aplicação foi realizada por dois anos consecutivos, com avaliação do efeito residual no terceiro ano, após suspensão do insumo. Os resultados indicaram aumento na disponibilidade de macro e micronutrientes, maior eficiência de uso do nitrogênio pelas plantas e redução na mobilidade e disponibilidade de metais pesados no solo, evidenciando a persistência dos efeitos agrônômicos e ambientais do material ao longo do tempo.

De acordo com Viana *et al.* (2025), em experimento conduzido em vasos com solo tropical, a aplicação de fertilizantes organominerais formulados com lodo de esgoto compostado e biochar de lodo de esgoto, nas formas de pó ou grânulos, aumentou a fertilidade do solo e melhorou as características de produção. A fertilização com lodo compostado e biocarvão de lodo resultou em teor de carbono orgânico (CO) do solo de 8,00 e 8,60 g/kg, enquanto os tratamentos com NPK e sem fertilização tiveram 6,50 e 7,30 g/kg, respectivamente. A matéria seca dos grãos e a matéria seca total variaram de 4,80 a 5,70 e 17,40 a 19,10 g por planta nos tratamentos fertilizados, respectivamente. Nas parcelas não fertilizadas, as médias foram de 0,30 e 3,40 g por planta.

Os resultados demonstraram que a aplicação desses fertilizantes aumentou os teores de matéria orgânica, fósforo disponível e capacidade de troca catiônica do solo, resultando em maior acúmulo de biomassa e produtividade. A formulação granulada mostrou desempenho superior à forma em pó, favorecendo a liberação gradual de nutrientes e melhor uniformidade na aplicação.

Kopp *et al.* (2024) destacaram que o biocarvão de lodo, quando submetido a pré-tratamentos químicos e utilizado como componente de fertilizantes fosfatados, aumentou a disponibilidade de fósforo no solo, superando as limitações naturais da baixa solubilidade desse nutriente nos biocarvões. Os autores ressaltam que a aplicação conjunta de biocarvão e nutrientes minerais pode otimizar a eficiência agrônômica dos fertilizantes, ao mesmo tempo em que reduz perdas por lixiviação.

3.5 Caracterização de compostos de lodo por meio de espectroscopia no infravermelho

A espectroscopia no infravermelho é uma ferramenta analítica que tem sido

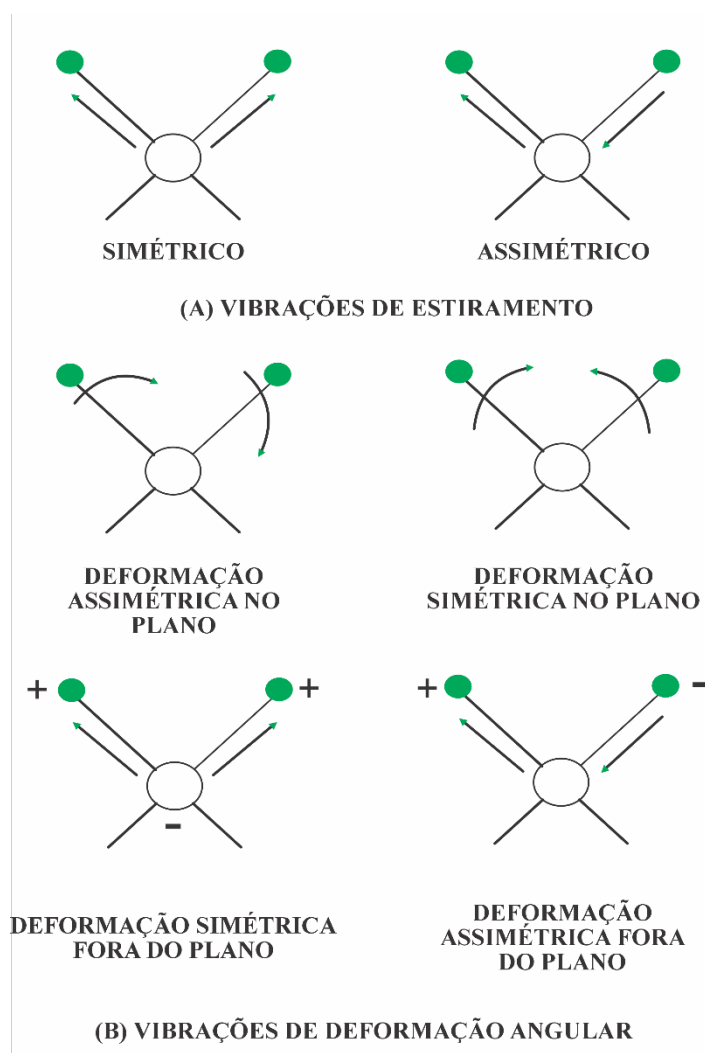
utilizada para avaliar a composição química de diversas matrizes, como alimentos (Pereira *et al.*, 2025), lodo de esgoto (Bicalho *et al.*, 2024), solos (Zhao *et al.*, 2023) e microplásticos (Campanale *et al.*, 2023). Trata-se de uma técnica rápida, confiável e eficiente, que permite a obtenção de dados abrangentes com mínima preparação de amostras, sem o uso de reagentes químicos, evitando a geração de resíduos danosos ao ambiente (Shen *et al.*, 2024).

Conforme descrito por Mendham *et al.* (2002), compostos orgânicos e inorgânicos que apresentam ligações covalentes absorvem radiação eletromagnética em diferentes faixas de frequência na região do infravermelho, localizada entre os comprimentos de onda correspondentes à luz visível e às micro-ondas no espectro eletromagnético.

Enquanto as radiações ultravioleta e visível promovem transições eletrônicas nas moléculas, a radiação infravermelha atua de maneira distinta, provocando alterações nos modos vibracionais e rotacionais moleculares. As vibrações moleculares podem ser classificadas em dois grupos principais: estiramento e deformação. O modo de estiramento refere-se à variação contínua da distância entre dois átomos ao longo do eixo da ligação química, ao passo que os modos de deformação envolvem alterações nos ângulos formados por ligações entre átomos adjacentes. As deformações podem ocorrer de forma simétrica ou assimétrica (Figura 4), tanto no plano quanto fora dele (Silverstein, 2007; Skoog *et al.*, 2002).

Cada tipo de ligação química apresenta uma frequência vibracional própria, determinada por fatores como a massa atômica e a força da ligação. Como as ligações encontram-se em ambientes moleculares distintos, mesmo quando são do mesmo tipo, os padrões de absorção no espectro infravermelho variam entre diferentes compostos. Assim, ainda que determinadas frequências absorvidas possam coincidir, os espectros infravermelhos de duas moléculas distintas jamais serão idênticos (Pavia *et al.*, 2010).

Figura 4 - Tipos de vibrações moleculares. Note que + indica movimento da página em direção ao leitor e - indica o movimento do leitor em direção à página



Fonte: Barbosa (2007) e Skoog, Holler & Nieman (2009).

A radiação eletromagnética na faixa do infravermelho localiza-se em uma região específica do espectro eletromagnético, compreendida entre os números de onda de 14290 a 200 cm^{-1} . Essa faixa é convencionalmente subdividida em três regiões: o infravermelho próximo (NIR), que abrange comprimentos de onda entre 780 e 2.500nm (14290 a 4000 cm^{-1}), o infravermelho médio (MIR), correspondente à faixa de 2.500 a 50.000 nm (4000 a 200 cm^{-1}) e o infravermelho distante (FIR), situado entre 50.000 a 1000.000 nm (200 a 10 cm^{-1}) (Skoog *et al.*, 2002).

Embora o FIR apresente potencial para aplicações analíticas, especialmente na caracterização de materiais complexos, seu uso tem sido limitado por desafios técnicos, como a baixa intensidade das fontes de radiação e a necessidade de filtros seletivos para evitar interferências. Com os avanços tecnológicos, essas restrições vêm sendo

atenuadas; no entanto, as regiões NIR e MIR permanecem como as mais utilizadas em análises ambientais, incluindo a caracterização de solos, resíduos orgânicos e compostos provenientes de atividades agroindustriais. Isso se deve à sua maior sensibilidade, confiabilidade e facilidade de aplicação em sistemas complexos, além de requererem pouca ou nenhuma preparação das amostras (Ramirez *et al.*, 2023; Santos *et al.*, 2020; Skoog *et al.*, 2002).

O uso primário da espectroscopia no infravermelho próximo NIR relaciona-se com a quantificação de compostos contendo grupos funcionais constituídos de hidrogênio ligado a carbono, nitrogênio e oxigênio (Beć *et al.*, 2020). Suas bandas de absorção resultam da sobreposição e combinação de vibrações moleculares, bem como de transições eletrônicas, caracterizando-se por baixa seletividade e menor absortividade em relação à região do infravermelho médio. Ainda assim, a técnica tem se mostrado eficaz na identificação e quantificação de substâncias em distintas áreas de aplicação (Beć *et al.*, 2020; Skoog *et al.*, 2002).

Kin *et al.* (2021) avaliaram amostras de lodo e águas residuais provenientes de um biorreator de membrana em escala laboratorial por meio da espectroscopia NIR. A combinação dos espectros com técnicas de modelagem quimiométrica, como regressão por mínimos quadrados parciais (PLSR) e redes neurais artificiais (ANN), apresentou desempenho superior aos métodos analíticos convencionais, especialmente na correlação dos dados espectrais com os parâmetros físico-químicos das amostras.

A espectroscopia no infravermelho médio é uma técnica robusta e reprodutível, o que permite a medição de pequenas variações dos componentes de uma amostra. Em comparação ao NIR, o MIR apresenta sinais mais definidos, seletivos e intensos, favorecendo a identificação de compostos em baixas concentrações. Em matrizes menos complexas, a seletividade espectral do MIR permite, inclusive o desenvolvimento de modelos de calibração univariados, o que não é comumente viável na região do NIR (Paterova *et al.*, 2022).

Bao *et al.* (2022) investigaram o impacto de diferentes dosagens de peróxido de cálcio na degradação da matéria orgânica e no processo de humificação durante a compostagem de lodo de esgoto. Por meio da aplicação da espectroscopia no infravermelho médio (FTIR-MIR), os autores observaram que a adição de peróxido de cálcio acelerou a formação de substâncias húmicas com maior grau de aromatização e peso molecular, como resultado da oxidação de pequenas moléculas em grupos carboxila, o que indica aumento expressivo no grau de humificação.

3.6 Utilização de fertilizantes orgânicos e organominerais em *Urochloa Brizantha* cv. BRS Paiguás

As pastagens representam 20% da superfície terrestre. Elas constituem o segundo maior sumidouro de carbono e armazenam 34% do carbono terrestre global (Vásquez *et al.*, 2023). As práticas inadequadas de manejo do solo, do pastejo, o controle ineficaz de plantas daninhas e pragas e a baixa fertilidade do solo contribuem para a sua degradação (Zhou *et al.*, 2022). Ademais, a ausência de correção e reposição de nutrientes contribuem para a deterioração dessas áreas, redução da capacidade de suporte animal e degradação ambiental (Damian *et al.*, 2021).

A recuperação de pastagens degradadas representa um desafio, especialmente em regiões com histórico de uso intensivo do solo e práticas inadequadas de manejo. Nesse contexto, torna-se necessária a adoção de estratégias adequadas, como a seleção criteriosa de gramíneas produtivas e de boa qualidade nutricional, adaptadas às condições edafoclimáticas e ao processo de recuperação das áreas (Yang *et al.*, 2019).

A manutenção da fertilidade do solo é essencial para assegurar o fornecimento adequado de nutrientes às plantas, favorecendo seu desenvolvimento e capacidade de regeneração após o impacto do pastejo. Esse manejo contribui para a preservação da qualidade e da produtividade da forragem ao longo do tempo (Zhou *et al.*, 2022).

O gênero *Urochloa* inclui gramíneas perenes C4 utilizadas em pastagens e como culturas de cobertura. No Brasil e em outros países da América do Sul, essas espécies ocupam extensas áreas forrageiras e foram incorporadas em sistemas consorciados com culturas comerciais, impulsionadas pela adoção de práticas de agricultura conservacionista nos trópicos (Álvarez-Carrillo *et al.*, 2023; Amandio *et al.*, 2024).

A variabilidade genética da *Urochloa brizantha* permite adaptação a condições ambientais como seca, inundação, baixa fertilidade e acidez do solo. Seu cultivo influencia a dinâmica do solo e os agroecossistemas, favorecendo o uso de nutrientes, a estruturação do solo e a atividade biológica (Pires *et al.*, 2021).

O desenvolvimento radicular profundo da *Urochloa* possibilita a absorção de nutrientes em camadas mais profundas, complementando culturas de raízes superficiais e ampliando a eficiência no uso dos recursos do solo (Baptistella *et al.*, 2022). Além disso, sua capacidade de estabilizar a matéria orgânica influencia a mobilidade e a disponibilidade de nutrientes, favorecendo a ciclagem e a diminuição das perdas (Nuñez

et al., 2018).

O capim Paiaguás (*Urochloa brizantha* cv. BRS Paiaguás), desenvolvido pela Embrapa em 2013, adapta-se a diferentes condições edafoclimáticas, incluindo solos ácidos, de fertilidade média e baixa com disponibilidade hídrica (Embrapa, 2013; Silva *et al.*, 2020). Além disso, destaca-se pela produção de forragem de qualidade durante o período seco, sendo uma alternativa viável para consórcios com outras culturas (Maranhão *et al.*, 2024).

As pastagens do gênero *Urochloa* respondem bem à adubação com macronutrientes primários (N, P e K) (Lustosa-Filho *et al.*, 2020). O capim Paiaguás, no entanto, apresenta maior exigência nutricional em comparação a cultivar Marandu, mais tolerante a condições adversas (Soares *et al.*, 2024). Nos solos do Cerrado, onde a deficiência de fósforo é um fator limitante, a eficiência na absorção desse nutriente é essencial para o crescimento da cultura (Almeida *et al.*, 2021).

A *Urochloa brizantha* cv. BRS Paiaguás destaca-se entre as cultivares forrageiras por sua elevada produção de biomassa, maior eficiência na absorção de nutrientes (Duarte *et al.*, 2020) e superior tolerância à seca quando comparada a cultivares como Marandu, Piatã e Xaraés. Em comparação com Marandu, Piatã e Xaraés, a BRS Paiaguás se destaca por sua maior densidade de perfilhos e crescimento foliar durante o período de acúmulo de forragem (Santos *et al.*, 2021). No que diz respeito à qualidade da forragem, a BRS Paiaguás apresenta maior teor de proteína bruta e melhor digestibilidade em comparação com Marandu e Xaraés, sendo uma excelente alternativa para alimentação animal (Rezende *et al.*, 2022). Sua rápida rebrota após períodos de estiagem e sua eficiência na utilização dos nutrientes tornam uma das cultivares mais promissoras para sistemas forrageiros, conciliando alta produtividade, sustentabilidade e resistência às adversidades climáticas.

Nesse contexto, a escolha do tipo de fertilizante a ser utilizado exerce papel determinante na produtividade e sustentabilidade do cultivo. A fertilização mineral contém concentrações altas de nutrientes, como N, P e K, que são rapidamente disponibilizados para as plantas após a aplicação, fornecendo uma resposta imediata das culturas e aumento do rendimento agrícola (Allam *et al.*, 2022). No entanto, seu uso intensivo pode levar à degradação do solo e a impactos ambientais, como lixiviação de nitratos e emissões de gases de efeito estufa (Niu *et al.*, 2020). Além disso, a dependência de fertilizantes minerais pode conduzir a um empobrecimento da matéria orgânica do solo, prejudicando a sua estrutura e a biodiversidade microbiana, o que, a

longo prazo, afeta a sustentabilidade das práticas agrícolas (Allam *et al.*, 2022; Duan *et al.*, 2023).

Os fertilizantes orgânicos são derivados de materiais de origem vegetal ou animal, como esterco, compostos vegetais e resíduos agroindustriais, e desempenham um papel fundamental na melhoria das propriedades físicas, químicas e biológicas do solo (Wei *et al.*, 2020). Sua aplicação aumenta o teor de matéria orgânica, promovendo a retenção de água e nutrientes, além de estimular a atividade microbiana benéfica, essencial para a ciclagem de nutrientes e a sustentabilidade do ecossistema agrícola (Ren *et al.*, 2021). Contudo, os fertilizantes orgânicos geralmente têm concentrações mais baixas de nutrientes e uma liberação mais lenta, o que pode não suprir imediatamente as necessidades nutricionais das plantas (Singh *et al.*, 2020).

Por outro lado, os fertilizantes organominerais (FOM) são formulados pela combinação de compostos orgânicos e minerais. As fontes orgânicas podem ser derivadas de resíduos animais, vegetais ou provenientes de estações de tratamento de esgoto e efluentes sanitários (Bouhia *et al.*, 2022).

A utilização de FOM é uma estratégia para melhorar a fertilidade do solo, reduzir a dependência de insumos e minimizar o impacto ambiental (Sitzmann *et al.*, 2025). Esses fertilizantes promovem melhorias nas propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, resultando em um maior equilíbrio ecológico e melhoria no desenvolvimento radicular (Bouhia *et al.* 2022). Como consequência, tem-se o aumento da disponibilidade de nutrientes para as plantas, impulsionando a produtividade, estimulando a ciclagem de nutrientes e elevando o teor de matéria orgânica e carbono no solo (Ferreira *et al.*, 2023b). Os FOM, além de suprirem as necessidades nutricionais da cultura, também podem apresentar efeitos residuais para culturas subsequentes, permanecendo no solo com alguns nutrientes que poderão ser aproveitados.

Os fertilizantes organominerais e minerais diferem em sua liberação de nutrientes e impacto no solo. Enquanto os fertilizantes organominerais têm uma liberação mais lenta devido à decomposição microbiológica (Uddin *et al.*, 2025), contribuindo para a saúde do solo a longo prazo, os minerais podem causar desequilíbrios e degradação do solo ao longo do tempo. Ambos fornecem nutrientes para as plantas, mas os fertilizantes organominerais também nutrem os organismos do solo, promovendo a atividade microbiana benéfica e a biodiversidade do solo (Morais *et al.*, 2023).

No Brasil, a Instrução Normativa nº 61/2020 do MAPA estabelece as regras sobre definições, exigências, especificações, garantias, tolerâncias, registro, embalagem e

rotulagem dos fertilizantes orgânicos e dos biofertilizantes, destinados à agricultura. Segundo essa legislação, os fertilizantes organominerais devem atender a requisitos de, no mínimo, 8% de carbono orgânico, máximo, de 20% de umidade e mínimo, de 80 mmol_c kg⁻¹ de capacidade de troca catiônica (CTC).

O lodo de esgoto pode ser utilizado como matéria-prima para obtenção do organomineral. Esse subproduto contém elementos essenciais para o crescimento das plantas, tais como nitrogênio, fósforo, micronutrientes, além da matéria orgânica (Meng *et al.*, 2021). Cabe ressaltar que é necessário implementar práticas que reduzam a presença de patógenos, microrganismos, contaminantes e metais pesados nos biossólidos, para utilização desses compostos (Kuroda *et al.*, 2023). Assim, os procedimentos para produção e exigências para aplicação de biossólidos em solos agrícolas são definidos pela Resolução nº 498/2020 do CONAMA, (Brasil, 2020), de modo a estabelecer limites para concentrações de metais e patógenos, além do monitoramento desses parâmetros no biossólido antes da destinação final.

3.7 Potencial agrônomo e ambiental dos fertilizantes organominerais como alternativa sustentável à fertilização mineral convencional

A crescente demanda por práticas agrícolas sustentáveis tem incentivado a adoção de alternativas à fertilização mineral convencional, entre as quais se destaca o uso de fertilizantes organominerais (FOM). Os FOM aumentam o teor de carbono e potássio no solo, melhorando a qualidade e a produtividade das culturas, como observado em *Perilla frutescens* (Li *et al.*, 2022) e cana-de-açúcar (Crusciol *et al.*, 2022).

Além disso, promovem a estabilidade da comunidade microbiana do solo, o que é benéfico para a saúde do solo. Esses insumos, formulados a partir da combinação de fontes minerais e materiais orgânicos, têm demonstrado resultados promissores na recuperação de áreas degradadas e na manutenção da produtividade agrícola, ao mesmo tempo em que reduzem os impactos ambientais associados ao uso excessivo de fertilizantes solúveis. Estudos recentes têm comparado a eficiência agrônoma dos FOM com a de fertilizantes minerais, evidenciando sua capacidade de manter ou até superar a produtividade das culturas, além de promover melhorias nas propriedades físico-químicas e biológicas do solo (Burak; Sakrabani, 2023; Li *et al.*, 2022).

Contudo, apesar dos benefícios agrônômicos, o uso de FOM derivados de resíduos urbanos exige atenção quanto ao risco de contaminação do solo e das plantas por metais pesados. Balkrishna *et al.* (2025 a), em avaliação realizada na região Indo-

Gangética, identificaram concentrações elevadas de metais como Zn, Cr e Cd em lodos utilizados como fertilizantes orgânicos. Esses resultados ressaltam a necessidade de controle rigoroso de qualidade e caracterização dos resíduos utilizados na formulação dos FOM, conforme preconizado por legislações ambientais nacionais e internacionais. Complementarmente, Merdy *et al.* (2024) propuseram um índice de tempo até o conteúdo crítico (TCCI), baseado na especiação de metais, como ferramenta preventiva para avaliar a sustentabilidade da aplicação de biossólidos e efluentes tratados em solos agrícolas.

A possibilidade de substituição parcial ou total da fertilização mineral por fertilizantes organominerais tem sido objeto de crescente atenção na literatura científica, especialmente considerando os custos associados à produção de fertilizantes sintéticos, a escassez de matérias-primas estratégicas como fósforo e potássio, e os impactos ambientais decorrentes de seu uso intensivo. Estudos recentes têm demonstrado que a aplicação de FOM pode reduzir a necessidade de fertilizantes minerais sem comprometer a produtividade ou a qualidade das culturas (Tabela 2).

Tabela 2 - Comparação de estudos científicos sobre os efeitos de diferentes tipos de adubação (mineral, orgânica e organomineral) em diversos cultivos agrícolas

Tipo de Adubação	Matéria-Prima Utilizada	Cultivo Avaliado	Principais Resultados	Citação
Organomineral	Lodo de esgoto compostado	Grão-de-bico (<i>Cíceros arietinum</i>)	Aumentou significativamente a produção de matéria seca e crescimento das plantas em comparação ao controle.	Viana <i>et al.</i> (2025)
Organomineral	Estrúvita de digestato líquido	Alface (<i>Lactuca sativa</i> L.) e rabanete (<i>Raphanus sativus</i> L.)	Fertilizantes à base de estrúvita mostraram efeitos semelhantes aos fertilizantes tradicionais em altura, número de folhas e biomassa, sem efeitos fitotóxicos.	Burato <i>et al.</i> (2025)
Mineral e Orgânica	Orgânica (hidrochar) vs Mineral	Soja (<i>Glycine max</i>) e Milho (<i>Zea mays</i>)	Hidrochar substituiu P mineral com aumento na biomassa e disponibilidade de P	Khosravi <i>et al.</i> (2025)
Organomineral e mineral	Organomineral (vermicomposto + NPK) vs Mineral <i>salicina</i>)	Ameixeira (<i>Prunus</i>)	FOM com 70% NPK + 10% vermicomposto superou 100% NPK em rendimento e nutrição foliar	Shyam <i>et al.</i> (2024)
Organomineral	Organomineral (lodo + biocarvão + argilas)	Organomineral (lodo + biocarvão + argilas) Azevém e Trevo (forrageiras)	FOM promoveu crescimento, melhorou pH do solo e reduziu biodisponibilidade de metais	Balidakis <i>et al.</i> (2024)
Mineral e Orgânica	Dejetos de suínos e ureia	Pastagem <i>Cynodon spp.</i> e sistema plantio direto para soja	Aumentou a disponibilidade de Cu e Zn no solo, sem perda de produtividade, mas com risco potencial de toxicidade	Ferreira <i>et al.</i> (2023a)
Organomineral	Organomineral (lodo tratado com bentonita, vermiculita ou biocarvão)	Gramíneas forrageiras (<i>Lolium perenne</i> L.)	Melhorou atributos do solo e crescimento de gramíneas; aumentou a colonização micorrízica	Balidakis <i>et al.</i> (2023)
Orgânico, Organomineral e Mineral	Compostos diversos	Maçã (<i>Malus × domestica Borkh</i>)	Fertilizantes orgânicos e organominerais melhoraram o crescimento das árvores,	Milošević <i>et al.</i> (2022)

			rendimento, qualidade dos frutos e composição nutricional das folhas em comparação aos fertilizantes minerais.	
Organomineral	Lodo de Esgoto	Milho (<i>Zea mays L.</i>)	Aumentou a atividade microbiana do solo, sem diferença significativa na biomassa em comparação ao mineral	Hawrot-Paw <i>et al.</i> (2022)
Organomineral	Organomineral (lodo tratado com argilas/biocarvão)	Trevo branco (<i>Trifolium repens</i>)	Melhorou as propriedades do solo e o crescimento do trevo branco (<i>Trifolium repens</i>)	Balidakis <i>et al.</i> (2022)
Organomineral	Lodo de esgoto	Milho e girassol	Fertilizantes organominerais multicomponentes com mais de 20% de nutrientes totais, livres de patógenos e metais pesados, otimizados para milho e girassol	Kominko <i>et al.</i> (2021)
Organomineral	Esterco de Aves	Cana-de-açúcar (<i>Saccharum spp</i>)	Eficiência agrônômica e econômica superior ao mineral, com ganhos de produtividade mais pronunciados	Crusciol <i>et al.</i> (2020)
Mineral e Orgânica	Fertilizantes orgânicos substituindo fertilizantes minerais	Milho	A substituição aumentou o rendimento do milho em 4,22% e reduziu a volatilização de NH_3 em 64,8%	Wei <i>et al.</i> (2020)

Arrobas *et al.* (2024) avaliaram a aplicação de lodo de esgoto rico em nitrogênio, previamente estabilizado com agentes alcalinizantes, na cultura da alface. Os autores observaram rápida mineralização do nitrogênio, melhorias na absorção de nutrientes e incremento na produtividade, sem evidência de contaminação significativa por metais pesados no solo ou nos tecidos das plantas.

Balidakis *et al.* (2023) avaliaram a estabilização do lodo de esgoto com minerais argilosos (bentonita, vermiculita, zeólita) e biocarvão, visando seu uso como fertilizante organomineral. O tratamento do lodo com 15% de cada um desses materiais reduziu significativamente a carga microbiana patogênica, como *Salmonella spp.*, e diminuiu a biodisponibilidade de metais pesados, como Cu, Zn, Pb e Cd, sem comprometer os teores de nutrientes. A aplicação do lodo tratado em solos ácidos e alcalinos promoveu o crescimento de culturas forrageiras como *Lolium perenne* e *Trifolium repens*, além de melhorar a fertilidade do solo e estabilizar seu pH.

Na fruticultura, Shyam *et al.* (2024) relataram que a combinação de 70% da dose recomendada de NPK com 10% de vermicomposto e aplicação de biofertilizantes resultou em maior crescimento vegetativo, produtividade e teor de nutrientes foliares em ameixeiras (*Prunus salicina*) em comparação ao tratamento com 100% de NPK. Esse resultado evidencia que a substituição parcial da fertilização mineral por fontes orgânicas pode ser eficaz na fruticultura de clima temperado.

REFERÊNCIAS

- Adnan M, Xiao B, Ali MU, Xiao P, Zhao P, Wang H, Bibi S (2024) Heavy metals pollution from smelting activities: a threat to soil and groundwater. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 274, 116189. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2024.116189>
- Ahmad A, Chowdhary P, Khan N, Chaurasia D, Varjani S, Pandey A, Chaturvedi P (2022) Effect of sewage sludge biochar on the soil nutrient, microbial abundance, and plant biomass: a sustainable approach towards mitigation of solid waste. *Chemosphere*, 287, 132112. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132112>
- Ahmed A, Bakar M, Hamdani R, Park Y, Lam S, Sukri R, Hussain M, Majeed K, Phusunti N, Jamil F, Aslam M (2020). Valorization of underutilized waste biomass from invasive species to produce biochar for energy and other value-added applications. *Environmental research*, 186, 109596. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109596>.
- Albtoosh AF, Alnsour MA, Hajar HAA, Lagum AA (2024) Techno-economic and environmental sustainability assessment of a sewage sludge composting plant: a case study. *Waste and Biomass Valorization*, 15(9), 5275-5292. <https://doi.org/10.1007/s12649-024-02551-y>
- Allam M, Radicetti E, Quintarelli V, Petroselli V, Marinari S, Mancinelli R (2022) Influence of organic and mineral fertilizers on soil organic carbon and crop productivity under different tillage systems: a meta-analysis. *Agriculture*, 12(4), 464. <https://doi.org/10.3390/agriculture12040464>
- Almeida LLS., Frazão LA, Lessa TAM, Fernandes LA, Veloso ALC, Lana AMQ, Souza IA, Pegoraro RF, Ferreira EA (2021) Soil carbon and nitrogen stocks and the quality of soil organic matter under silvo pastoral systems in the brazilian cerrado. *Soil and Tillage Research*, 205, 104785. <https://doi.org/10.1016/j.still.2020.104785>
- Álvarez-Carrillo F, Ríos PC, Sterling A (2023) Effects of organic fertilization on biomass production in urochloa spp. pastures and soil biological and physical properties in the colombian amazon region. *Sustainability*, 15(21), 15217. <https://doi.org/10.3390/su152115217>
- Amandio DTT, Nesi CN, Poltronieri AS, Ribeiro LP (2024) Endophytic entomopathogenic fungi isolates as growth promoters of the grass urochloa brizantha. *Fungal Ecology*, 70, 101355. <https://doi.org/10.1016/j.funeco.2024.101355>
- Amorim-Júnior S, Mazucato VSH, Machado BS, Guilherme DO, Costa RB, Magalhães Filho FJC (2021) Agronomic potential of biosolids for a sustainable sanitation management in Brazil: Nutrient recycling, pathogens and micropollutants. *Journal of Cleaner Production* 289:125708. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.125708>.
- Arrobas M, Meneses R, Gusmão AG, Silva JM, Correia CM, Rodrigues MÂ (2024) Nitrogen-rich sewage sludge mineralized quickly, improving lettuce nutrition and yield, with reduced risk of heavy metal contamination of soil and plant tissues. *Agronomy*, 14(5), 924. <https://doi.org/10.3390/agronomy14050924>

Balidakis A, Matsi T, Ipsilantis I, Kalderis D (2024) Evaluation of selective clay minerals and biochar as materials for sewage sludge stabilization. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 21(6), 5795-5808. <https://doi.org/10.1007/s13762-023-05390-x>

Balidakis A, Matsi T, Karagianni AG, Ipsilantis I (2023) Sewage sludge treated with bentonite, vermiculite or biochar can improve soil properties and enhance growth of grasses. *Soil Use and Management*, 39(4), 1403-1421. <https://doi.org/10.1111/sum.12931>

Balidakis A, Matsi T, Karagianni A, Ipsilantis I (2022) Soil application of sewage sludge treated with clay minerals or biochar and its effect on soil properties and white clover's (*Trifolium repens L.*) growth and arbuscular mycorrhizal fungal root colonization. *Applied Sciences*, 12(22), 11382. <https://doi.org/10.3390/app122211382>

Balkrishna A, Ghosh S, Kaushik I, Arya V, Joshi D, Semwal D, Singh S (2025a) Sequential distribution, potential sources, and health risk assessment of persistent toxic substances in sewage sludge used as organic fertilizer in indo-gangetic region. *Environmental Science and Pollution Research*, 32(5), 2324-2358. <https://doi.org/10.1007/s11356-024-35706-4>

Balkrishna A, Kaushik P, Singh S, Agrahari P, Kumar B, Kumar P, Arya VP (2025b) Potential Use of Sewage Sludge as Fertilizer in Organic Farming. *Cleaner Waste Systems*, 100245. <https://doi.org/10.1016/j.clwas.2025.100245>.

Bao H, Chen Z, Wen Q, Wu Y, Fu Q (2022) Effect of calcium peroxide dosage on organic matter degradation, humification during sewage sludge composting and application as amendment for Cu (II)-polluted soils. *Journal of Hazardous Materials*, 439, 129592. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.129592>

Baptistella JLC, Teles APB, Favarin JL, Pavinato OS, Mazzafera P (2022) Phosphorus cycling by *Urochloa decumbens* intercropped with coffee. *Experimental Agriculture*, 58:e36. <https://doi.org/10.1017/s0014479722000321>

Barbosa LCA (2007) Espectroscopia no Infravermelho na caracterização de compostos orgânicos. 1a Ed ed. Viçosa: Editora UFV.

Barraoui D, Blais J, Labrecque M (2021) Cleanup of sewage sludge spiked with Cd, Cu, and Zn: sludge quality and distribution of metals in the “soil-plant-water” system. *Chemosphere*, 267, 129223. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.129223>

Bashir K, Ahmad Z, Kobayashi T, Seki M, Nishizawa NK (2021) Roles of subcellular metal homeostasis in crop improvement. *Journal of Experimental Botany*, 72(6), 2083-2098. <https://doi.org/10.1093/jxb/erab018>

Bayrakli B, Dengiz O, Özyazici MA, Koç Y, Kesim E, Türkmen F (2023) Assessment of heavy metal concentrations and behavior in cultivated soils under humid-subhumid environmental condition of the black sea region. *Geoderma Regional*, 32, e00593. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2022.e00593>

Beć KB, Grabska J, Huck CW (2020) Near-infrared spectroscopy in bio-applications. *Molecules*, 25(12), 2948. <https://doi.org/10.3390/molecules25122948>

Beloni T, Santos PM, Rovadoscki GA, Balachowski J, Volaire F (2018) Large variability in drought survival among *Urochloa spp.* cultivars. *Grass and Forage Science*, 73(4), 947-957. <https://doi.org/10.1111/gfs.12380>

Bicalho SF, Pegoraro R F, Neta MNA, Barroso AMF, França LO, Santos LS, Silva RR, Rodrigues MN, Sampaio RA, Viana LB (2024) Biochemical changes, metal content, and spectroscopic analysis in sewage sludge composted with lignocellulosic residue using ftir-mir and ftir-nir. *Environmental Science and Pollution Research*, 31(24), 35727-35743. <https://doi.org/10.1007/s11356-024-33652-9>

Boudjabi S, Chenchouni H (2021) On the sustainability of land applications of sewage sludge: How to apply the sewage biosolid in order to improve soil fertility and increase crop yield? *Chemosphere*, 282, 131122. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131122>.

Bouhia Y, Hafdi M, Ouhdouch Y, EL Boukhari MEM; Mphatso C, Zeroual Y, Lyamlouli K (2022) Conversion of waste into organo-mineral fertilizers: current technological trends and prospects. *Rev Environ Sci Biotechnol* 21:425–446. <https://doi.org/10.1007/s11157-022-09619-y>

Brazil, 2007. Lei No. 11,445 of 5 January 2007. National Guidelines for Basic Sanitation and the Federal Basic Sanitation Policy (In portuguese). http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/L11445compilado.htm. (Accessed 14 February 2020).

Brazil, 2010. Law No. 12.305 of August 2, 2010. National Policy on Solid Waste (In portuguese). <https://www.mma.gov.br/cidades-sustentaveis/residuos-solidos/politica-nacional-de-residuos-solidos>. (Accessed 14 February 2020).

Brazil (2020a) Resolução nº 498, 19 de agosto de 2020. Estabelece critérios e procedimentos para a produção e aplicação de biossólidos no solo e prevê outras medidas. *Diário Oficial da União (DOU)*, 21 de agosto de 2020, Seção 1, p. 265.

Brazil (2020b) Instrução Normativa nº 61, de 08 de julho de 2020. Estabelece as regras sobre definições, exigências, especificações, garantias, tolerâncias, registro, embalagem e rotulagem dos fertilizantes orgânicos e dos biofertilizantes, destinados à agricultura. *DOU*, 15/07/2020, Section 1.

Burak E & Sakrabani R (2023) Novel carbon capture-based organo-mineral fertilisers show comparable yields and impacts on soil health to mineral fertiliser across two cereal crop field trials in eastern england. *Field Crops Research*, 302, 109043. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2023.109043>

Burato A, Džomba E, Čengić-Džomba S, Chrysargyris A, Kallikazarou N, Melito S, Ronga D (2025) Effects of organo-mineral fertilizers containing struvite from liquid digestate on

the growth of baby-leaf lettuce and radish. *Italian Journal of Agronomy*, 20(1), 100030. <https://doi.org/10.1016/j.ijagro.2025.100030>

Campanale C, Savino I, Massarelli C, Uricchio VF (2023) Fourier transform infrared spectroscopy to assess the degree of alteration of artificially aged and environmentally weathered microplastics. *Polymers*, 15(4), 911. <https://doi.org/10.3390/polym15040911>

Chagas JKM; Figueiredo CC; Silva J; Paz-Ferreiro J (2021) 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*, 279, 111824. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111824>

Chao J, Gu H, Liao Q, Zuo W, Qi C, Liu J, Tian C, Lin Z (2025) Natural factor-based spatial prediction and source apportionment of typical heavy metals in chinese surface soil: application of machine learning models. *Environmental Pollution*, 366, 125373. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.125373>

Chen H, Wang L, Hu B, Xu J, Liu X (2022) Potential driving forces and probabilistic health risks of heavy metal accumulation in the soils from an e-waste area, southeast China. *Chemosphere*, 289, 133182. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.133182>

Chen M, Oshita K, Mahzoun Y, Takaoka M, Fukutani S, Shiota K (2021) Survey of elemental composition in dewatered sludge in japan. *Science of the Total Environment*, 752, 141857. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141857>

Chen Y, Wang R, Duan X, Wang S, Ren N, Ho S (2020) Production, properties, and catalytic applications of sludge derived biochar for environmental remediation.. *Water research*, 187, 116390. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116390>.

China. Ministry of Ecology and Environment. GB 4284-2018 – Standard for the disposal of sludge from municipal wastewater treatment plants – Agricultural use. Beijing: Ministry of Ecology and Environment of the People's Republic of China, 2018.

Crusciol CAC, Campos M, Martello JM, Alves CJ, Nascimento CAC, Pereira JCR., Cantarella H (2020). Organomineral fertilizer as source of P and K for sugarcane. *Scientific Reports*, 10(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-020-62315-1>

Collivignarelli MC, Abbà A, Frattarola A, Miino MC, Padovani S, Katsoyiannis IA, Torretta V (2019). Legislation for the reuse of biosolids on agricultural land in europe: overview. *Sustainability*, 11(21), 6015. <https://doi.org/10.3390/su11216015>

Costa LAM, Costa MSSM, Damaceno FM, Chiarello M, Bofinger J, Gazzola W (2021) Bioaugmentation as a strategy to improve the compost quality in the composting process of agro-industrial wastes. *Environmental Technology & Innovation* 22:101–478. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2021.101478>

Damian JM, Matos ES, Pedreira BC, Carvalho PCF, Premazzi LM, Williams S, Paustian K, Cerri CEP (2021) Predicting soil C changes after pasture intensification and diversification in Brazil. *Catena*, 202:105238. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105238>.

Dede G, Sasmaz ZB, Özdemir S, Caner C, Dede C (2023) Investigation of heavy metal and micro-macro element speciation in biomass ash enriched sewage sludge compost. *Journal of Environmental Management*, 344, 118330. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.118330>

Dhar SA, Sakib TU, Hilary LN (2020) Effects of pyrolysis temperature on production and physicochemical characterization of biochar derived from coconut fiber biomass through slow pyrolysis process. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 12(7), 2631-2647. <https://doi.org/10.1007/s13399-020-01116-y>

Duan B, An Y, Zhang H (2023) Effect of exogenous nutrient addition on soil organic carbon mineralization and stabilization. *Agronomy*, 13(7), 1908. <https://doi.org/10.3390/agronomy13071908>

Duarte CFD, Cecato U, Hungria M, Fernandes HJ, Biserra TT, Galbeiro S, Toniato AKB, Silva DR (2020) Morphogenetic and structural characteristics of urochloa species under inoculation with plant-growth-promoting bacteria and nitrogen fertilisation. *Crop and Pasture Science*, 71(1), 82. <https://doi.org/10.1071/cp18455>

Embrapa. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Soluções Tecnológicas: *Brachiaria brizantha - BRS Paiaguás*. 2025. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/busca-de-produtos-processos-e-servicos/-/produto-servico/892/brachiaria-brizantha---brs-paiaguas>>. Acesso em: 07 de março de 2025.

European Commission, 2022. *Sewage sludge*. https://environment.ec.europa.eu/topics/waste-and-recycling/sewage-sludge_en. (Accessed 03 March 2025).

Ferreira GW, Lourenzi CR, Comin JJ, Loss A, Girotto E, Ludwig MP, Brunetto G, Freiberg JA, Camera DO, Marchezan C, Palermo NM, Scopel G, Thoma AL, Charopem AB, Moura-Bueno JM, Drescher GL (2023) Effect of organic and mineral fertilizers applications in pasture and no-tillage system on crop yield, fractions and contaminant potential of Cu and Zn. *Soil and Tillage Research*, 225, 105523. <https://doi.org/10.1016/j.still.2022.105523>

Ferreira JBN, Gabetto FP, F., Araujo ACM, Dias RCD, Sobrinho NMBA, Zonta E (2023) Combining biosolid and mineral sources of phosphorus and potassium in organomineral fertilizers influences the dynamics and efficiency of nutrient release. *Environ Geochem Health* 45, 4965–4978. <https://doi.org/10.1007/s10653-023-01555-2>

Fuke P, Ta MM, Kumar M, Sawarkar AD, Pandey A, Singh L (2021) Role of microbial diversity to influence the growth and environmental remediation capacity of bamboo: A review. *Industrial Crops and Products*, 167:113567. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2021.113567>.

Gievers F, Mainardis M, Catenacci A, Loewen A, Nelles A (2025) Life cycle assessment of biochar and hydrochar derived from sewage sludge: Material or energy utilization?. *Cleaner Environmental Systems*, 16: 100254. <https://doi.org/10.1016/j.cesys.2024.100254>.

He M, Xiong X, Wang L, Hou D, Bolan N, Ok YS, Tsang DC (2021) A critical review on performance indicators for evaluating soil biota and soil health of biochar-amended soils. *Journal of Hazardous Materials*, 414, 125378. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.125378>

Hossain M, Bahar M, Sarkar B, Donne S, Ok Y, Palansooriya K, Kirkham M, Chowdhury S, Bolan, N (2020) Biochar and its importance on nutrient dynamics in soil and plant. *Biochar*, 2, 379 - 420. <https://doi.org/10.1007/s42773-020-00065-z>.

Joseph S, Cowie A, Zwieten LV, Bolan N, Budai A, Buss W, Lehmann J (2021) How biochar works, and when it doesn't: a review of mechanisms controlling soil and plant responses to biochar. *GCB Bioenergy*, 13(11), 1731-1764. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12885>

Kebibeche H, Khelil O, Mourad K, Harche MK (2019) Addition of wood sawdust during the co-composting of sewage sludge and wheat straw influences seeds germination. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 168, 423-430. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.10.075>

Kopp C; Sica P; Eising AG; Madsen DE; Magid J; Müller-Stöver DS (2023) Enhancing phosphorus fertilizer value of sewage sludge ashes and biochars through chemical pre-treatments and application methods. *Waste and Biomass Valorization*, 15 (7), 4291. <https://doi.org/10.1007/s12649-023-02351-w>

Kuroda K, Katahira T, Yamada M, Uezono I, Nakamura N, Yamaguchi N, Yamauchi M (2023) Co-composting of sewage sludge with plant biomass, and analysis of microbiome relevant to plant growth promotion. *Bioresource Technology Reports* 22:101401. <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2023.101401>

Li Y, Song J, Liu T, Lv L, Jiang J (2021) Influence of reusable polypropylene packing on ammonia and greenhouse gas emissions during sewage sludge composting-a lab-scale investigation. *Environmental Science and Pollution Research* 28, 40653–40664 (2021). <https://doi.org/10.1007/s11356-020-10469-w>

Liu C, Yan J, Huang Q, Liu H, Qiao C, Li r, Shen B, Shen Q (2022) The addition of sawdust reduced the emission of nitrous oxide in pig manure composting by altering the bacterial community structure and functions. *Environmental Science and Pollution Research* 29, 3733-3742 (2022). <https://doi.org/10.1007/s11356-021-15786-2>

Lustosa Filho JF, Carneiro JSS, Barbosa CF, Lima KP, Leite AA, Melo LCA. (2020) Aging of biochar-based fertilizers in soil: effects on phosphorus pools and availability to *Urochloa brizantha* grass. *Science of the Total Environment*, 709, 136028. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136028>

Lustosa Filho JF, Viana RSR, Melo LCA, Figueiredo CC (2025) Changes in phosphorus due to pyrolysis and in the soil-plant system amended with sewage sludge biochar compared to conventional p fertilizers: a global meta-analysis. *Chemosphere*, 371, 144055. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.144055>

Mangá M, Camargo-Valero MA, Anthonj C, Evans BE (2020) Fate of faecal pathogen indicators during faecal sludge composting with different bulking agents in tropical climate. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 232:13670. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2020.113670>.

Maranhão SR, Pompeu RCFF, Souza HA, Cândido MJD, Fontinele RG, Lopes MN, Guedes FL (2024) BRS Paiguás and BRS Piatã: potential for use under water regimes in a semi-arid environment. *Arquivo Brasileiro De Medicina Veterinária E Zootecnia*, 76(3). <https://doi.org/10.1590/1678-4162-13146>

Mendonça RS, Souza AJ, Leal RMP, Osti JF, Oliveira RL, Regitano JB (2025) Industrial composting of sewage sludge mitigates antimicrobial resistance risks and preserves bacterial dynamics in tropical soils. *Journal of Environmental Management*, 391-126656. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2025.126656>.

Meng LQ, Li WG, Zhao Y, Zhang SM, Zhang XC (2021) Insights into influences of sucrose amendment on nitrification and denitrification in sewage sludge composting. *Chemosphere* 276:130245. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130245>

Morais EG, Silva, CA, Maluf HJGM, Paiva IO, Paula LHD (2023) Effects of Compost-Based Organomineral Fertilizers on the Kinetics of NPK Release and Maize Growth in Contrasting Oxisols. *Waste Biomass Valor* 14:2299–2321. <https://doi.org/10.1007/s12649-022-02019-x>

Mota RP, Camargo R, Lemes EM, Lana RMQ, Almeida RFA, Moraes ER (2019) Biosolid and sugarcane filter cake in the composition of organomineral fertilizer on soybean responses. *Int J Recycl Org Waste Agricult* 8:131–137 <https://doi.org/10.1007/s40093-018-0237-3>

Nascimento AL, Souza AJ, Oliveira FC, Coscione AR, Viana DG, Regitano JB (2020) Chemical attributes of sewage sludges: relationships to sources and treatments, and implications for sludge usage in agriculture. *Journal of Cleaner Production* 58: 120746. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120746>

Niu Y, Zhang M, Bai SH, Zhihong X, Liu Y, Chen F, Guo X, Zhang L, Luo H, Zhang Q (2020) Mineral fertilization and soil depth slightly affected aggregate structures despite significantly altered microbial properties in surface forest soils. *J Soils Sediments* 20, 3615–3626. <https://doi.org/10.1007/s11368-020-02752-7>

Nuagah MB, Boakye P, Oduro-Kwarteng S, Sokama-Neuyam YA (2020) Valorization of faecal and sewage sludge via pyrolysis for application as crop organic fertilizer. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 151, 104903. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2020.104903>

Núñez J, Arévalo A, Karwat H, Egenolf K, Miles JW, Chirinda N, Arango J (2018) Biological nitrification inhibition activity in a soil-grown biparental population of the forage grass, *brachiaria humidicola*. *Plant and Soil*, 426(1-2), 401-411. <https://doi.org/10.1007/s11104-018-3626-5>

Pariyar P, Kumari K, Jain MK, Jadhao P (2020) Evaluation of change in biochar properties derived from different feedstock and pyrolysis temperature for environmental and agricultural application. *Science of the Total Environment*, 713, 136433. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136433>

Pires GC, Lima ME, Zanchi CS, Freitas CM, Souza JMA, Camargo TA, Souza ED (2021) Arbuscular mycorrhizal fungi in the rhizosphere of soybean in integrated crop livestock systems with intercropping in the pasture phase. *Rhizosphere*, 17, 100270. <https://doi.org/10.1016/j.rhisph.2020.100270>

Qin R, Su C, Mo T, Liao L, Zhu F, Chen Y, Chen M (2021) Effect of excess sludge and food waste feeding ratio on the nutrient fractions, and bacterial and fungal community during aerobic co-composting. *Bioresource Technology* 320:124339. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.124339>

Raheem A, Sikarwar VS, He J, Dastyar W, Dionysiou DD, Wang W, Zhao Ming (2018) Opportunities and challenges in sustainable treatment and resource reuse of sewage sludge: a review. *Chemical Engineering Journal* 337, 616–641. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.12.149>.

Redon R, Abaker MG, Raynaud M., Prudent P, Mounier S, Martino C, Théraulaz, F (2025) Rapid on-site maturity and stability assessment of sewage sludge compost by mathematical treatment of uv and fluorescence spectroscopic data. *Waste Management Bulletin*. <https://doi.org/10.1016/j.wmb.2025.02.007>

Ren J, Liu X, Yang W, Yang X, Li W, Xia Q, Li J, Gao Z, Yang Z (2021) Rhizosphere soil properties, microbial community, and enzyme activities: Short-term responses to partial substitution of chemical fertilizer with organic manure.. *Journal of environmental management*, 299, 113650 . <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113650>.

Reyes-Torres M, Oviedo-Ocaña ER, Dominguez I, Komilis D, Sánchez A (2018) A systematic review on the composting of green waste: Feedstock quality and optimization strategies. *Waste Management* 77:486-499. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.04.037>

Rezende P, Rodrigues L, Backes C, Teodoro A, Santos A, Fernandes P, Giongo PR, Ribon AA, Bessa SV (2022) Productivity and nutrient extraction by paiguás palisadegrass, single and intercropping with pigeon pea, submitted to doses of nitrogen. *Brazilian Archive of Veterinary Medicine and Animal Science*, 74(6), 1151-1160. <https://doi.org/10.1590/1678-4162-12827>

Rocha F, Ratola N, Homem V (2025) Heavy metal(loid)s and nutrients in sewage sludge in portugal – suitability for use in agricultural soils and assessment of potential risks. *Science of the Total Environment*, 964, 178595. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2025.178595>

Rodrigues LC, Ventosa IP, López M, Martínez F, Ruiz AG, Bertrán TG (2020) The impact of improper materials in biowaste on the quality of compost. *Journal of Cleaner Production*, 251, 119601. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119601>

Rombel A, Różyło K, Ok YS, Oleszczuk P (2025) Influence of biochar characteristics on polycyclic aromatic hydrocarbons content during co-composting of sewage sludge. *Bioresource Technology*, 423, 132220. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2025.132220>

Santos MER, Ferreira IC, Carvalho BHR, Rocha GO, Borges G, Oliveira D (2021) Morphogenesis of stockpiled Marandu, Piatã, Xaraés and Paiaguás *Brachiaria* grass cultivars. *Arquivo Brasileiro De Medicina Veterinária E Zootecnia*, 73(6), 1413-1421. <https://doi.org/10.1590/1678-4162-12332>

Sharma B, Vaish B, Monika, Singh UK, Singh P, Singh RP (2019) Reciclagem de resíduos orgânicos na agricultura: uma perspectiva ambiental. *International Journal of Environmental Research* 13 , 409–429 (2019). <https://doi.org/10.1007/s41742-019-00175-y>

Silva CTR, Bonfim-Silva EM, Silva TJA, Pinheiro EAR, José JV, Ferraz APF (2020) Yield component responses of the *brachiaria brizantha* forage grass to soil water availability in the brazilian cerrado. *Agriculture*, 10(1), 13. <https://doi.org/10.3390/agriculture10010013>

Silva JAG, Costa KAP, Severiano EC, Silva AG, Vilela L, Leandro WM, Muniz MP, Silva LM, Mendonça KTM, Barros VM (2024) Efficiency of desiccation, decomposition and release of nutrients in the biomass of forage plants of the genus *Brachiaria* after intercropping with sorghum in integrated systems for soybean productivity. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 55(11), 1644-1662. <https://doi.org/10.1080/00103624.2024.2323076>

Silva L, Miranda F, Júnior PM, Ferreira A, Fuji M, Cruz A, Essiptchouk A, Petraconi Filho PF, (2025) Investigating chemical changes, material properties, and off-gas emissions in sewage sludge through thermal plasma treatment. *Journal of Environmental Management* 375: 24256 <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2025.124256>.

Silva WR, Nascimento CWA, Silva FBV, Souza AAB, Fracetto GGM, Ximenes DHSV (2021) Efeitos dos processos de estabilização de lodo de esgoto na fertilidade do solo, composição mineral e rendimento de grãos do milho em cultivos sucessivos. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition* 21 , 1076–1088 (2021). <https://doi.org/10.1007/s42729-021-00423-1>.

Singh T, Ali A, Prasad M, Yadav A, Shrivastav P, Goyal D, Dantu P (2020) Role of Organic Fertilizers in Improving Soil Fertility. , 61-77. https://doi.org/10.1007/978-3-030-41552-5_3

Sitzmann T, Celi L, Moretti B, Padoan E, Tagliavini S, Zavattaro L, Grignani C (2025) Suitability of renewable organic materials for the synthesis of organo-mineral fertilizers: driving factors and replacement of peat. *Heliyon*, 11(4), e42529. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2025.e42529>

Soares DA, Sekiya BMS, Modesto VC, Nakao AH, Freitas LA, Souza IMD, Andreotti M (2023) Accumulated carbon fractions in tropical sandy soils and their effects on fertility and grain yield in an integrated crop–livestock system. *Sustainability*, 15(18), 13829. <https://doi.org/10.3390/su151813829>

Soares DA, Lupatini GC, Sekiya BMS, Mateus GP, Andrighetto C, Modesto VC, Andreotti M (2024) Integrated crop–livestock systems as a strategy for the sustainable production of corn and soybean grain in tropical sandy soils. *Agronomy*, 14(9), 2071. <https://doi.org/10.3390/agronomy14092071>

Song B, Manu MK, Li D, Wang C, Varjani S, Ladumor N, Michael L, Xu Y, Wong JWC (2021) Food waste digestate composting: Feedstock optimization with sawdust and mature compost.. *Bioresource technology*, 341, 125759 . <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125759>.

Song H, Chen S, Si G, Bhatt K, Chen S, Chen W (2024) Removal of environmental pollutants using biochar: current status and emerging opportunities. *Environmental Geochemistry and Health*, 46(10). <https://doi.org/10.1007/s10653-024-02142-9>

Soni NK, Yadav K, Prabhansu, Bhale PV (2025) Synthesis and characterization of sewage sludge biochar toward adsorptive removal of pollutants for sustainability: a review. *Journal of Thermal Analysis and Calorimetry*. <https://doi.org/10.1007/s10973-025-14065-3>

Uddin MK, Saha BK, Wong VN, Patti AF (2025) Organo-mineral fertilizer to sustain soil health and crop yield for reducing environmental impact: a comprehensive review. *European Journal of Agronomy*, 162, 127433. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2024.127433>

Vali N, Zabihi S, Shamim S, Mohsenzadeh A, Pettersson A (2025). Slow-pyrolysis of municipal sewage sludge: biochar characteristics and advanced thermodynamics. *Biomass Conversion and Biorefinery*. <https://doi.org/10.1007/s13399-025-06680-9>

Vásquez HV, Puscán MMH, Bobadilla LG, Zagaceta H, Valqui L, Maicelo JL, López JOS (2023) Evaluation of pasture degradation through vegetation indices of the main livestock micro-watersheds in the Amazon region (NW Peru). *Environmental and Sustainability Indicators* 20:100315. <https://doi.org/10.1016/j.indic.2023.100315>.

Viana ARS; Pegoraro RF; Sampaio RA; Fernandes LA; Frazão LA; Costa CA; Soares VASF (2025) Sewage sludge-based organomineral fertilizer: A pathway to enhanced soil fertility and chickpea production. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*, 14(1). <https://doi.org/10.57647/ijrowa-t8mj-me95>

Wang H, Chen Q, Zhu F, Wang J, Zhao B, Fu X, Qiu Y, Chen R (2024) Migration of heavy metals in soil-plant system after land use of sewage sludge at high application ratio. *Journal of Hazardous Materials*, 480, 135865. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2024.135865>

Wang Z, Xu Y, Yang T, Liu Y, Zheng T, Zheng C (2023) Effects of biochar carried microbial agent on compost quality, greenhouse gas emission and bacterial community during sheep manure composting. *Biochar* 5, 3 (2023). <https://doi.org/10.1007/s42773-022-00202-w>

Wei Z, Hao Y, Guo X, Zhuang M, Cui Z, Zhang F (2020) Substitution of mineral fertilizer with organic fertilizer in maize systems: a meta-analysis of reduced nitrogen and carbon emissions. *Agronomy*, 10(8), 1149. <https://doi.org/10.3390/agronomy10081149>

Wei Y, Wang N, Lin Y, Zhan Y, Ding X, Liu Y, Zhang A, Ding G, Xu, T, Li J (2021) Recycling of nutrients from organic waste by advanced compost technology - A case study. *Bioresource technology*, 337, 125411. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125411>.

Wei Z, Mohamed TA, Zhao L, Zhu Z, Zhao Y, Wu J (2022) Microhabitat drive microbial anabolism to promote carbon sequestration during composting. *Bioresource Technology* 346:126577. <https://doi.org/10.1016/j..2021.126577>

Xie J, Xia H, Guan M, Huang K, Chen J (2023) Accelerating the humification mechanism of dissolved organic matter using biochar during vermicomposting of dewatered sludge. *Waste Management*, 159, 102-113. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2023.01.022>

Yang Y, Ashworth AJ, DeBruyn JM, Willett CD, Durso LM, Cook KJ, Owens PR (2019) Soil bacterial biodiversity is driven by long-term pasture management, poultry litter, and cattle manure inputs. *PeerJ*, 7, e7839. <https://doi.org/10.7717/peerj.7839>

Yin Z, Zhang L, Li R (2021) Effects of additives on physical, chemical, and microbiological properties during green waste composting. *Bioresource Technology* 340: 125719 <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125719>

Zhang Z, Zhao Y, Wang R, Lu Q, Wu J, Zhang D, Nie Z, Wei Z (2018) Effect of the addition of exogenous precursors on humic substance formation during composting. *Waste Management* 79:462-471. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.08.025>.

Zhang W, Yin Z, Gu R, Liu C, Xu N, Sun Z, Lu J, Niu X (2023) Anaerobic digestion of municipal sewage sludge integrated with brewery wastewater treatment: importance of temperature and mixing ratio. *Water*, 15(16), 2902. <https://doi.org/10.3390/w15162902>

Zhou, Z., Zhang, S., Jiang, N., Xiu, W., Zhao, J., & Yang, D. (2022). Effects of organic fertilizer incorporation practices on crops yield, soil quality, and soil fauna feeding activity in the wheat-maize rotation system. , 10. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.1058071>.

Zhu Y, Zhai, Y, Li S, Liu X, Wang B, Liu X, Fan Y, Shi H, Li C, Zhu Y (2021) Thermal treatment of sewage sludge: a comparative review of the conversion principle, recovery methods and bioavailability-predicting of phosphorus. *Chemosphere*, 133053. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.133053>.

4 ARTIGOS

4.1 Artigo 1 - Alterações bioquímicas, teor de metais e análise espectroscópica em lodo de esgoto compostado com resíduo lignocelulósico utilizando FTIR-MIR e FTIR-NIR

Biochemical Changes, Metal Content, and Spectroscopic Analysis in Sewage Sludge Composted with Lignocellulosic Residue Using FTIR-MIR and FTIR-NIR

Este artigo foi elaborado de acordo as normas da Environmental Science and Pollution Research

<https://doi.org/10.1007/s11356-024-33652-9>

Alterações bioquímicas, teor de metais e análise espectroscópica em lodo de esgoto compostado utilizando FTIR-MIR e FTIR-NIR

RESUMO

Poucos estudos exploraram o efeito da proporção de matéria-prima de resíduos de serragem e lodo de esgoto no desempenho da compostagem no processo de humificação. Este estudo avaliou a adição de serragem no processo de compostagem com lodo de esgoto, quanto aos teores de carbono, presença de metais pesados e humificação do composto orgânico. O delineamento experimental utilizado foi do tipo blocos casualizados com cinco tratamentos com distintas proporções de resíduos orgânicos para obtenção de relações C/N entre 30-1 (T1: 100% de lodo de esgoto e 0% de serragem, T2: 86% de lodo e 14,0% de serragem, T3: 67% de lodo e 33% de serragem, T4: 55% de lodo e 45 % de serragem e T5: 46,5% de lodo e 53,5% de serragem) e cinco repetições, totalizando 25 unidades experimentais. Após 90 dias de compostagem procedeu-se a caracterização dos teores de carbono orgânico total (COT), nitrogênio total (NT), capacidade de troca catiônica (CTC), sódio (Na), macronutrientes como fosforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg) e metais pesados como bário (Ba), cobre (Cu), cromo (Cr), chumbo (Pb), ferro (Fe), manganês (Mn), níquel (Ni), zinco (Zn), frações húmicas e indicações de humificação (ácidos húmicos/fúlvicos e extrato alcalino/humina) da matéria orgânica, identificação de compostos alifáticos e aromáticos por meio de espectroscopia de infravermelho médio (FTIR-MIR) e próximo (FTIR-NIR). A adição de resíduo lignocelulósico na compostagem de lodo de esgoto aumentou os teores de COT, a relação C/N, reduziu o pH, teores de P, N, Na, Ba e Cr e não interferiu nos teores de K, Ca, Mg, S, CTC, carbono lábil e metais Fe, Zn, Cu, Mn, Ni e Pb. O aumento da proporção de resíduo de serragem favoreceu a degradação dos grupos alifáticos, aumentando a presença de estruturas aromáticas e reduziu a humificação no final da compostagem. A utilização de serragem como resíduo lignocelulósico na compostagem de lodo de esgoto é uma alternativa viável e eficiente para a produção de fertilizantes organominerais de alta qualidade, contribuindo para a redução do impacto ambiental causado pelo descarte inadequado do lodo de esgoto e pela utilização excessiva de fertilizantes minerais.

Palavras-chave: Compostagem, fertilizantes organominerais, frações húmicas, lignina, relação C/N, técnicas espectrométricas.

Biochemical Changes, Metal Content, and Spectroscopic Analysis in Sewage Sludge Composted with Lignocellulosic Residue Using FTIR-MIR and FTIR-NIR

ABSTRACT

Few studies have investigated the effect of the proportion of sawmill waste and sewage sludge on the performance of composting and the humification process. This study evaluated the addition of sawdust to sewage sludge composting with respect to carbon content, the presence of heavy metals, and the humification of the resulting organic compost. The experiment was conducted using a randomized block design with five treatments consisting of different proportions of organic residues to achieve C/N ratios close to 30:1: T1 (100% sewage sludge and 0% sawdust), T2 (86% sludge and 14% sawdust), T3 (67% sludge and 33% sawdust), T4 (55% sludge and 45% sawdust), and T5 (46.5% sludge and 53.5% sawdust), each with five replicates, totaling 25 experimental units. After 90 days of composting, the materials were analyzed for total organic carbon (TOC), total nitrogen (TN), cation exchange capacity (CEC), sodium (Na), macronutrients (P, K, Ca, Mg), and heavy metals (Ba, Cu, Cr, Pb, Fe, Mn, Ni, Zn), as well as humic fractions and humification indices (humic/fulvic acid ratio and alkaline extract/humin ratio). In addition, aliphatic and aromatic compounds were identified using mid-infrared (FTIR-MIR) and near-infrared (FTIR-NIR) spectroscopy. The incorporation of lignocellulosic residue into sewage sludge composting increased TOC levels and the C/N ratio, reduced pH and the concentrations of P, N, Na, Ba, and Cr, and had no significant effect on K, Ca, Mg, S, CEC, labile carbon, or the concentrations of Fe, Zn, Cu, Mn, Ni, and Pb. Higher proportions of sawdust favored the degradation of aliphatic groups and increased the presence of aromatic structures, while reducing the degree of humification at the end of the composting process. These results indicate that the use of sawdust as a lignocellulosic co-composting material in sewage sludge composting is a viable and effective alternative for producing high-quality organomineral fertilizers, contributing to the reduction of environmental impacts associated with the improper disposal of sewage sludge and the overuse of mineral fertilizers.

Keywords: Composting, organomineral fertilizers, humic fractions, lignin, C/N ratio, spectroscopic techniques.

Introdução

O lodo de esgoto, um subproduto do processo de tratamento de esgoto, possui uma composição diversificada que desempenha um papel significativo na gestão ambiental e na agricultura (Meng et al. 2021). Os principais componentes do lodo de esgoto incluem nutrientes como nitrogênio, fósforo e potássio, que são fundamentais para o crescimento das plantas e são frequentemente utilizados na agricultura como fertilizantes. Além disso, o lodo de esgoto contém matéria orgânica que pode melhorar a estrutura do solo e a retenção de água, que ajuda a promover o crescimento das plantas (González et al. 2019). No entanto, o lodo de esgoto também pode conter contaminantes indesejados, como metais pesados e patógenos, que representam riscos para a saúde humana e ambiental se não forem gerenciados adequadamente (Awasthi et al. 2020; Meng et al. 2021).

A compostagem representa uma técnica consolidada, de elevada eficiência e custo-benefício, para o tratamento do lodo de esgoto (Wang et al. 2021; Zhao et al. 2022), que transforma os resíduos orgânicos em fertilizantes por meio de reações biológicas (Awasthi et al. 2020; Guo et al. 2019). Essa transformação permite a reciclagem de matéria orgânica para o solo e nutrientes para plantas cultivadas, como nitrogênio, fósforo, enxofre, cálcio, magnésio e micronutrientes (Cardoso et al. 2022; Nascimento et al. 2020). O composto resultante se torna alternativa competitiva no mercado de fertilizantes (Kebibeche et al. 2019; Kominko et al. 2019; Kuroda et al. 2023).

A análise da estabilização dos compostos é um indicador crucial da qualidade e prontidão para uso agrícola, sendo a definição de um parâmetro que ateste a estabilização dos compostos um dos principais desafios (Onwosi et al. 2017). A avaliação da estabilidade do material não deve se limitar à análise de um ou dois parâmetros (Costa et al. 2015), mas sim adotar uma abordagem integrada que considere uma variedade significativa de variáveis (Chiareletto et al. 2023; Lorin et al. 2016). Diversos fatores, como teor de carbono orgânico total (COT), níveis de pH, capacidade de troca catiônica (CTC), relação C/N, teor e proporções de nitratos, nitritos, ácidos húmicos e fúlvicos, e diferentes frações não húmicas, são sugeridos como indicadores de estabilidade no processo de compostagem.

A serragem é comumente adicionada ao lodo de esgoto para ajustar suas propriedades físico-químicas. Em processos de compostagem a serragem tem sido

observada como um fator que aumenta o teor de carbono e, conseqüentemente, a relação C/N (Yin et al. 2021), devido à sua baixa densidade aparente e teor de compostos recalcitrantes, como a lignina (Costa et al. 2017). Com a combinação de baixas concentrações de nutrientes e altas concentrações de compostos lignocelulósicos nos resíduos vegetais, resulta em uma reduzida taxa de decomposição microbiana (Reyes-Torres et al. 2018). Nessa condição, a mistura da serragem com o lodo de esgoto no processo de compostagem pode fornecer fertilizantes ricos em carbono e com maior tempo de permanência no solo.

O processo de compostagem é significativamente influenciado pela composição dos materiais utilizados. A diversidade desses materiais pode afetar a concentração de nutrientes e a disponibilidade de substrato durante o processo de compostagem (Guo et al. 2020; Qin et al. 2021), exercendo um impacto direto na atividade microbiana. Esses microorganismos desempenham funções cruciais na transformação biológica e maturação da matéria orgânica compostada (Wei et al. 2022; Zhang et al. 2018). Como resultado, diferentes combinações de resíduos de serragem e lodo de esgoto podem modificar o processo de humificação da matéria orgânica, embora haja uma escassez de estudos que tenham investigado essa interação de forma aprofundada.

No entanto, diferentes combinações de resíduos de serragem e lodo de esgoto podem alterar o processo de compostagem, já que essa diversidade influencia a concentração de nutrientes e a disponibilidade de substrato durante a compostagem (Guo et al. 2020; Qin et al. 2021). Essas características têm impacto direto sobre os microorganismos, que desempenham funções fundamentais na transformação biológica e maturação da matéria orgânica compostada (Wei et al. 2022; Zhang et al. 2018). Poucos estudos investigaram o processo de humificação decorrente da compostagem de lodo de esgoto com a adição de proporções crescentes de resíduos de serragem.

A utilização de análise integrada permite a aplicação de novas técnicas com a finalidade de avaliar a qualidade e maturação dos compostos orgânicos. O FTIR, espectroscopia no infravermelho próximo, identifica a estrutura química e grupos funcionais orgânicos e conseqüentemente infere nas modificações do material orgânico (Biyada et al. 2020). Existem exemplos de pesquisas que aplicam espectroscopia de infravermelho médio (FTIR-MIR) e/ou de infravermelho próximo (NIR) em uma variedade de materiais, tais como podas de árvores (Chiareletto et al.

2023), esterco de aves e casca de milho (Ajmal et al. 2021), compostagem de resíduos provenientes da indústria agrícola (Costa et al. 2021), esterco de cabra e resíduos de palma (Abid et al. 2020), lodo de esgoto (Liu et al. 2020) e resíduos provenientes de vinícolas e domésticos (Fuentes et al. 2020). Tanto o FTIR-MIR quanto o NIR são empregados para avaliar o processo de compostagem em diversos estudos (Ajmal et al. 2021; Costa et al. 2021; Fuentes et al. 2020).

No entanto, estudos relacionados com a adição de serragem de madeira no formato pó em compostagem de lodo de esgoto são escassos, mas promissores quanto ao aumento na qualidade final do composto. Nesse contexto, o estudo propõe a hipótese de que a adição de serragem no processo de compostagem com lodo de esgoto, contribui no aumento dos teores de carbono, reduz a presença de metais pesados e humificação do composto orgânico.

Material e métodos

Local e Instalação do Experimento

O estudo foi conduzido na fazenda experimental Professor Hamilton de Abreu Navarro do Instituto de Ciências Agrárias (ICA) da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), campus regional de Montes Claros, Minas Gerais, Brasil, latitude 16°51'38" S e longitude 44°55'00" W, com 652 m de altitude. Conforme a classificação de Köppen, o clima predominante na região é o Aw – tropical de savana, com verão chuvoso e inverno seco.

O experimento foi realizado no delineamento em blocos casualizados – DBC, com cinco repetições, totalizando 25 parcelas experimentais, que foram constituídas de sacolas de polipropileno contendo 20 litros de composto, nas seguintes dimensões: 38,22 cm de diâmetro por 88 cm de altura e, espaçadas em 0,5 metros entre as sacolas (Figura 1). Os tratamentos consistiram em cinco diferentes proporções de lodo de esgoto e pó de serragem com base em relações crescentes de C/N para o composto. Considerou-se a relação C/N de 30:1 ideal para o processo de compostagem, conforme Tabela 1.

Tabela 1. Tratamentos com alterações na relação C/N e porcentagens de lodo de esgoto e serragem.

Tratamentos	Lodo de esgoto (%)	Serragem (%)	Lodo de esgoto (kg/sc)	Serragem (kg/sc)
T1	100,00	00,0	20,0	0,0
T2	86,0	14,0	17,2	2,8
T3	67,0	33,0	13,4	6,6
T4	55,0	45,0	11,0	9,0
T5	46,0	54,0	9,30	10,7

Kg/sc: quilograma por sacola. Fonte: Elaborado pela autora, 2023.

Origem e preparo da matéria prima

As matérias primas utilizadas para experimentação foram adquiridas no município de Montes Claros – MG. O resíduo de serragem, no formato pó, oriundo do jatobá (*Hymenaea courbaril* L.) foi fornecido por Indústria Madeireira e o lodo de esgoto coletado na Estação de Tratamento de Esgotos de Montes Claros (ETE Vieira), no mês de julho de 2022. O esgoto passou por tratamento biológico anaeróbio em reatores. A água residuária desses reatores seguiu para filtros biológicos aeróbios. Na fase final do tratamento de esgoto, foi realizado o processo de decantação, possibilitando que a água tratada fosse lançada no corpo hídrico receptor. O lodo de esgoto, produzido nos reatores anaeróbios, passou pelos processos de centrifugação e secagem térmica a 350 °C, por 30 minutos, gerando resíduo sólido classe A, de acordo com a resolução 498/2020 - Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) (Brasil 2020a).

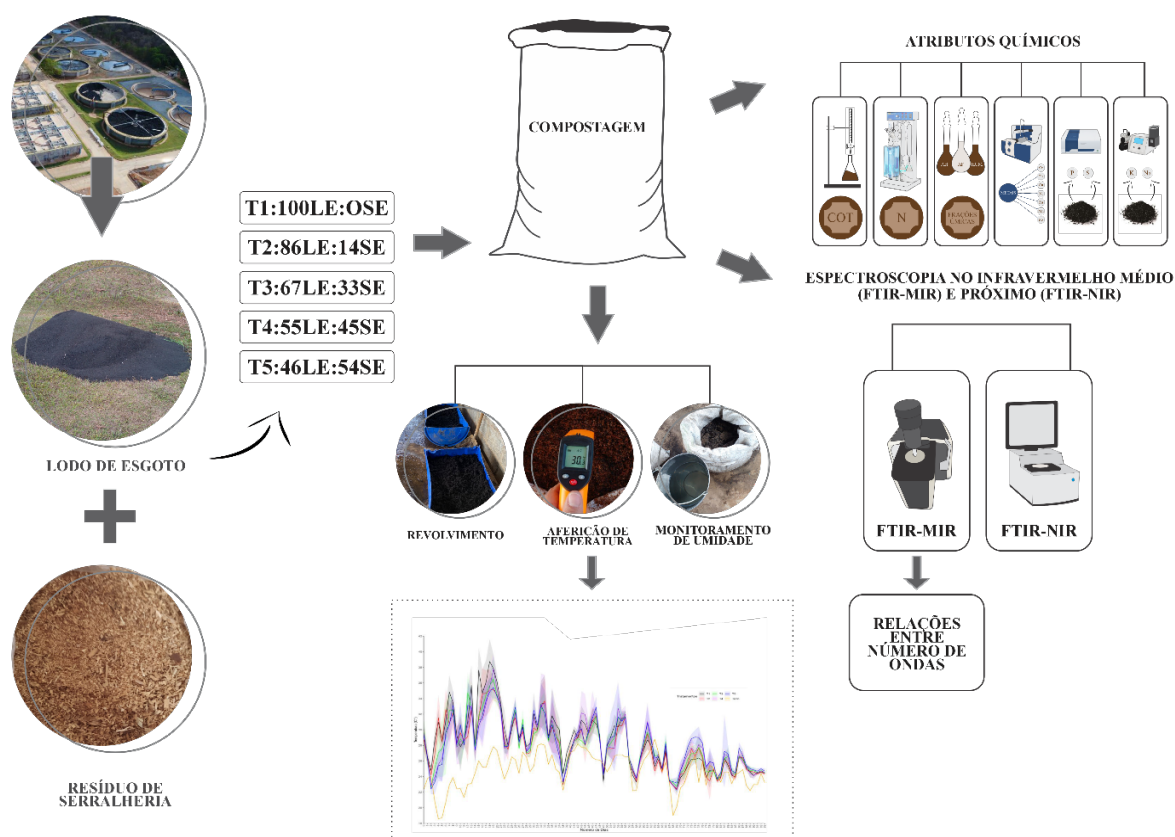


Figura 1 - Imagem ilustrativa do procedimento metodológico adotado para coleta, montagem, condução e caracterização dos compostos orgânicos produzidos. Fonte: Adaptado de Bicalho et al. 2024.

Antes da instalação do experimento, o lodo de esgoto e o resíduo de serragem foram submetidos à caracterização física e química, cujos resultados estão apresentados na Tabela 2. A caracterização físico-química contemplou os seguintes parâmetros: umidade, pH em H₂O, carbono orgânico total (COT), nitrogênio total e mineral, além da capacidade de troca catiônica (CTC), determinados segundo a metodologia descrita por Tedesco et al. (1995). Os teores totais de fósforo (P), potássio (K), enxofre (S), sódio (Na), cálcio (Ca), magnésio (Mg), ferro (Fe), cobre (Cu), zinco (Zn), manganês (Mn), cromo (Cr), chumbo (Pb) e níquel (Ni) foram determinados conforme os procedimentos propostos por Alcarde (2009), após digestão das amostras em solução nítrico-perclórica (3:1) em bloco digestor. As concentrações de P e S foram quantificadas por espectrofotometria UV/VIS, enquanto os teores de Na e K foram determinados por fotometria de chama, conforme descrito por Teixeira (2017). Os demais elementos foram analisados por espectrofotometria de

absorção atômica (modelo AA240FS, Varian, Brasil), seguindo os protocolos estabelecidos por Malavolta (2006). Ressalta-se que o elemento cádmio (Cd) não foi detectado nas amostras.

Tabela 2. Caracterização física e química dos materiais utilizados antes do processo de compostagem.

Material	pH(H ₂ O)	N	P	K	Ca	Mg	S	C
(g kg ⁻¹)								
Resíduos de serragem	4,70	2,54	0,82	3,41	3,34	0,50	2,80	551,6
Lodo de esgoto	6,61	27,5	20,82	7,38	23,36	2,08	27,19	71,08
Material	Na	Fe	Mn	Zn	Ni	Pb	Cr	Cu
(g kg ⁻¹)				(mg kg ⁻¹)				
Resíduos de serragem	0,586	2,70	2,70	2,29	9,21	0,64	ND	1,69
Lodo de esgoto	1,838	21,4	173,73	918,82	30,35	121,5	91,07	206,7

Gerenciamento de temperatura e umidade

O monitoramento diário da temperatura foi realizado por meio do termômetro Infravermelho Akrom Modelo Kr381 em dois pontos na superfície das pilhas de compostagem, no horário das 14 às 16 horas, durante os 90 dias, para obtenção da temperatura média das unidades experimentais. As mudanças de temperatura nas pilhas de compostagem usando serragem como agente de volume durante o processo de compostagem de lodo de esgoto durante período de 90 dias foi descrito por meio da Figura 2.

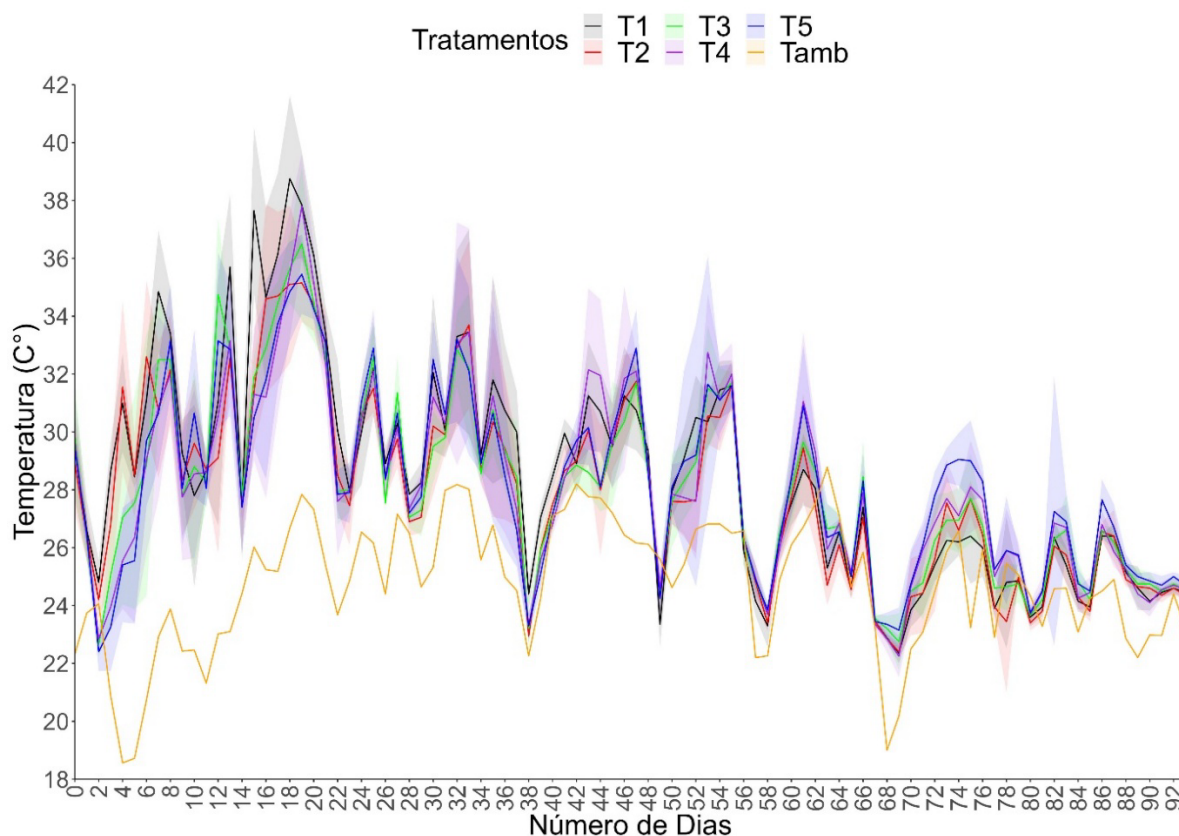


Figura 2 - Temperatura média obtida durante o processo de compostagem para os tratamentos (T1: proporção de 100% de lodo e 0% de serragem; T2: proporção de 86% de lodo e 14% de serragem; T3: proporção de 67% de lodo e 33% de serragem; T4: proporção de 55% de lodo e 45% de serragem e T5: proporção de 46% de lodo e 54% de serragem) no período de agosto a novembro de 2022. Fonte: Adaptado de Bicalho et al. 2024.

A temperatura dos compostos apresentou variação de 23 a 38,75 °C ao longo do período de compostagem. Nos primeiros dias do experimento, ocorreu rápido aumento na temperatura, atingindo 30 °C, seguido por uma subsequente diminuição. Esta tendência de elevação e redução da temperatura foi observada ao longo de um período de sete dias (Figura 2). Este padrão térmico ocorreu devido ao protocolo adotado, que incluiu a irrigação das pilhas em uma base semanal e o revolvimento quinzenal. Notavelmente, o pico de temperatura foi alcançado no vigésimo dia após o início do processo de compostagem, com todas as condições de tratamento atingindo um valor máximo de 38,75 °C. Ao longo de todo o experimento, as temperaturas registradas nas pilhas de compostagem foram significativamente superiores à temperatura ambiente, mantendo-se em uma faixa aproximada de 20 °C a 29 °C.

A umidade foi constantemente mantida próxima a capacidade de campo, onde as observações foram visuais. Para determinação da quantidade de água a ser

irrigada foram coletadas amostras de lodo de esgoto e resíduos de serragem, onde foram pesadas e colocadas para secar em estufa com temperatura de 65 °C até atingirem peso constante, quando eram pesadas novamente, seguindo metodologia proposta por Brasil/MAPA (2014). A capacidade de armazenagem de água pelos tratamentos foi de 9.400, 12.500, 17.000, 19.650 e 21.600 litros para T1 a T5, respectivamente.

O processo de compostagem foi encerrado aos 92 dias, logo após a estabilização da temperatura dos compostos orgânicos. O material orgânico permaneceu nas sacolas por mais 30 dias em processo de secagem a temperatura ambiente para coleta de amostras e caracterização físico-química dos seguintes atributos: umidade, pH em H₂O, carbono orgânico total (COT), N total e mineral e capacidade de troca catiônica (CTC), utilizando-se metodologia proposta por Tedesco et al. (1995); teores totais de P, K, S, Na, Ca, Mg, Fe, Cu, Zn, Mn, Cr, Pb, Ni, conforme metodologia proposta por Alcarde (2009), após digestão com solução nítrico-perclórica 3:1 em bloco digestor. A quantificação do P e S foi feita por espectrofotômetro UV/VIS e os atributos Na e K determinado por fotometria de chama, conforme proposto por Teixeira (2017). Os demais elementos foram quantificados em espectrofotômetro de absorção atômica AA240FS (Varian, Brasil), de acordo com Malavolta (2006), não sendo detectados o elemento cádmio. Os resultados finais foram comparados aos valores estabelecidos na Resolução CONAMA nº 498 (Brasil, 2020b) e instrução normativa nº 61 do Ministério da Agricultura do Brasil (Brasil, 2020a).

Amostras de composto orgânico também foram coletadas para determinação do teor de carbono lábil pela oxidação com $KMnO_4$ (0,033 molL⁻¹), conforme proposto por Shang e Tiessen (1997), fracionamento do carbono nas substâncias húmicas e determinação de grupamentos funcionais (compostos bioquímicos) em espectroscopia de infravermelho próximo (NIR) e médio (MIR), conforme descrição a seguir.

Fracionamento do C associado às substâncias húmicas

O fracionamento químico da matéria orgânica foi realizado para separar as frações ácido fúlvico (C-AF), ácido húmico (C-AH) e humina (C-HUM), com base em suas solubilidades em meio ácido e alcalino, seguindo o método estabelecido pela Sociedade Internacional de Substâncias Húmicas e descrito por Swift (1996). Os

teores de carbono em cada fração foram quantificados através da oxidação úmida com dicromato de potássio, conforme descrito por Yeomans & Bremner (1988). Posteriormente, foram calculadas as relações C-AH/C-FAF e EA/HUM, sendo o extrato alcalino (EA) correspondente à soma das frações C-AF e C-AH.

Espectroscopia de infravermelho próximo (NIR)

O espectrômetro NIR SpectraStar 2500XL, fabricado pela Unity Scientific em Brookfield, CT, EUA, foi utilizado para obtenção dos espectros. A fonte de luz empregada é uma lâmpada halógena de tungstênio. Os sinais foram gerados no modo de refletância (%R) e, em seguida, transformados em absorbância utilizando a função $\log(1/R)$. As amostras foram inseridas em um copo de amostra e escaneadas na faixa de 1100-2500 nm, com intervalos de 1 nm, resultando em 1400 pontos de dados por varredura. Cada ponto de dados foi obtido a partir da média de 64 varreduras. A temperatura ambiente durante a análise foi mantida em torno de ± 25 °C. O software Unity InfoStar V3.11.3 foi empregado para configuração, controle e aquisição de dados do espectrômetro. Um total de 27 espectros NIR foram obtidos e o software Unity InfoStar V3.11.3 foi empregado para configuração, controle e aquisição de dados.

Espectroscopia de infravermelho médio (MIR)

O equipamento de infravermelho médio, FTIR-ATR (modelo Cary 630 FTIR, Agilent Technologies Inc., Santa Clara, CA, EUA), equipado com um detector de sulfato de triglicina de uretano (DTGS) e uma célula de refletância total atenuada (ATR), foi empregado para coletar os espectros na faixa de número de onda de 4000 a 600 cm^{-1} , correspondente à região do infravermelho médio (MIR). Antes de cada coleta, foi feita uma leitura do espectro de fundo. Posteriormente, aproximadamente 0,5 g de cada amostra foi posicionada individualmente no compartimento acessório, onde os raios infravermelhos foram direcionados, resultando na obtenção dos espectros no modo de absorbância. Com resolução de 4 cm^{-1} , varredura de 64 scans e leitura por meio do cristal de diamante. O software para aquisição dos espectros foi o Software Agilent MicroLab PC software, onde os principais picos foram selecionados.

Com base nos valores de absorbância obtidos na faixa espectral, foram determinadas as relações entre diferentes bandas de absorção 1625/2924, 1625/2853, 1541/2924, 2924/1625 e 1421/1030. Com a finalidade de fornecer informações sobre a composição química das amostras, especialmente em relação à presença de grupos funcionais específicos que podem sugerir uma maior humificação da matéria orgânica (El Ouaquoudi et al. 2015; Chiarelotto et al. 2023).

Análise estatística

O teste de Shapiro-Wilk foi aplicado para verificar a ocorrência de distribuições normais e o teste de Bartlett para constatar a homogeneidade de variâncias. A partir da validação dos pressupostos de normalidade e homogeneidade das variâncias, foi realizada a análise de variância ($p < 0,05$), com as médias dos tratamentos qualitativos comparadas à 5% de probabilidade pelo teste de Tukey. As análises foram desenvolvidas no software R (versão 4.2.3; R CORE TEAM, 2023) e foi utilizado pacote 'easyanova' (Arnhold 2013).

Relações entre variáveis físico-químicas e grupamentos funcionais (compostos bioquímicos) dos compostos orgânicos foram avaliadas por meio da análise multivariada, com a determinação de correlações canônicas (CCA). As análises foram desenvolvidas no software R (versão 4.2.3; R Core Team, 2023), sendo utilizado pacote 'candisc' (Friendly e Fox 2021) para o desenvolvimento da CCA e o pacote 'ggplot2' (Wickham et al. 2023) para a elaboração de gráficos.

Na CCA foi formado o conjunto de variáveis independentes e dependentes, sendo o conjunto de variáveis independente formado por 12 variáveis físico-químicas (VFQ): N, fração de ácido húmico (FAH), fração de ácido fúlvico (FAF), fração humina (HUM), COT, relação entre FAH/FAF, EA, relação EA/HUM, pH, relação C/N, CTC e carbono lábil. O conjunto de variáveis dependentes foi denominado de variáveis número de onda (VNO), que apresentou duas conformações, sendo a primeira as variáveis referentes ao FTIR-MIR e a segunda o NIR.

O conjunto VNO para o MIR foi composto por 16 bandas de absorção correspondentes aos números de onda: 3.694, 3.396, 3.279, 2.924, 2.853, 1.625, 1.541, 1.443, 1.421, 1.372, 1.226, 1.030, 1.001, 913, 782, 747. Devido a presença de multicolinearidade o conjunto VNO foi reduzido, com auxílio da avaliação das correlações de Pearson, permanecendo somente com as seguintes variáveis: 3694,

3396, 1625, 1226 e 913. Ao todo o banco de dados continha 25 observações que representavam 5 diferentes tratamentos, com 5 repetições cada.

Já o conjunto de variáveis de comprimento de onda VCO para o NIR foi composto por 10 comprimentos de onda: 1327, 1415, 1728, 1861, 1930, 2054, 2209, 2272, 2309 e 2351. Contudo devido a presença de multicolinearidade, o conjunto foi reduzido, permanecendo apenas os comprimentos de onda 1728, 1930, 2054 e 2351. Para esse conjunto de variáveis foi verificado pelo teste de Lambda de Wilks ($\alpha = 5\%$) que nenhum par canônico apresentou correlação significativa, e por isso, os resultados para NIR não foram apresentados e discutidos neste trabalho.

Resultados

Atributos químicos dos compostos de lodo e serragem

A compostagem com lodo de esgoto e serragem, nas distintas proporções, reduziu os teores médios de N, P e pH, aumentou os teores de COT e relação C/N e não alterou os teores de Ca, Mg, S, K, carbono lábil (CL) CL e CTC em comparação aos valores médios iniciais (VMI) obtidos para lodo de esgoto, antes do processo de compostagem (Tabela 3).

O processo de compostagem associado ao aumento progressivo de serragem promoveu redução do teor de N e P, com redução de 30 e 18,05%, respectivamente, do teor médio após a compostagem quando comparado ao VMI (Tabela 3). Em relação aos teores de N, as maiores perdas foram observadas nos tratamentos em que a serragem foi adicionada, onde eles não apresentaram diferenças entre si. Enquanto o tratamento T1, que contém somente lodo de esgoto, após a compostagem, apresentou maior teor em relação aos demais compostos, com redução de 10,48% em comparação ao valor médio inicial (VMI) não diferindo do T3. No que concerne aos teores de P, o composto T5 apresentou o menor teor (13,60 g kg⁻¹) e diferiu apenas do tratamento T2 que teve 20,78 g kg⁻¹, que por sua vez, não diferiu estatisticamente dos tratamentos T1 e T3, com teores de 19,46 e 17,32 g kg⁻¹, respectivamente.

O incremento na proporção de serragem reduziu o pH do composto (Tabela 3). No final do período de compostagem os tratamentos T3 e T4 com pH correspondente a 6,13 e 6,17, respectivamente, foram semelhantes entre si. Enquanto os tratamentos

T1, T2 e T5 diferiram entre si, com pH correspondentes a 6,61, 6,36 e 6,06, onde o T5 (54% de serragem) ocorreu uma redução de 8,3% em relação ao valor médio inicial.

O incremento de resíduo de serragem ao lodo de esgoto favoreceu o aumento nos teores de carbono orgânico total (COT) dos compostos (Tabela 3). Os tratamentos T4 e T5 apresentaram resultados semelhantes entre si e superiores aos demais, com acréscimos de aproximadamente 37% e 39% em relação ao tratamento T1, composto apenas por lodo de esgoto.

As relações C/N aumentaram com a adição da serragem. Inicialmente, a relação C/N do lodo de esgoto era de 10,47, após a compostagem, observou-se aumento substancial com acréscimos de 9,36, 76,79, 87,25, 127,79 e 136,58% para os tratamentos T1, T2, T3, T4 e T5, respectivamente (Tabela 3). Os tratamentos T4 e T5 apresentaram a maior relação, mas não diferiram dos tratamentos T2 e T3.

Os teores médios para os macronutrientes K, Ca, Mg e S, não foram influenciados pelos tratamentos (Tabela 3). No entanto, a adição dos resíduos de serragem e o processo de compostagem resultou na redução dos teores desses nutrientes em todos os compostos formulados em relação ao VMI, com exceção do K. Os teores de (CL) e (CTC) não foram afetados pela adição de serragem.

Em relação ao CL pode ser observado um aumento de 49,07% no teor médio quando comparado ao VMI (Tabela 3). Para a capacidade de troca catiônica (CTC), os valores variaram de 618,0 a 682,2 mmol_c kg⁻¹.

Tabela 3. pH, teores de macronutrientes, COT, carbono lábil (CL), capacidade de troca catiônica (CTC) e relação C/N dos compostos no final do período de compostagem para os seguintes tratamentos T1: proporção de 100% de lodo e 0% de serragem; T2: proporção de 86% de lodo e 14% de serragem; T3: proporção de 67% de lodo e 33% de serragem; T4: proporção de 55% de lodo e 45% de serragem e T5: proporção de 46% de lodo e 54% de serragem.

Tratamentos	pH	N g kg ⁻¹	P g kg ⁻¹	K g kg ⁻¹	Ca g kg ⁻¹	Mg g kg ⁻¹	S g kg ⁻¹	COT g kg ⁻¹	CL g kg ⁻¹	CTC mmol kg ⁻¹	C/N
T1	6,61a	24,89a	19,46ab	6,02	20,34	2,07	26,16	285,1d	15,41	626,0	11,4 b
T2	6,36b	18,91b	20,78a	6,77	16,44	1,72	26,24	332,2c	15,13	680,0	18,5 a
T3	6,13b c	19,68ab	17,32ab	7,37	14,30	1,24	19,92	368,1b	20,00	682,2	19,1 a
T4	6,17b c	16,46b	14,14b	9,23	16,36	1,64	17,74	391,4a	25,03	618,0	23,8 a
T5	6,06c	16,34b	13,60b	9,63	17,70	1,80	15,46	396,3a	21,18	651,0	24,7 a
Média	6,27*	19,25*	17,06*	7,79 ^{ns}	17,02 ^{ns}	1,69 ^{ns}	21,14 ^{ns}	354,6*	19,35 ^{ns}	651,6 ^{ns}	19,5*
CV (%)	1,98	15,49	17,78	29,79	29,71	26,79	26,45	3,16	31,25	7,71	16,96
VMI	6,61	27,50	20,82	7,38	23,36	2,08	27,19	288,06	12,98	655,2	10,47

Nota: Para cada variável, médias seguidas da mesma letra na vertical, não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey; CV= coeficiente de variação; COT = carbono orgânico total. * e ^{ns} = significativo e não significativo para comparação entre tratamentos (média) no final do período de compostagem com VMI (Valores médios da caracterização inicial do lodo de esgoto).

Fonte: Adaptado de Bicalho et al., 2024.

Substâncias húmicas e humificação dos compostos de lodo e serragem

A adição de serragem e o processo de compostagem interferiu nas frações de carbono de ácido húmico (AH), carbono da fração humina (HUM), relação entre EA/HUM e N-nitrato ($p < 0,05$) e não alterou a fração de carbono de ácido fúlvicos (AF), extrato alcalino (EA), N-amoniacoal ($N-NH_4^+$) e as relações AH/AF, NH_4^+/NO_3^- . (Tabela 4).

Em relação aos teores de carbono na fração humina (HUM), os tratamentos em que a serragem foi adicionada não diferenciaram entre si (T2, T3, T4 e T5). Em contrapartida, o tratamento (T1) que contém somente lodo de esgoto, não diferiu dos demais tratamentos (Tabela 4).

A fração de C dos ácidos húmicos (AH) exibiu teor mais elevado com valor de 35,5 g kg⁻¹ no tratamento T2, diferenciando-se de maneira significativa do tratamento T5 que apresentou menor teor 28,4 g kg⁻¹ (Tabela 4). Enquanto, os demais tratamentos não demonstraram diferenças significativas entre si ($p < 0,05$).

No que concerne à razão EA/HUM, destaca-se que o tratamento T1 (0,158) apresentou a maior relação, não diferindo significativamente do tratamento T2 (0,130). Em contrapartida, a menor relação foi observada no tratamento T5 (0,100), que

assemelhou aos demais tratamentos, diferindo apenas do tratamento T1, exclusivamente com lodo (Tabela 4).

As distintas proporções de serragem expressas nos tratamentos exerceram influência nos teores de $N-NO_3^-$. Verificou-se que os tratamentos com maiores proporções de lodo de esgoto exibiram elevados teores de $N-NO_3^-$, os quais decresceram à medida que a proporção de serragem aumentou (Tabela 4). Os teores mais elevados de $N-NO_3^-$ foram observados no tratamento T1 ($0,552 \text{ g kg}^{-1}$), formulado somente com lodo de esgoto, diferindo dos demais tratamentos, que foram semelhanças entre si. Por outro lado, no que concerne ao teor de $N-NH_4^+$, não diferiram estatisticamente entre os tratamentos, com valores oscilando entre $0,062$ a $0,106 \text{ g kg}^{-1}$ (Tabela 4). A relação NH_4^+/NO_3^- não apresentou variações estatísticas significativas com as mudanças nas proporções de serragem.

Tabela 4. Substâncias húmicas e suas relações, teores de N-amoniacal e N-nitrato dos compostos no final do período de compostagem para os seguintes tratamentos: T1: proporção de 100% de lodo e 0% de serragem; T2: proporção de 86% de lodo e 14% de serragem; T3: proporção de 67% de lodo e 33% de serragem; T4: proporção de 55% de lodo e 45% de serragem e T5: proporção de 46% de lodo e 54% de serragem.

Tratamentos	AH g kg ⁻¹	AF g kg ⁻¹	HUM g kg ⁻¹	EA g kg ⁻¹	EA/HUM	AH/AF	N- NH_4^+ g kg ⁻¹	N- NO_3^- g kg ⁻¹	NH_4^+/NO_3^-
T1	29,16ab	14,98	281,8b	44,14	0,158a	1,95	0,098	0,552a	0,177
T2	35,5a	11,53	364,4a	47,05	0,130ab	3,07	0,106	0,382b	0,277
T3	31,37ab	11,03	373,0a	42,41	0,116b	2,84	0,064	0,374b	0,171
T4	32,83ab	11,49	410,2a	44,33	0,106b	2,80	0,062	0,302b	0,205
T5	28,42b	11,46	404,0a	39,88	0,100b	2,47	0,082	0,300b	0,273
Média	31,46 [‡]	11,21 ^{ns}	366,7 [‡]	43,56 ^{ns}	0,122 [‡]	2,63 ^{ns}	0,082 ^{ns}	0,382 [‡]	0,220 ^{ns}
CV%	10,51	35,23	8,46	10,15	16,44	48,17	19,49	34,09	87,00
VMI	25,68	10,88	301,1	36,55	0,121	2,36	0,134	0,098	1,36

Nota: Para cada variável, médias seguidas da mesma letra na horizontal, não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey; CV= coeficiente de variação, AH = Fração C de ácido húmico; AF = Fração de C de ácido fúlvico; HUM = Fração de C da humina; EA = (AH+AF); N- NH_4^+ = N-amoniacal; N- NO_3^- = N-nitrato; NH_4^+/NO_3^- = Relação N-amoniacal e N-nitrato. [‡] e ^{ns} = significativo e não significativo para comparação entre tratamentos (média) no final do período de compostagem com VMI (Valores médios da caracterização inicial do lodo de esgoto).

Fonte: Adaptado de Bicalho et al., 2024.

Teores de Na e metais pesados

A adição de resíduo de serragem ao lodo de esgoto, seguida do processo de compostagem, resultou na redução dos teores de Na, Ba e Cr no composto, sem influenciar significativamente os teores de Fe, Zn, Cu, Mn, Ni e Pb (Tabela 5).

A ordem decrescente de concentração de metais no lodo de esgoto foi: Fe > Zn > Ba > Cu > Mn > Pb > Cr > Ni. Após o processo de compostagem, ocorreu redução na concentração de metais em todos os compostos formulados, em comparação ao VMI, com isso obteve-se redução de 29,39% para o Fe, 20,55% para Ba, 27,82% para Cu, 25,36% para Mn, 17,07% para Pb, 32,63% para Cr e 28% para Ni (Tabela 5).

Em relação ao Na, a adição crescente de serragem propiciou redução nos teores em todos os compostos, com exceção do tratamento T1 que teve valores de 2,76 g kg⁻¹. Este último se destacou ao diferir dos demais, apresentando um aumento de 50,16% em relação ao (VMI) (Tabela 5).

A adição de resíduos de serragem e o subsequente processo de compostagem resultaram na redução dos teores de Ba e Cr em todos os compostos formulados em comparação ao valor médio inicial (VMI). O tratamento T4 exibiu o menor teor de bário (668,00 mg kg⁻¹) após o processo de compostagem e não houve diferença estatística em relação aos tratamentos T3 e T5 (726,22 mg kg⁻¹ e 743,82 mg kg⁻¹). Em contraste, o tratamento T1 (797,51 mg kg⁻¹) revelou uma concentração mais elevada do metal, mas não diferiu dos tratamentos T2, T3 e T5 (797,51 mg kg⁻¹, 726,22 mg kg⁻¹ e 743,82 mg kg⁻¹). Os tratamentos T3 e T5 foram semelhantes entre si. Em relação ao Cr os maiores teores foram encontrados no tratamento T1 (43,14 mg kg⁻¹) que contém somente lodo de esgoto e não apresentou diferença estatística em relação ao tratamento T2 (40,63 mg kg⁻¹). Os tratamentos T3, T4 e T5 (30,68 mg kg⁻¹, 30,08 mg kg⁻¹ e 29,08 mg kg⁻¹) não diferiram estatisticamente entre si (Tabela 5).

Tabela 5. Teores de sódio e metais pesados dos compostos no final do período de compostagem para os seguintes tratamentos: T1: proporção de 100% de lodo e 0% de serragem; T2: proporção de 86% de lodo e 14% de serragem; T3: proporção de 67% de lodo e 33% de serragem; T4: proporção de 55% de lodo e 45% de serragem e T5: proporção de 46% de lodo e 54% de serragem.

Tratamentos	Na g kg ⁻¹	Fe g kg ⁻¹	Zn mg kg ⁻¹	Cu mg kg ⁻¹	Mn mg kg ⁻¹	Ni mg kg ⁻¹	Ba mg kg ⁻¹	Cr mg kg ⁻¹	Pb mg kg ⁻¹
T1	2,76a	15,95	841,75	149,94	125,55	19,28	797,5 a	43,14a	113,17
T2	1,18b	16,78	784,30	151,45	130,36	21,16	793,23a	40,63a	123,33
T3	1,38b	14,06	674,38	144,03	134,65	22,39	726,22ab	30,68b	109,55
T4	1,22b	13,75	767,52	144,75	128,44	23,77	668,00b	30,08b	120,20
T5	1,50b	15,07	816,92	155,83	129,33	22,65	743,82ab	29,08b	120,14
Média	1,60 [¥]	15,11 ^{ns}	776,97 ^{ns}	149,20 ^{ns}	129,66 ^{ns}	21,85 ^{ns}	745,76 [¥]	34,72 [¥]	117,28 ^{ns}
CV %	29,57	26,43	11,73	7,05	11,3	11,88	6,64	14,16	8,89
VMI	1,838	21,40	1.198,2	206,72	173,73	30,35	938,66	51,54	137,31

Nota: Para cada variável, médias seguidas da mesma letra na horizontal, não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey; CV= coeficiente de variação; Na = sódio Fe = ferro, Zn = zinco; Cu = cobre, Mn = manganês; Ni = níquel; Ba = bário, Cr = Cromo, Pb = chumbo. [¥] e ^{ns} =significativo e não significativo para comparação entre tratamentos (média) no final do período de compostagem com VMI (Valores médios da caracterização inicial do lodo de esgoto).

Fonte: Adaptado de Bicalho et al., 2024.

Espectroscopia no infravermelho médio (FTIR-MIR) e próximo (FTIR-NIR)

Foram obtidos os espectros por meio do infravermelho médio (MIR) e infravermelho próximo (NIR) das amostras de lodo de esgoto adicionadas de diferentes proporções de resíduo de serragem e submetidos a compostagem (Figura 3A e B). Foi possível identificar 16 bandas com máximas absorbâncias no perfil espectral analisado para o MIR e 10 bandas para o NIR. As regiões espectrais encontradas foram identificadas de acordo com os principais modos vibracionais dos grupos orgânicos encontrados nas amostras analisadas.

O perfil espectral das amostras analisadas no MIR foi semelhante para todos os tratamentos, entretanto, esses demonstraram intensidades diferentes em algumas bandas nas faixas de número de onda entre 3700 a 3000 cm⁻¹ e 3000 a 2800 cm⁻¹ que são atribuídas a deformação axial de ligação C–H de carbono *sp*² e *sp*³ (Zghari et al. 2017), 1700 a 1300 cm⁻¹ deformação axial de ligação C=O de carbonila de um éster, deformação angular de ligação N-H e deformação axial de ligação C=C de alcenos ou anel aromático e 1300 – 700 cm⁻¹ região onde são encontrados estiramento C-O, deformação em tesoura de CH₂ e vibração OH de compostos minerais presentes no lodo (Wang et al. 2020).

O cálculo entre as intensidades de diferentes bandas de absorção que correspondem as estruturas aromáticas e alifáticas constitui índice de maturidade do composto orgânico (El Ouaquoudi et al. 2014, 2015).

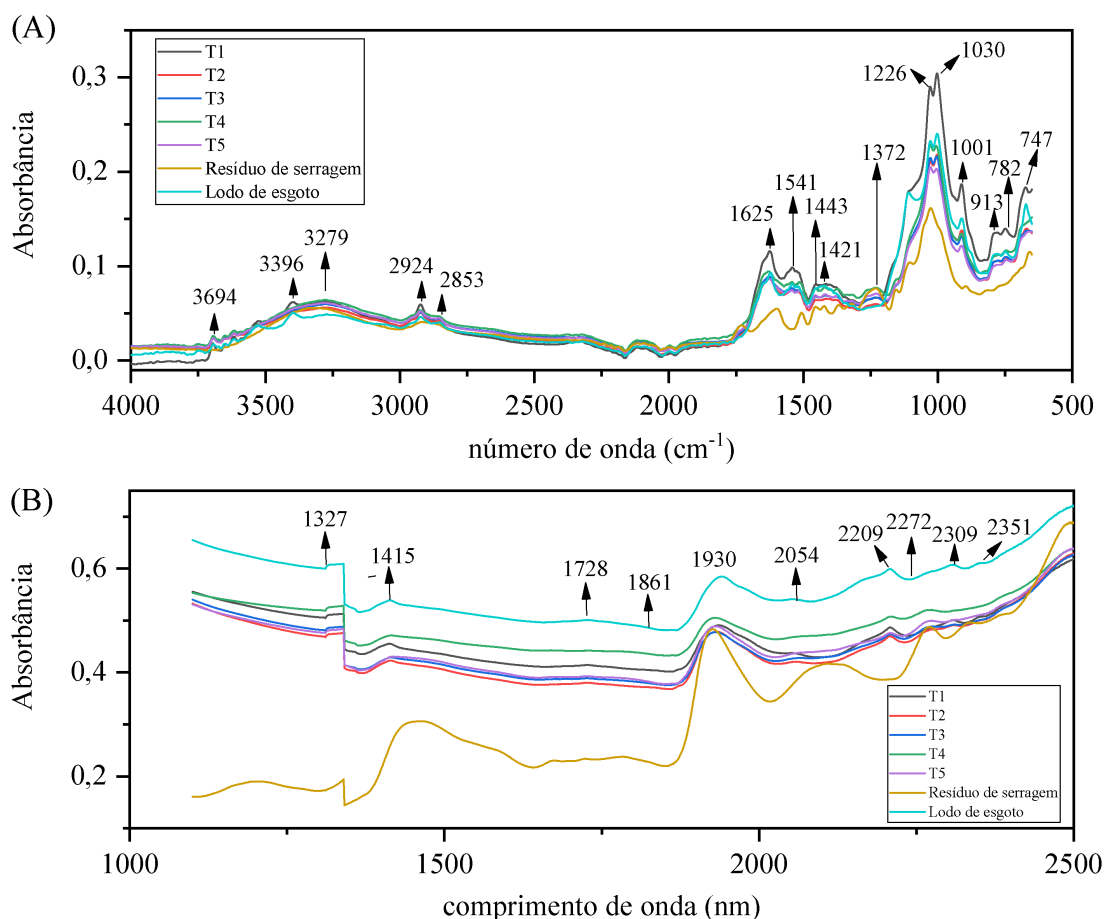


Figura 3 - A) Espectros das amostras de lodo de esgoto inicial, resíduos de serragem e compostagens de lodo de esgoto com diferentes proporções de serragem, obtidos por Espectroscopia do Infravermelho Médio (MIR). **B)** Espectros das amostras de lodo de esgoto inicial, resíduos de serragem e compostagens de lodo de esgoto com diferentes proporções de serragem obtidos por Espectroscopia do Infravermelho Próximo (NIR). (T1: proporção de 100% de lodo e 0% de serragem; T2: proporção de 86% de lodo e 14% de serragem; T3: proporção de 67% de lodo e 33% de serragem; T4: proporção de 55% de lodo e 45% de serragem e T5: proporção de 46% de lodo e 54% de serragem) Fonte: Adaptado de Bicalho et al. 2024.

Com a adição de resíduos de serragem foi observado aumento no índice de humificação de 62,25% em relação ao (VMI) para relação 1.625/2.853 e não interferiu nas relações correspondentes a 1.625/2.925 e 1.541/2.924. As razões entre os números de onda obtidas por meio da espectroscopia no FTIR-MIR, relativas a 1.625/2.853, 1.625/2.925 e 1.541/2.924 podem ser associadas à deformação axial da

ligação C=C no anel aromático e à área sobre o pico da banda de absorção, correspondente à deformação axial C-H do grupamento hidrofóbico C-H3 alifático.

Não foram identificadas diferenças entre os tratamentos para a relação a 2.924/1.625, atribuídas à deformação axial C-H do grupamento hidrofóbico C-H3 alifático e à área sobre o pico da banda de absorção correspondente ao C=C de anel aromático.

A adição de serragem no lodo de esgoto propiciou diferenças entre os compostos formulados para a relação 1.421/1.030. A região associada ao pico de absorção em 1.421 cm^{-1} indica o estiramento C-H do grupo hidrofóbico C-H3 alifático, enquanto a área sobre o pico de absorbância em 1.030 cm^{-1} está relacionada ao estiramento C-O do grupo hidrofílico de polissacarídeos (Chiarelotto et al. 2023). Os compostos T3 (33% de serragem) e T4 (45% de serragem) apresentaram altos índices de humificação e não exibiram diferenças entre si, que pode ser atribuída a redução no teor de polissacarídeos. Em contraste, os demais tratamentos demonstraram diferenças estatisticamente significativas entre si em relação a essas características composicionais.

Tabela 6. Índices de humificação dos compostos no final do período de compostagem para os seguintes tratamentos: T1: proporção de 100% de lodo e 0% de serragem; T2: proporção de 86% de lodo e 14% de serragem; T3: proporção de 67% de lodo e 33% de serragem; T4: proporção de 55% de lodo e 45% de serragem e T5: proporção de 46% de lodo e 54% de serragem.

Tratamentos	1.625/2.924	1.625/2.853	1.541/2.924	2.924/1.625	1.421/1.030
	$\text{cm}^{-1}\text{ cm}^{-1}$				
T1	1,963	2,505a	1,678	0,513	0,281c
T2	1,749	2,085b	1,499	0,573	0,314b
T3	1,732	1,993b	1,495	0,579	0,323ab
T4	1,816	2,057b	1,616	0,559	0,341ab
T5	1,661	1,918b	1,433	0,602	0,344a
Média	1,784 ^{ns}	2,111 [¥]	1,544 ^{ns}	0,565 ^{ns}	0,3206 [¥]
CV %	9,420	9,510	11,89	8,390	4,730
VMI	1,219	1,301	0,826	0,802	0,343

Nota: Para cada variável, médias seguidas da mesma letra na horizontal, não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey; ^{ns} = não significativo; [¥] = significativo; CV= coeficiente de variação, VMI = Valores médios da caracterização inicial do lodo de esgoto, relação entre números de onda 1.625/2.924; 1.625/2.853; 1.541/2.924, 2.941/1.625 e 1.541/1.030. Fonte: Adaptado de Bicalho et al. 2024.

Resultado semelhante foi encontrado no NIR, que apresentou perfil espectral similar entre amostras analisadas, diferindo-se na intensidade de absorção dos compostos nas faixas de comprimento de onda de 1300 a 1400 nm onde são

observadas bandas de ressonância de ligações O–H, 1700 a 2000 nm, são encontrados lipídios atribuídos ao primeiro grupo harmônico do trecho C–H e ao grupo C–H₂ e 2000 a 2400 nm região atribuída às ligações C-H associados às proteínas (Boukir et al. 2019).

Análise de correlação canônica aplicada aos atributos químicos e números de onda obtidos pelo FTIR-MIR

Um total de cinco pares de variáveis canônicas foram gerados. Contudo, foi verificado pelo teste de Lambda de Wilks ($\alpha = 5\%$) que somente a primeira correlação canônica (CC1; $R_c = 0,9835$; $R_c^2 = 0,9673$) foi significativa e explica 82,02% da variação total dos dados no conjunto avaliado.

Os valores das correlações de Pearson das cargas canônicas e cargas canônicas cruzadas para o primeiro par de variáveis foram realizados (Tabela 7). De acordo com Padovani (2014) ao nível de significância de 5%, as correlações de Pearson acima de 0,396 são significativas, considerando a amostra com 25 avaliações, como é o caso desta avaliação (destacado em negrito na Tabela 7).

As variáveis que apresentaram maior influência para a formação da primeira correlação canônica do grupo de variáveis físico-químicas (CC1-VQF) foram N (0,792), carbono da fração de ácido fúlvico (0,406), carbono da fração humina (-0,948), COT (-0,936), relação EA/HUM (0,817), pH (0,903), relação C/N (-0,892) e carbono lábil (-0,557) (Tabela 7).

Similarmente, é possível destacar que a formação de variável número de onda (CC1-VNO) esteve diretamente correlacionada com o comprimento de onda 1625 e 913 cm⁻¹. Isso indica que, quanto maior for o valor do escore da primeira correlação canônica do grupo de variáveis CC1-VNO maior a absorbância correspondente ao comprimento de onda 1625 e 913 cm⁻¹ (Tabela 7).

Tabela 7. Valores das cargas canônicas e cargas canônicas cruzadas para o primeiro par de variável canônica (CC1)

Variáveis Físico-Químicas	Carga Canônica	Variável Comprimento de Onda	Carga Canônica
N	0,792	3694	-0,270
C- fração ácido humico	-0,130	3396	0,237
C- fração ácido fulvico	0,406	1625	0,543
C- fração humica	-0,948	1226	-0,322
COT	-0,936	913	0,744
FAH/FAF	-0,270	-	-
EA	0,259	-	-
EA/HUM	0,817	-	-
pH	0,903	-	-
C/N	-0,892	-	-
CTC	-0,148	-	-
C.Lábil	-0,557	-	-

*Valores em negrito representam os valores da correlação de Pearson que foram significativos ao nível de 5% de significância. AH = Fração C de ácido húmico; AF = Fração de C de ácido fúlvico; HUM = Fração de C da humina. Fonte: Adaptado de Bicalho et al. 2024.

Com base na análise do gráfico de dispersão do primeiro par de variáveis canônicas (CC1-VFQ x CC1-VNO), observa-se correlação positiva nos tratamentos localizados à direita e na porção superior do gráfico (Figura 4). Esses tratamentos evidenciam maiores valores de N, carbono da fração de ácido fúlvico (AF), relação EA/HUM, pH, comprimento de onda 1625 e 913 cm^{-1} . Em contrapartida, apresentam menores valores de carbono da fração humina (HUM), COT, relação C/N e carbono lábil.

Os comprimentos de onda 1625 e 913 nm permitiram a distinção entre tratamentos com maiores valores de nitrogênio (N), carbono da fração de ácidos fúlvicos (AF), relação entre extrato ácido e humina (EA/HUM) e pH. Essa diferenciação é observada na separação dos pontos correspondentes aos tratamentos T1 (100% lodo de esgoto) e T2 (86% lodo e 14% serragem). Para os tratamentos T4 e T5, que apresentaram menores teores de N, AF, EA/HUM e pH, e maiores concentrações de carbono da fração humina (HUM), carbono orgânico total (COT), relação C/N e carbono lábil, não foram identificados comprimentos de onda capazes de promover separação entre os tratamentos, evidenciada pela sobreposição dos pontos na Figura 4.

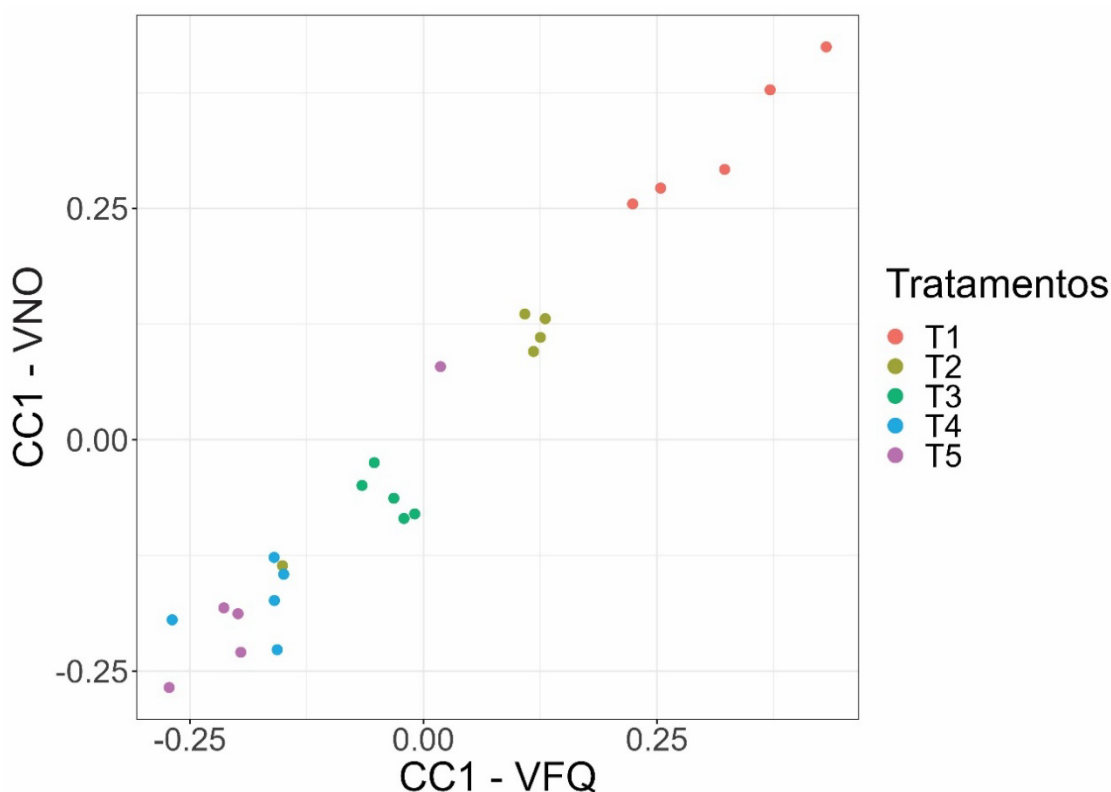


Figura 4 - Gráfico de dispersão das correlações do primeiro par de variáveis canônicas do grupo de variáveis físico-químicas e variável número de onda (CC1-VFQ x CC1-VNO), com a distinção entre os tratamentos. T1: proporção de 100% de lodo e 0% de serragem; T2: proporção de 86% de lodo e 14% de serragem; T3: proporção de 67% de lodo e 33% de serragem; T4: proporção de 55% de lodo e 45% de serragem e T5: proporção de 46% de lodo e 54% de serragem. Fonte: Adaptado de Bicalho et al., 2024.

Discussão

Atributos químicos dos compostos de lodo e serragem

O aumento da proporção de serragem no lodo de esgoto resultou em alterações significativas na constituição do composto. Isso incluiu um aumento no teor de carbono orgânico e na relação C/N, redução no pH e nos teores de nitrogênio e fósforo. Por outro lado, os teores de Ca, Mg, K, e S não foram afetados. Essas alterações podem ser atribuídas à riqueza da serragem em carbono orgânico e à liberação de ácidos orgânicos durante a decomposição desse material, resultando em modificações na composição do composto (Yin et al. 2021).

O processo de compostagem e a adição de proporções crescentes do resíduo de serragem reduziu os teores de N em 30%, atingindo média de 19,25 g kg⁻¹ ao final do período de avaliação (Tabela 3). A redução na concentração de N pode ser

atribuída ao menor teor de nitrogênio no resíduo de serragem (Tabela 2) e às perdas de N devido à volatilização da amônia durante a decomposição do lodo de esgoto (Cardoso et al. 2022). Vale ressaltar que a perda de N não prejudica a viabilidade do seu uso final, pois a concentração média de $19,25 \text{ g kg}^{-1}$, é considerada elevada, quando comparado a concentração mínima de N (5 g kg^{-1}) exigida pela IN-MAPA nº 61/2020 (Brasil 2020a) para adubo orgânico. Teores considerados elevados para N também foram relatados em outros substratos orgânicos compostados, como esterco bovino com palha de trigo, com 21 g kg^{-1} de N (Wang et al. 2019) e $20,5 \text{ g kg}^{-1}$ de N em esterco suíno com palha de milho (Li et al. 2018). Logo, o decréscimo na quantidade de N ocasionado pela adição da serragem ao lodo não atrapalha seu rendimento final e esta combinação é fonte alternativa de N para a agricultura.

A adição de proporções crescentes de serragem reduziu os teores de fósforo (P) com redução dos teores para todos os compostos formulados ($p > 0,05$). Os tratamentos T4 e T5, com maiores quantidades de serragem, exibiram os menores teores, com redução de 34,48 e 32,08%, respectivamente em comparação ao teor inicial de P lodo de esgoto. Esta redução pode ser atribuída ao menor teor de P nos resíduos de serragem em comparação ao teor no lodo de esgoto, resultado semelhante foi obtido no trabalho de Tessfaw et al. (2020).

A inclusão progressiva de resíduo de serragem no lodo de esgoto influenciou os valores de pH após o processo de compostagem, que se estabilizaram próximos à neutralidade, com médias variando entre 6,06 e 6,61. Esse fenômeno pode ser atribuído à capacidade tampão do húmus, que é produzido durante a fase de maturação da compostagem (Fels et al. 2014). O pH médio obtido no final do processo de compostagem foi adequado, sendo considerado o pH ideal para o composto final preferencialmente na faixa de 5,5–7,0 e 6,5–7,2.

A incorporação de serragem ao lodo de esgoto resultou no aumento da concentração de carbono orgânico total (COT) em todos os compostos, exceto no tratamento T1, composto apenas por lodo. Esse tratamento apresentou redução de 0,99% em relação ao valor inicial, associada à liberação de dióxido de carbono (CO_2) durante a decomposição da matéria orgânica (Meng et al. 2021). A concentração média de COT obtida ao final da compostagem foi de $354,67 \text{ g kg}^{-1}$, superior ao limite mínimo ($150,0 \text{ g kg}^{-1}$) estabelecido pela Instrução Normativa 61/2020, para a comercialização do fertilizante como adubo orgânico (Brasil, 2020a).

A fração de carbono de ácido húmico (AH) apresentou maior teor no tratamento T2 diferente significativamente do tratamento T5, que apresentou menor quantidade de C na fração AH (Tabela 04). Essa maior concentração de AH condiz com sua natureza mais estável, que geralmente resulta em maiores quantidades dessa fração (Freitas et al. 2020). Em contrapartida, a fração de carbono de ácidos fúlvicos (AF) é mais lábil e suscetível a alterações, caracterizada por menor peso molecular, maior quantidade de grupamentos carboxílicos, maior teor de oxigênio e menor de carbono. No entanto, neste estudo, não foram observadas diferenças significativas entre os tratamentos para a fração de carbono referente ao AF.

Dentre as frações húmicas presentes na matéria orgânica do composto, obteve-se maior proporção de carbono na fração humina (HUM) (variando de 281,82 g kg⁻¹ a 410,27 g kg⁻¹) (Tabela 4), corroborando com outros estudos realizados (Freitas et al. 2020; Almeida et al. 2021; Frazão et al. 2021), seguido das frações de carbono de ácidos húmicos (AH) e fúlvicos (AF) (Tabela 4). A fração HUM compreende compostos de maior peso molecular, menor número de grupamentos carboxílicos e maior de grupamentos nitrogenados, o que confere maior estabilidade e tempo de permanência do carbono no solo (Guo et al. 2019).

A fração de carbono de ácido húmico (AH) apresentou maior teor no tratamento T2 divergindo significativamente do tratamento T5, que apresentou menor quantidade de C na fração AH (Tabela 4). Essa maior concentração de AH condiz com sua natureza mais estável, que geralmente resulta em maiores quantidades dessa fração (Freitas et al. 2020). Em contrapartida, a fração de carbono de ácidos fúlvicos (AF) é mais lábil e suscetível a alterações, caracterizada por menor peso molecular, maior quantidade de grupamentos carboxílicos, maior teor de oxigênio e menor de carbono. No entanto, neste estudo, não foram observadas diferenças significativas entre os tratamentos para a fração de carbono referente ao AF.

A fração de carbono de ácido húmico (AH) apresentou maior teor no tratamento T2 diferente significativamente do tratamento T5, que apresentou menor quantidade de C na fração AH (Tabela 04). Essa maior concentração de AH condiz com sua natureza mais estável, que geralmente resulta em maiores quantidades dessa fração (Freitas et al. 2020). Em contrapartida, a fração de carbono de ácidos fúlvicos (AF) é mais lábil e suscetível a alterações, caracterizada por menor peso molecular, maior quantidade de grupamentos carboxílicos, maior teor de oxigênio e menor de carbono.

No entanto, neste estudo, não foram observadas diferenças significativas entre os tratamentos para a fração de carbono referente ao AF.

A relação EA/HUM variou entre 0,100 e 0,158 (Tabela 4) para todos os tratamentos avaliados e pode ser atribuído ao predomínio da fração humina em relação aos AF e AH, resultado semelhante foi encontrado no trabalho de Frazão et al. (2021). Valores inferiores a unidade (1) indicam estabilidade da matéria orgânica devido o predomínio de humina (Santos et al. 2019; Frazão et al. 2021).

O teor de nitrogênio orgânico na compostagem é maior no início do processo, e em contrapartida, os teores de $N-NO_3^-$ e $N-NH_4^+$ são menores (Tabela 4). Durante o processo de compostagem, o nitrogênio orgânico foi gradualmente convertido em formas inorgânicas, e formas inorgânicas de nitrogênio (amônio e nitrato) também foram perdidas por processos de desnitrificação, reduzindo o teor final de nitrogênio no composto. O nitrogênio orgânico foi gradualmente convertido em nitrogênio inorgânico, o nitrogênio amoniacal transformado em amônia e N_2O e outros gases. A relação entre os teores de NH_4^+/NO_3^- é utilizada para calcular o índice de nitrificação, que representa a maturação do composto orgânico. Índice de nitrificação inferior a 0,5 indica que o composto atingiu a maturidade total; entre 0,5 e 3, atingiu a maturidade; e maior que 3, que o composto não está maduro (Meng et al. 2021; Cardoso et al. 2022). No presente estudo, o índice de nitrificação do lodo de esgoto utilizado foi de 1,36 (Tabela 4). Esse valor sugere que a matéria orgânica presente no lodo não estava totalmente maturada. Porém, ao final do processo de compostagem, a média do índice de nitrificação foi de 0,220, indicando que os compostos atingiram a maturidade total ao final do processo.

Teores de Na e metais pesados

A compostagem com distintas proporções de lodo de esgoto e serragem não influenciaram nos teores dos metais Fe, Zn, Cu, Mn, Ni e Pb, mas resultou em redução dos teores médios de Na, Ba e Cr (Tabela 5). Os teores de Na após o processo de compostagem foram reduzidos em todos os tratamentos nos quais os resíduos de serragem foram adicionados, enquanto o tratamento (T1), que contém somente lodo de esgoto, foi observado aumento (Tabela 5). O teor ótimo de Na no solo pode afetar o curso adequado dos processos realizados pelos microrganismos do solo e estimular o desenvolvimento das plantas. A alta concentração de Na afeta a salinidade do solo e os níveis de absorção de água pelas plantas (Bozym et al. 2018).

As concentrações de Ba e Cr na mistura bruta compostada reduziram significativamente para todos os tratamentos estudados (Tabela 5). Essa diminuição pode ser resultado da compostagem e baixo teor de metais no resíduo de serragem. O processo de compostagem demonstrou reduzir a disponibilidade de metais pesados no lodo de esgoto (Lin et al. 2022). Após a incorporação do resíduo estrutural ao lodo de esgoto, inicia-se um processo de diluição que favorece a estabilização dos metais pesados, os quais se ligam às substâncias húmicas ao longo do ciclo de compostagem (Xu et al. 2022). A utilização do lodo de esgoto na agricultura oferece vantagens como o aumento da produtividade agrícola e a diminuição da contaminação do solo por metais pesados (Moretti et al. 2016; Zhang et al. 2018).

Além disso, as concentrações dos metais pesados antes e após a compostagem estiveram abaixo do limite máximo permitido pela Resolução do CONAMA nº 498/2020 (Brasil, 2020 b) para Ba (1.300 mg kg^{-1}), Cu (1.500 mg kg^{-1}), Cr (1.000 mg kg^{-1}), Ni (420 mg kg^{-1}), Zn (2.800 mg kg^{-1}) e Pb (300 mg kg^{-1}) em lodo de esgoto de alta qualidade e classificados como Classe 1. Esses valores também ficaram abaixo da concentração máxima estabelecida pela Comunidade Européia (EEC, 1986) e Agência de Proteção Ambiental dos EUA (USEPA, 1994).

Características de espectro obtidos com FTIR-NIR e FTIR-MIR

As variações espectrais identificadas no infravermelho médio (MIR), observadas nos tratamentos após a compostagem, podem estar relacionadas com a adição crescente de resíduo de serragem ao lodo de esgoto. Esse acréscimo parece potencializar a absorção de grupos químicos presentes nas amostras, notadamente na faixa de $1600 \text{ a } 700 \text{ cm}^{-1}$, reconhecida como a região de impressão digital da amostra. Nessa faixa, identificam-se ligações C=O associadas à carbonila de éster, N-H, C=C de alcenos ou anel aromático, C-O e OH provenientes de compostos minerais do lodo de esgoto.

Adicionalmente, entre $3600 \text{ e } 3000 \text{ cm}^{-1}$, são evidenciados grupos hidroxila ligados a hidrogênio, característicos de ácidos carboxílicos, álcoois e fenóis, bem como grupos associados a celulose, hemicelulose, lignina e outros polissacarídeos. Nota-se que tais grupos são compostos presentes naturalmente em resíduos de serragem, conforme corroborado por Marechal et al. (2000) e Biyada et al. (2020).

Na análise do espectro de infravermelho médio (MIR), observou-se a sobreposição nas faixas espectrais de $3000\text{-}2800\text{ cm}^{-1}$ e 3400 cm^{-1} em todos os compostos formulados (Figura 3.A). A região espectral de $3000\text{-}2800\text{ cm}^{-1}$ indica a presença de grupos alifáticos, como metil e metilenos (Kong et al. 2018). Esses grupos alifáticos podem ser encontrados em cadeias carbônicas de compostos orgânicos mais complexos formados durante a humificação da matéria orgânica (Li et al. 2017). A região de 3400 cm^{-1} geralmente está associada à presença de grupos hidroxila (OH), que podem estar presentes em compostos orgânicos mais complexos formados durante a humificação da matéria orgânica.

O espectro de infravermelho médio (MIR) apresentou informações significativas sobre a humificação da matéria orgânica nos diferentes tratamentos (Figura A). O tratamento (T1), formulado somente com lodo de esgoto, obteve picos intensos na região de $1700\text{-}1600\text{ cm}^{-1}$ que sugerem a presença de compostos altamente humificados, como ácidos húmicos e fúlvicos, que são indicativos de uma decomposição avançada (El Ouaquoudi et al. 2015). Além disso, picos intensos na região de $1500\text{-}1400\text{ cm}^{-1}$ indicam maior quantidade de carbono aromático na amostra, pois reflete maior complexidade estrutural e elevados grau de humificação (Bhat et al. 2017). Na faixa de $1200\text{-}1000\text{ cm}^{-1}$, picos mais intensos no tratamento (T1) associam-se a grupos C-O e C-H, o que sugere maior humificação (Hussain et al. 2016). Em contraste, nos demais tratamentos que incluíram serragem (T2, T3, T4 e T5), os picos são menos intensos e se sobrepõem, sugerindo menor humificação e maior similaridade entre esses tratamentos. Em resumo, a análise do MIR destacou o tratamento T1 como apresentando uma decomposição mais avançada e uma estrutura mais complexa, enquanto os tratamentos com serragem indicaram menor humificação e maior homogeneidade.

Já os espectros obtidos no NIR mostraram alguns picos com sobreposições que podem dificultar a diferenciação visual (Figura B). Isso provavelmente é efeito da maior complexidade na composição química do lodo que apresentam em sua composição carboidratos, proteínas e lipídeos em relação a resíduo de serralheria, composto majoritariamente por celulose, hemicelulose e lignina.

As alterações ocorridas nas estruturas durante a compostagem foram acompanhadas dos índices de humificação (Tabela 6). O FTIR-MIR apresentou um aumento da relação $1.625/2.853$ em todos os compostos formulados quando comparado ao VMI, o que pode ser atribuído ao aumento da aromaticidade, da

concentração de carboxilatos e da redução de polissacarídeos (Chiarelotto et al. 2023). O tratamento T1 apresentou maior índice de humificação e diferiu dos demais tratamentos que foram semelhantes entre si, esses resultados indicaram que o tratamento T1, formulado apenas com lodo de esgoto, passou por um processo mais avançado de compostagem, resultando em maior aromatização e enriquecimento de componentes mais oxidados e nitrogenados. Isso indica uma diminuição de materiais alifáticos, classe de proteínas e carboidratos e o enriquecimento dos componentes mais oxidados, aromáticos e nitrogenados da matéria orgânica durante a compostagem (Li et al. 2017). A presença de serragem nos tratamentos parece influenciar na resistência ao processo de humificação.

A adição de serragem no lodo de esgoto resultou em aumentos progressivos nos índices de humificação, referentes à relação 1.421/1.030. Este aumento sugere que a presença de serragem dificultou o processo de humificação. A relação 1.421/1.030 atribuída aos grupamentos $-CH_3$ em cadeias alquílicas são mais recalcitrantes, enquanto os grupamentos C-O de polissacarídeos são mais susceptíveis à oxidação. Dessa forma, quanto maior o índice de humificação de uma molécula orgânica, maior deverá ser sua resistência a degradação (El Fels et al. 2014). O tratamento T1, somente com lodo de esgoto, apresentou uma menor relação e diferiu dos demais tratamentos, o que indica uma menor concentração de C-alifático e menor hidrofobicidade do composto analisado (Liu et al. 2020).

Resultado semelhante foi encontrado no NIR, que apresentou perfil espectral similar entre amostras analisadas, diferindo-se na intensidade de absorção dos compostos nas faixas de comprimento de onda de 1300 a 1400 nm onde são observadas bandas de ressonância de ligações O-H, 1700 a 2000 nm, são encontrados lipídios atribuídos ao primeiro grupo harmônico do trecho C-H e ao grupo C-H₂ e 2000 a 2400 nm região atribuída às ligações C-H associados às proteínas (Boukir et al. 2019).

Os resultados do FTIR-MIR e NIR confirmaram e complementaram os resultados anteriores de que o processo de compostagem causou o desaparecimento de compostos facilmente biodegradáveis e aumentou de compostos aromáticos (Chiarelotto et al. 2023). Resultados semelhantes foram observados em compostagem de resíduos de tamareira (El Ouaquoudi et al. 2015), na estabilização de resíduos animais e moagem de azeitona (Makni et al. 2010), em utilizando resíduos

de árvores, frutas e vegetais (Mandpe et al. 2021) e na compostagem de resíduos de cabra e resíduos de palma (Abid et al. 2020).

Análise de correlação canônica aplicada aos atributos químicos e números de onda obtidos pelo FTIR-MIR

O grupo de variáveis físico-químicas (CC1-VFQ) exibe uma correlação positiva com nitrogênio (N), fração de ácido fúlvico (AF), relação EA/HUM e pH, indicando que maiores valores dessas variáveis correspondem a escores mais elevadas em CC1-VFQ. Contrariamente, há uma correlação negativa com HUM, COT, relação C/N e carbono lábil, indicando que valores mais baixos dessas variáveis estão relacionados a escores mais altos de CC1-VFQ. Essa relação inversamente proporcional é resultado da adição do resíduo de serragem na compostagem do lodo de esgoto, onde maiores teores de N indicam proporções mais elevadas de lodo de esgoto, enquanto maiores teores de COT indicam maiores proporções de resíduos de serragem (Lamastra et al. 2018). Esses resultados sugerem uma conexão direta entre a formação de CC1-VFQ e a adição de serragem ao lodo de esgoto, ocasionando um aumento do teor de carbono e, conseqüente, melhora da fertilidade do solo.

Além disso, o tratamento T1 constituído exclusivamente por lodo de esgoto exibiu elevados valores de nitrogênio, pH, carbono da fração de ácido fúlvico (AF) e relação das frações de ácidos húmicos com fração de ácido fúlvico (AH+AF) indicando a sua capacidade intrínseca em fornecer nutrientes nitrogenados. Enquanto os tratamentos T2, T3, T4 e T5, que teve adição de serragem, houve diminuição do nitrogênio e do pH atributo relacionado a emissão de amônia durante o processo compostagem (Li e Li, 2015).

Em relação ao gráfico de dispersão dos valores de correlação do primeiro par de variáveis canônicas, em relação às variáveis físico-químicas e variáveis número de onda (CC1-VFQ x CC1-VNO), o tratamento T1, constituído somente de lodo de esgoto, apresentou maiores valores de N, fração de carbono de ácido fulvico (AF), relação EA/HUM, pH, comprimento de onda 1625 e 913 cm^{-1} , bem como menores valores de COT, relação C/N, fração de carbono da humina e carbono lábil (Figura 5). A relação de CC1-VFQ x CC1-VNO demonstrou que os comprimentos de onda 1625 e 913 cm^{-1} são capazes de distinguir o lodo de esgoto isolado dos demais tratamentos que tiveram adição de serragem. Contudo, quando os valores de N, fração de ácidos fúlvicos (AF), relação EA/HUM e pH foram menores e os valores de carbono da fração

humina, COT, relação C/N e carbono lábil foram maiores e não houve comprimento de onda capaz de individualizar os tratamentos, fato que pode ser verificado na sobreposição dos tratamentos T4 e T5 (Figura 5).

O primeiro par de variável canônica do grupo de variáveis físico-química (CC1-VFQ) confirmou os resultados obtidos através das bandas de absorção no espectro, obtidas na análise espectroscópica no Infravermelho Médio (MIR) (Figura 4A) e relações entre os comprimentos de onda (Tabela 5). O tratamento T1 correlacionou-se positivamente com o número de onda 1625 cm^{-1} que está associado a ligações C=C em anéis aromáticos, indicando maior grau de aromatização (Chiarelotto et al. 2020). E com o número de onda 913 cm^{-1} associado à deformação angular da ligação C-H em alceno. Especificamente, pode indicar a presença de alcenos terminais, onde o grupo CH_2 ou CH_3 está adjacente à ligação dupla C=C. Dessa forma pode-se afirmar que o tratamento somente com lodo de esgoto obteve maior humificação quando comparado aos demais tratamentos.

Conclusões

A adição de resíduo lignocelulósico na compostagem do lodo de esgoto propiciou um aumento nos teores de COT e relação C/N, redução do pH e nos teores de P, N, Na, Ba e Cr e não interferiu nos teores de K, Ca, Mg, S, CTC, carbono lábil e metais Fe, Zn, Cu, Mn, Ni e Pb. A avaliação das frações húmicas da matéria orgânica revelou que a fração humina foi responsável pela estocagem majoritária do carbono no composto, demonstrando a estabilidade da matéria orgânica presente em todos os compostos formulados. A média do índice de nitrificação foi de 0,220, ao final do processo de compostagem, o que sugere alta maturação do lodo de esgoto compostado. Além disso, as análises espectroscópica FTIR-MIR e multivariada CCA mostraram que o incremento de serragem teve impacto significativo na redução do processo de humificação durante a compostagem, com aumento substancial no teor de carbono aromático. Notadamente, o composto exclusivamente de lodo de esgoto demonstrou maior propensão à humificação em comparação com os demais tratamentos. Portanto, a utilização de resíduo de serragem na compostagem de lodo de esgoto é alternativa viável e eficiente para a produção de fertilizantes orgânicos de alta qualidade, contribuindo para a redução do impacto ambiental causado pelo descarte inadequado do lodo de esgoto e pela utilização excessiva de fertilizantes minerais.

Referências

Abid W, Mahmoud IB, Masmoudi S, Triki MA, Mounier S, Ammar E (2020) Physico-chemical and spectroscopic quality assessment of compost from date palm (*Phoenix dactylifera* L.) waste valorization. Journal of Environ. Manag 264: 110–492. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110492>

Ajmal M, Shi A, Awais M, Mengqi Z, Zihao X, Shabbir A, Faheem M, Wei Wei W, Ye L (2021) Ultra-high temperature aerobic fermentation pretreatment composting: Parameters optimization, mechanisms, and compost quality assessment. Journ. of Environ Chemic Engin 9:105453. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.105453>.

Alcarde JC (2009) Manual de análise de fertilizantes. Piracicaba, FEALQ.

Arnhold E (2013) Package in the R environment for analysis of variance and complementary analyses.

Braz J Vet Res Anim Sci 50:488-492. <https://doi.org/10.11606/issn.1678-4456.v50i6p488-492>

Awasthi MK, Duan Y, Liu T, Awasthi SK, Zhang Z (2020) Relevance of biochar to influence the bacterial succession during pig manure composting. Bioresour Technol 304:122962. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.122962>

Bicalho SF, Pegoraro RF, Almeida Neta MN, Barroso AMF, França LO, Santos LS, Silva RR, Rodrigues MN, Sampaio RA, Viana LB (2024) Biochemical changes, metal content, and spectroscopic analysis in sewage sludge composted with lignocellulosic residue using FTIR-MIR and FTIR-NIR. Environmental Science and Pollution Research, 31(24), 35727-35743. <https://doi.org/10.1007/s11356-024-33652-9>

Biyada S, Merzouki M, Elkarrach K, Benlemlih M (2020) Spectroscopic characterization of organic matter transformation during composting of textile solid waste using UV–Visible spectroscopy, Infrared spectroscopy and X-ray diffraction (XRD). Microchem J 159:105314. <https://doi.org/10.1016/j.microc.2020.105314>

Bhat SA, Singh J, Vig AP (2017) Instrumental characterization of organic wastes for evaluation of vermicompost maturity. J Anal Sci Technol 8:1-12. <https://doi.org/10.1186/s40543-017-0112-2>

Boukir A, Mehyaoui I, Fellak S, Asia L, Doumenq P (2019) The effect of the natural degradation process on the cellulose structure of Moroccan hardwood fiber: a survey on spectroscopy and structural properties. Mediterr J Chem 8:179–190. <http://dx.doi.org/10.13171/mjc8319050801ab>

Bozym M, Siemiątkowski G (2018) Characterization of composted sewage sludge during the maturation process: a pilot scale study. Environ Sci Pollut Res 25:34332-34342. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-3335-x>

Brazil (2020a) Normative Instruction No. 61, dated July 8, 2020. Establishes rules on definitions, requirements, specifications, guarantees, tolerances, registration,

packaging, and labeling of organic fertilizers and biofertilizers, intended for agriculture. DOU, 15/07/2020, Section 1.

Brazil (2020b) Resolution No. 498, dated August 19, 2020. Establishes criteria and procedures for the production and application of biosolids in soils and provides other measures. Official Gazette of the Union (DOU), August 21, 2020, Section 1, p. 265.
Cardoso PHS, Gonçalves PWB, Alves GO, Pegoraro RF, Fernandes LA, Frazão LA, Sampaio RA (2022) Improving the quality of organic compost of sewage sludge using grass cultivation followed by composting. *J Environ Manag* 314:115076. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115076>.

Coser TR, Figueiredo CC, Jovanovic B, Moreira TN, Leite GG, Cabral Filho SLS, Kato E, Malaquias JV, Marchão RL (2018) Short-term buildup of carbon from a low-productivity pastureland to an Agri silviculture system in the Brazilian savannah. *Agric Syst* 166:184-195. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2018.01.030>.

Chiarelotto M, Damaceno FM, Restrepo JCPS, Lorin HEF, Tonial LMS, Costa LAM, Costa SSM (2023) Urban tree pruning and agro-industrial residues in composting: application of multivariate analysis (PCA) and Fourier transform infrared spectroscopy (FTIR). *Environ Dev Sustain*. <https://doi.org/10.1007/s10668-023-03721-z>

Costa LAM, Costa MSSM, Damaceno FM, Chiarelotto M, Bofinger J, Gazzola W (2021) Bioaugmentation as a strategy to improve the compost quality in the composting process of agro-industrial wastes. *Environ Technol Inno* 22:101–478. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2021.101478>

Costa MSSM, Bernardi FH, Costa LA de M, Pereira DC, Lorin HEF, Rozatti MAT, Carneiro LJ (2017) Composting as a cleaner strategy to broiler agro-industrial wastes: Selecting carbon source to optimize the process and improve the quality of the final compost. *J Cleaner Prod* 142:2084–2092. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.11.075>

El Fels L, Zamama M, Asli AE, Hafidi M (2014) Assessment of biotransformation of organic matter during co-composting of sewage sludge-lignocelulosic waste by chemical, FTIR analyses, and phytotoxicity tests. *Int Biodeterior Biodegrad* 87:128-137. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2013.09.024>.

El Ouaquoudi FZ, El Fels, Lemee L, Ambles A, Hafidi M (2015) Evaluation of lignocelluloses compost stability and maturity using spectroscopic (FTIR) and thermal (TGA/TDA) analysis. *Ecol Eng* 75:217-222. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.12.004>.

El Ouaquoudi FZ, El Fels L, Winterton P, Lemée L, Amblès A, Hafidi M (2014) Study of humic acids during composting of ligno-cellulose waste by infra-red spectroscopic and thermogravimetric/thermal differential analysis. *Compost Science & Utilization* 22:188–198. <https://doi.org/10.1080/1065657X.2014.910148>

EEC (European Economic Community), 1986. On the protection of the environment, and in particular of the soil, when sewage sludge is used in agriculture. Council Directive 86/278.

<https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/f76faa39-2b27-42f2-be1e-9332f795e324/language-en1986>. Accessed 10 Jun 2023).

Fels LE, Zamama M, Asli AE, Hafidi M (2014) Assessment of biotransformation of organic matter during co-composting of sewage sludge-lignocelulosic waste by chemical, ftir analyses, and phytotoxicity tests. *International Biodeterioration & Biodegradation* 87:128-137. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2013.09.024>

Frazão LA, Cardoso PHS, Neta Almeida MN, Mota MFC, Almeida LELIS, Ribeiro JM, Bicalho TF (2021) Carbon and nitrogen stocks and organic matter fractions in the topsoil of traditional and agrisilvicultural systems in the Southwest of Brazil. *Soil Res* 59:794-805. <https://doi.org/10.1071/SR20150>

Friendly M, Fox J (2021) candisc: Visualizing Generalized Canonical Discriminant and Canonical Correlation Analysis. <https://cran.r-project.org/web/packages/candisc/index.html>. Accessed 02 dez 2023

Fuentes M, Baigorri R, Garcia-Mina JM (2020) Maturation in composting process, an incipient humification-like step as multivariate statistical analysis of spectroscopic data shows. *Environ Res* 189: 109-981. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109981>.

Gonçalves PWB, Cardoso PHS, Alves GO, Sampaio RA, Azevedo AM, Pegoraro RF (2021) Carbon and nitrogen mineralization and macronutrient recovery in soils amended with sewage sludge. *Arab J Geosci* 14:2551. <https://doi.org/10.1007/s12517-021-08886-3>

González D, Colón J, Gabriel D, Sánchez A (2019) The effect of the composting time on the gaseous emissions and the compost stability in a full-scale sewage sludge composting plant. *Sci. Total Environ* 654:311-323. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.081>

Guo X, Liu H, Wu S (2019) Humic substances developed during organic waste composting: Formation mechanisms, structural properties, and agronomic functions. *Sci. Total Environ.* 662:501-510. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.137>

Guo Y, Rene ER, Wang J, Ma W (2020) Biodegradation of polyaromatic hydrocarbons and the influence of environmental factors during the co-composting of sewage sludge and green forest waste. *Bioresour Technol* 297:122434. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122434>

INMET - Instituto Nacional de Meteorologia (2023) BDMEP: Database of historical records. Available at: <http://www.inmet.gov.br/portal/> >. Accessed 1st August, 2023.

Kebibèche H, Khelil O, Kacem M, Harche MK (2019) Addition of wood sawdust during the co-composting of sewage sludge and wheat straw influences seeds germination. *Ecotoxicol Environ Saf* 168:423-430. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.10.075>

- Kong Z, Wang X, Liu Q, Li T, Chen X, Chai L, Liu D, Shen Q (2018) Evolution of various fractions during the windrow composting of chicken manure with rice chaff. *J Environ Manag* 207:366-377. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.11.023>
- Kominko H, Gorazda K, Wzorek Z (2021) Formulation and evaluation of organo-mineral fertilizers based on sewage sludge optimized for maize and sunflower crops. *Waste Manag* 136:57-66. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.09.040>
- Kuroda K, Katahira T, Yamada M, Uezono I, Nakamura N, Yamaguchi N, Yamauchi M (2023) Co-composting of sewage sludge with plant biomass, and analysis of microbiome relevant to plant growth promotion. *Bioresour. Technol. Rep.* 22:101401. <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2023.101401>
- Lamastra L, Suciú NA, Trevisan M (2018) Sewage sludge for sustainable agriculture: contaminants' contents and potential use as fertilizer. *Chem Biol Technol Agric* 5:10. <https://doi.org/10.1186/s40538-018-0122-3>
- Li Q, Lu Y, Guo X, Shan G, Huang J (2017) Properties and evolution of dissolved organic matter during co-composting of dairy manure and Chinese herbal residues. *Environ Sci Pollut Res* 24:8629-8636. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-8540-5>
- Li Y, Luo W, Li G, Wang K, Gong X (2018) Performance of phosphogypsum and calcium magnesium phosphate fertilizer for nitrogen conservation in pig manure composting. *Bioresour Technol* 250:53-59. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.07.172>
- Li L, Guo X, Zhao T, Li T (2021) Green waste composting with bean dregs, tea residue, and biochar: Effects on organic matter degradation, humification and compost maturity. *Environ Technol Inno* 24:10188. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2021.101887>
- Liu X, Hou X, Li Z, Yu Z, Tang J, Wang Y, Zhou S (2020) Hyperthermophilic composting of sewage sludge accelerates humic acid formation: Elemental and spectroscopic evidence. *Waste Manag* 103:342-351. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.12.053>
- Lin L, Ajay S, Keener H, Li Y (2019) Techno-economic analyses of solid-state anaerobic digestion and composting of yard trimmings. *Waste Manag* 405:416. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.12.037>
- Lorin HEF, Costa MSSM, Costa LAM, Pereira, DC, Carneiro LJ (2016). Stabilization of confined beef cattle manure: Characteristics of produced fertilizers. *Engenharia Agrícola* 36:877–885. <https://doi.org/10.1590/1809-4430-Eng.Agric.v36n5p877-885/2016>
- Makni HLA, Khedher MB, Bakhrouf A (2010) Evaluation of the maturity of organic waste composts. *Waste Manag Res* 28:489-495. <https://doi.org/10.1177/0734242X09350786>
- Malavolta E (2006) Manual de nutrição mineral de plantas. São Paulo: Ceres.
- Mande A, Tyagi L, Palia S, Chaudhry S, Morgarei A, Kumar S (2021) Rapid-in-houve composting of organic solid wastes with Fay ash supplementation: Performance

evaluation at termofilia exposures. *Bioresour Technol* 337:125-386. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125386>

Marechal Y, Chanzy H (2000) The hydrogen bond network in I β cellulose as observed by infrared spectrometry. *J Mol Struct* 523:183-196. [https://doi.org/10.1016/S0022-2860\(99\)00389-0](https://doi.org/10.1016/S0022-2860(99)00389-0)

Moretti SM, Bertoncini EI, Vitti AC, Alleoni LR, Abreu-Junior CH (2016) Concentration of Cu, Zn, Cr, Ni, Cd, and Pb in soil, sugarcane leaf and juice: residual effect of sewage sludge and organic compost application. *Environ Monit Assess* 188(3):163. [doi: 10.1007/s10661-016-5170-1](https://doi.org/10.1007/s10661-016-5170-1).

Meng LQ, Li WG, Zhao Y, Zhang SM, Zhang XC (2021) Insights into influences of sucrose amendment on nitrification and denitrification in sewage sludge composting. *Chemosphere* 276:130245. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130245>

Nascimento AL, Souza AJ, Oliveira FC, Coscione AR, Viana DV, Regitano JB (2020) Chemical attributes of sewage sludges: Relationships to sources and treatments, and implications for sludge usage in agriculture. *J Cleaner Prod* 258:120746. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120746>

Onwosi CO, Igbokwe VC, Odimba JN, Eke IE, Nwankwoala MO, Iroh IN, Ezeogu LI (2017) Composting technology in waste stabilization: On the methods, challenges, and prospects. *J Environ Manag* 190:140-157. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.12.051>

Padovani CR (2014). *Delineamento de experimentos*. São Paulo: Cultura Acadêmica.

Qin R, Su C, Mo T, Liao L, Zhu F, Chen Y, Chen M (2021) Effect of excess sludge and food waste feeding ratio on the nutrient fractions, and bacterial and fungal community during aerobic co-composting. *Bioresour Technol* 320:124339. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.124339>

R Core Team (2023) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org>. Accessed 13 nov 2023.

Reyes-Torres M, Oviedo-Ocaña ER, Dominguez I, Komilis D, Sánchez A (2018) A systematic review on the composting of green waste: Feedstock quality and optimization strategies. *Waste Manag* 77:486-499. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.04.037>

Santos UJ, Duda GP, Marques MC, Medeiros E, Lima JRS, Souza ES, Brossad M, Hammecker C (2019) Soil organic carbon fractions and humic substances are affected by land uses of Caatinga forest in Brazil. *Arid Land Res Manag* 33:255-273. <https://doi.org/10.1080/15324982.2018.1555871>

Shang C, Tiessen H (1997) Organic matter lability in a tropical oxisol: evidence from shifting cultivation, chemical oxidation, particle size, density, and magnetic fractionations. *Soil Sci Soc, Am* 61:162:795-807.

https://journals.lww.com/soilsci/abstract/1997/11000/organic_matter_lability_in_a_tropical_oxisol.4.aspx

Swift RS (1996) Organic matter characterization. In Sparks DL, Page AL, Helmke PA, Loeppert RH, Soltanpour PN, Tabatabai MA, Johnston CT, Sumner ME (Eds.), *Methods of soil analysis. Part 3. Chemical methods* (p. 1001-1069). Madison, WI: Soil Science Society of America Books. doi:10.2136/sssabookser5.3.c35.

Tedesco MJ, Gianello C, Bissani CA, Bohnen H, Volkweiss SJ (1995) *Análise de solo, plantas e outros materiais*, second ed. UFRGS (Porto Alegre).

Teixeira PC (2017) *Manual de Métodos de Análise de Solo*. Rio de Janeiro: Embrapa Solos.

Tessfaw ZA, Beyene A, Nebiyu A, Pikoń K, Landrat M (2020) Co-Composting of Khat-Derived Biochar with Municipal Solid Waste: A Sustainable Practice of Waste Management. *Sustainability* 12(24):10668. <https://doi.org/10.3390/su122410668>

USEPA (United States Environmental Protection Agency), 2010. Part 503. Standards for the use or disposal of sewage sludge. In: *Code Federal Regulation: Title 40. Protection of Environment*. <https://www.govinfo.gov/content/pkg/CFR-2010-title40-vol29/xml/CFR-2010-title40-vol29-chap1.xml>. Accessed 23 Jun 2023.

Wang X, Zheng G, Chen T, Shi X, Whang Y, Nie E, Liu J (2019) Effect of phosphate amendments on improving the fertilizer efficiency and reducing the mobility of heavy metals during sewage sludge composting. *J Environ Manag* 235: 124-132. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.01.048>

Wang C, Bi H, Lin H (2020) Co-pyrolysis of sewage sludge and rice husk by TG–FTIR–MS: Pyrolysis behavior, kinetics, and condensable/non-condensable gases characteristics. *Renew Energy* 160:1048-1066. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2020.07.046>.

Wang, H, Yao D, Xu J, Liu X, Sheng L (2021) Investigation of technology for composting mixed deer manure and straw. *Environ Sci Pollut Res* 28: 45805. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-13886-7>

Wang X, Chu Z, Fan T, Liang S, Li G, Zhang JZ (2022) Application of Rice Husk Biochar and Earthworm on biotech Concentration and Speciation of Heavy Metals in Industrial Sludge Treatment. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 19:13463. <https://doi.org/10.3390/ijerph192013463>

Wei Z, Mohamed TA, Zhao L, Zhu Z, Zhao Y, Wu J (2022) Microhabitat drive microbial anabolism to promote carbon sequestration during composting. *Bioresour Technol* 346:126577. <https://doi.org/10.1016/j.j.2021.126577>

Wickham H, Chang W, Henry L, Pedersen TL, Takahashi K, Wilke C, Woo K, Yutani H, Dunnington D (2023) *ggplot2: Create Elegant Data Visualisations Using the Grammar of Graphics*. <https://cran.r-project.org/web/packages/ggplot2/index.html>. Accessed 02 dez 2023

Xu S, Li L, Zhan J, Guo X (2022) Variation and factors on heavy metal speciation during co-composting of rural sewage sludge and typical rural organic solid waste. *Journal Environ Manag* 306:114418. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.114418>.

Yin Z, Zhang L, Li R (2021) Effects of additives on physical, chemical, and microbiological properties during green waste composting. *Bioresour Technol* 340: 125719 <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125719>

Yeomans JC, Bremner JM (1988) A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. *Communications in soil science and plant analysis* 19:1467-1476. <https://doi.org/10.1080/00103628809368027>

Zghari B, Doumenq P, Romane A, Boukir A (2017) GC-MS, FTIR and ¹H, ¹³C NMR structural analysis and identification of phenolic compounds in olive mill wastewater extracted from oued Oussefrou effluent (Beni Mellal-Morocco). *J. Mater. Environ.* 8:4496-4509. <https://doi.org/10.26872/jmes.2017.8.12.475>

Zhang Z, Zhao Y, Wang R, Lu Q, Wu J, Zhang D, Nie Z, Wei Z (2018) Effect of the addition of exogenous precursors on humic substance formation during composting. *Waste Manag* 79:462-471. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.08.025>.

4.2 Artigo 2 – Impacto da adubação organomineral de lodo de esgoto formulado com distintas tecnologias na produção e acúmulo de nutrientes em *Urochloa Brizantha* cv. BRS Paiaguás

Impact of Organomineral Fertilization Using Sewage Sludge Formulated with
Different Technologies on Biomass Production and Nutrient Accumulation in
Urochloa brizantha cv. BRS Paiaguás

Este artigo foi elaborado conforme normas da Journal of Soil Science and Plant Nutrition

Impacto da adubação organomineral de lodo de esgoto formulado com distintas tecnologias na produção e acúmulo de nutrientes em *Urochloa Brizantha* cv. BRS Paiaguás

RESUMO

Este estudo investiga os efeitos da adubação com fertilizantes organominerais à base de lodo de esgoto, formulados com distintas tecnologias, como alternativa à fertilização mineral, na produção de biomassa e acúmulo de nutrientes em *Urochloa brizantha* cv. BRS Paiaguás. O experimento foi conduzido em casa de vegetação durante 120 dias, utilizando delineamento em blocos casualizados com quatro repetições, consistindo em tratamentos com fertilização mineral (NPK), fertilizante organomineral biocarvão granulado (BG), fertilizante organomineral biocarvão em pó (BP), fertilizante organomineral lodo compostado granulado (LG), fertilizante organomineral lodo compostado em pó (LP) e o tratamento sem adubação sem adubação (Test). Aos 120 dias após a semeadura, as adubações utilizando o BG e NPK propiciaram maior produção de matéria seca e acúmulo de Mg e Ca nos cortes de uniformização, não diferindo do tratamento BP para acúmulo de Ca. O tratamento sem adubação não atingiu 40 cm de altura durante o ciclo de cultivo, o que impede a realização de cortes para avaliação da produção de biomassa. A adubação com BG aumentou em 49% o acúmulo de P na parte aérea em comparação ao tratamento NPK. Não houve diferença significativa entre as adubações organominerais e mineral para a matéria seca das raízes, total da planta e acúmulo de Ca. No entanto, BG e NPK apresentaram desempenhos semelhantes no acúmulo total de nitrogênio (N), fósforo (P), magnésio (Mg) e enxofre (S). Além disso, o BG aumentou a capacidade de troca catiônica (CTC) e os teores de matéria orgânica do solo, contribuindo para a redução da acidez potencial ($H^+ + Al^{3+}$) e da toxicidade por alumínio, o que favoreceu a absorção de nutrientes. A tecnologia de granulação do biocarvão à base de lodo de esgoto (BG) apresentou desempenho superior às demais formulações organominerais, destacando-se como uma alternativa promissora e sustentável para a agricultura, com potencial para aumentar a produtividade da *Urochloa brizantha* cv. *Paiaguás* e melhorar a fertilidade de solos tropicais.

Palavras-chave: Fertilização orgânica, biocarvão, compostagem, forrageiras, pirólise, técnicas espectrométricas.

Impact of Organomineral Fertilization Using Sewage Sludge Formulated with Different Technologies on Biomass Production and Nutrient Accumulation in *Urochloa brizantha* cv. BRS Paiguás

ABSTRACT

This study investigates the effects of fertilization with sewage sludge-based organomineral fertilizers, formulated using different technologies, as an alternative to mineral fertilization, on biomass production and nutrient accumulation in *Urochloa brizantha* cv. BRS Paiguás. The experiment was conducted in a greenhouse for 120 days using a randomized block design with four replicates. Treatments included mineral fertilization (NPK), organomineral fertilizer based on granulated biochar derived from composted sewage sludge, powdered biochar, granulated composted sludge, powdered composted sludge, and a control without fertilization. At 120 days after sowing, the granulated biochar and NPK treatments resulted in greater shoot dry matter production and higher accumulation of magnesium (Mg) and calcium (Ca) during the uniformity cut, with no significant difference from powdered biochar in Ca accumulation. The control treatment did not reach 40 cm in height during the crop cycle, making biomass assessment through cutting unfeasible. Fertilization with granulated biochar increased shoot phosphorus (P) accumulation by 49% compared to the NPK treatment. No significant differences were observed between mineral and organomineral fertilization regarding root dry matter, total plant biomass, or Ca accumulation. However, granulated biochar and NPK showed similar performance in total accumulation of nitrogen (N), phosphorus (P), magnesium (Mg), and sulfur (S). Additionally, granulated biochar improved soil cation exchange capacity (CEC) and organic matter content, contributing to the reduction of potential acidity ($H^+ + Al^{3+}$) and aluminum toxicity, thus enhancing nutrient uptake. The use of granulated sewage sludge-derived biochar proved superior to the other organomineral formulations, representing a promising and sustainable alternative for agriculture, with potential to increase *Urochloa brizantha* productivity and improve the fertility of tropical soils.

Keywords: Organic fertilization, biochar, composting, forage grasses, pyrolysis, spectrometric techniques.

Introdução

Os solos de regiões tropicais e subtropicais necessitam da adição de nutrientes provenientes de fontes orgânicas e minerais para a produção de alimentos e energia, sem comprometer sua funcionalidade, saúde ou equilíbrio. A fertilização mineral é utilizada na agricultura para suprir as necessidades nutricionais das plantas e garantir alta produtividade. Entretanto, a produção de fertilizantes minerais depende de recursos não renováveis, cuja extração e processamento são intensivos em energia, geram emissões de gases de efeito estufa e envolve altos custos econômicos (Saleem et al. 2024).

Além dos impactos ambientais e econômicos, o uso excessivo e o manejo inadequado de fertilizantes minerais podem comprometer a sustentabilidade dos sistemas agrícolas (Santolin et al. 2024; Uddin et al. 2025). Entre os principais efeitos negativos estão a lixiviação de nutrientes, a contaminação de corpos d'água, a eutrofização, alterações no pH do solo, formação de crostas superficiais, redução dos níveis de carbono orgânico e a supressão de microrganismos benéficos (Zhou et al. 2025). Esses fatores prejudicam o desenvolvimento das plantas e reduzem a produtividade (Pahalvi et al. 2021).

Nesse cenário, a fertilização organomineral surge como uma alternativa promissora, especialmente para pastagens cultivadas. O cultivo de forrageiras do gênero *Urochloa* se destaca no Brasil entre as demais gramíneas, seja para alimentação animal ou para produção de palhada no sistema de plantio direto. As forrageiras desse gênero são também importantes em toda a região Neotropical, África Subsaariana e Sudeste Asiático (Fuglie et al. 2021). Entre as forrageiras do gênero, *Urochloa brizantha* e seus cultivares representam a maior parte das áreas cultivadas no Brasil (Jank et al. 2014; Silva et al. 2020), com destaque para o capim-paiaguás (*U. Brizantha* cv. BRS Paiaguás), devido à sua maior tolerância a seca e maior qualidade da forragem produzida (Valle et al. 2013; Silva et al. 2020). Ao combinar compostos orgânicos com nutrientes minerais, essa estratégia promove a nutrição das plantas e dos organismos do solo, reduz a dependência de insumos sintéticos e possibilita o reaproveitamento de resíduos agrícolas e urbanos, como serragem e lodo de esgoto, contribuindo para a sustentabilidade ambiental (Ferreira et al. 2023).

Estudos mostram que o uso de fertilizantes organominerais aumenta a produtividade de culturas como soja (Mota et al. 2019), milho (Morais et al. 2023), feijão (Reis et al. 2023), cana-de-açúcar (Crusciol et al. 2020), grão-de-bico (Viana et al. 2025), trigo (Carciochi et al. 2024) e pastagens (Viana et al. 2025; Ferreira et al. 2023). A combinação de bio sólidos e bagaço de cana-de-açúcar, por exemplo, melhorou o desenvolvimento da soja em solos tropicais, maximizando a absorção de nutrientes (Mota et al. 2019). A fertilização organomineral com lodo de esgoto compostado e biocarvão de lodo de esgoto, nas formas de pó ou grânulos, aumentou a fertilidade do solo e melhorou as características de produção do grão-de-bico (Viana et al. 2025).

Nesse sentido, otimizar a produção de alimentos e manter a sustentabilidade edáfica, social e econômica representa o principal desafio da cadeia produtiva do agronegócio mundial. A aplicação de fertilizantes organominerais formulados com biocarvão, lodo de esgoto e resíduos de serragem pode influenciar positivamente o crescimento e desenvolvimento das plantas, fornecendo nutrientes de forma sustentável, com menor risco de contaminação do solo. Esses materiais propiciam efeitos benéficos nas características físicas, químicas e biológicas do solo, elevando o pH a níveis desejáveis e aumentando a capacidade de troca catiônica (CTC), melhorando assim a fertilidade do solo (Morais et al. 2023; Bicalho et al. 2024). Além disso, a gradual solubilização desses fertilizantes permite a liberação lenta de nutrientes ao longo do ciclo da cultura, resultando em um efeito residual benéfico que promove a produção sustentável (Agbede e Oyewumi 2022; Saleem et al. 2024).

Fertilizantes organominerais (FOM) combinam fontes orgânicas e minerais, apresentando diferentes tecnologias de produção, como as formas em pó e granulada, que influenciam diretamente a liberação e a disponibilidade de nutrientes no solo (Mumbach et al. 2020). O uso de materiais como biocarvão, com alta estabilidade e capacidade de retenção de nutrientes, e composto de lodo, rico em matéria orgânica e fósforo, impacta a dinâmica química e biológica do solo (Bouhia et al. 2022). Essas formulações podem promover liberação imediata ou gradual dos nutrientes, afetando a nutrição vegetal, a fertilidade do solo e a eficiência agrônômica (Carciochi et al. 2024).

A pesquisa na área de fertilizantes organominerais tem se concentrado em avaliar as propriedades físico-químicas desses fertilizantes, analisar seu efeito na nutrição e desenvolvimento das culturas, bem como investigar seu potencial na

melhoria da qualidade do solo (Pegoraro et al. 2024; Moraes et al. 2023). Estudos comparativos entre diferentes tipos de fertilizantes organominerais são escassos, o que ressalta a importância de pesquisas que explorem a viabilidade da produção desses fertilizantes a partir de resíduos específicos, como serragem e lodo de esgoto, para atender às necessidades das culturas de maneira eficaz. Nesse contexto, a nossa hipótese é que a aplicação de fertilizantes organominerais formulados com biocarvão, lodo de esgoto e resíduos de serragem melhoram a qualidade do solo e aumentam a produtividade da *U. brizantha* cv. BRS Paiaguás.

Material e Métodos

O estudo foi conduzido na fazenda experimental Professor Hamilton de Abreu Navarro do Instituto de Ciências Agrárias (ICA) da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), campus regional de Montes Claros, latitude 16°51'38" S e longitude 44°55'00" W, com 652 m de altitude. Conforme a classificação de Köppen, o clima predominante na região é o Aw- tropical de savana, com verão chuvoso e inverno seco. Para tanto, o experimento foi dividido em duas etapas, sendo a etapa 1 relacionada a obtenção de matéria prima, caracterização e produção dos fertilizantes organominerais, e a etapa 2 atribuída ao cultivo de *U. brizantha* cv. BRS Paiaguás.

Etapla 1. Obtenção da matéria-prima, caracterização e produção de fertilizantes organominerais provenientes de lodo de esgoto

Obtenção da matéria prima para produção dos fertilizantes

As matérias-primas orgânicas utilizadas para posterior produção dos FOM consistiram em lodo de esgoto compostado com serragem ou biocarvão de lodo de esgoto adicionado com resíduo de serragem, enquanto as matérias-primas minerais para adição de N, P e K consistiram na seleção dos adubos simples.

Os fertilizantes minerais utilizados foram: ureia, formato granulado, com 46% de N, fosfato de monoamônio, natureza pó, contendo 10% de N e 48% de P_2O_5 , e cloreto de potássio, formato granulado, com 58% de K_2O .

O resíduo de serragem, oriundo de troncos de plantas de jatobá (*Hymenaea courbaril* L), foi fornecido por Indústria Madeireira e o lodo de esgoto coletado na Estação de Tratamento de Esgotos de Montes Claros (ETE Vieira), no mês de julho de 2022, com as seguintes condições meteorológicas no período: Precipitação: 0 mm; Temperatura Máxima: 29,0 °C; Temperatura Mínima: 14 °C (INMET, 2022). O esgoto foi submetido a tratamento biológico em reatores anaeróbios, com a água residual sendo direcionada para filtros biológicos aeróbios. Na etapa final, foi realizado o processo de decantação, permitindo o descarte da água tratada em um corpo hídrico. O lodo resultante passou por centrifugação e secagem térmica a 350 °C por 30 minutos, gerando um resíduo sólido classificado como classe A, conforme a resolução 498/2020 do CONAMA. De acordo com esta norma, lodos classificados como classe A atende aos requisitos microbiológicos e aos limites máximos de metais pesados estabelecidos pela legislação, podendo ser utilizado como insumo agrícola, inclusive em culturas destinadas ao consumo humano, bem como na recuperação de áreas degradadas, desde que observadas as recomendações técnicas e sanitárias aplicáveis.

Para a produção do FOM, através do processo de compostagem, a fração orgânica foi constituída por resíduos de lodo de esgoto e serragem, misturados na proporção de 55% e 45%, respectivamente, e submetidos ao processo de compostagem por 90 dias. O monitoramento da temperatura foi realizado diariamente com termômetro infravermelho (Akron, modelo Kr381, São Leopoldo-RS, Brasil), em dois pontos da superfície das pilhas, entre 14 e 16 horas, visando à obtenção da temperatura média das unidades experimentais.

Para a produção do FOM na forma de biocarvão, a fração orgânica foi composta por lodo de esgoto (*in natura*) e resíduo de serragem, misturados e acondicionados em recipiente de aço hermeticamente fechado. O material foi submetido à pirólise lenta em forno mufla New Química, (modelo GP 2000, Belo Horizonte-MG, Brasil), com taxa de aquecimento de 5 °C min⁻¹ até atingir 450 °C, temperatura mantida por 30 minutos. Em seguida, iniciou-se o resfriamento natural da mufla por, aproximadamente, 12 horas, tempo correspondente à residência térmica da biomassa para formação do biocarvão. Após o resfriamento, o material foi triturado e peneirado em malha de 0,25 mm (Torres et al. 2020).

Os materiais orgânicos do processo de compostagem provenientes do lodo de esgoto e serragem e o biocarvão de lodo foram amostrados para a caracterização

química (Tabela 1) dos seguintes atributos: pH em H₂O, C orgânico, N total e capacidade de troca catiônica (CTC), utilizando-se metodologia proposta por Tedesco et al. (1995); totais de P, K, S, Na, Ca, Mg, Fe, Cu, Zn, Mn, Cr, Pb e Ni conforme metodologia proposta por Alcarde (2009), após digestão com solução nítrico-perclórica 3:1 em bloco digestor. A quantificação do P e S foi feita por espectrofotômetro UV/VIS (190- 1100nm) (modelo Novainstruments, Piracicaba-SP, Brasil). Os elementos Na e K foram quantificados em Fotômetro de chama Laborana, (modelo 910, Bosque da Saúde-SP, Brasil), conforme proposto por Teixeira (2017). Os demais elementos (Ca, Mg, Fe, Cu, Zn, Mn, Cr, Pb e Ni) foram quantificados em espectrômetro de absorção Atômica Varian-Agilent, (modelo AA240FS, Santa Clara-CA, Estados Unidos), de acordo com Malavolta (2006) não sendo detectados o elemento cádmio, com limite de detecção correspondente a 0,063 mg kg⁻¹.

Tabela 1. Caracterização do lodo de esgoto compostado com serragem (LC+S) e biocarvão, utilizado no experimento.

Material	pH	C total	N total	C/N	P	K	Ca	Mg
		----- g kg ⁻¹ -----						
	H ₂ O							
LC+S	6,17	391,40	16,46	23,80	14,14	9,23	16,36	1,64
Biocarvão	7,56	413,89	20,04	20,65	19,17	13,05	24,98	2,63
	Zn	Cu	Mn	Fe	Cr	Pb	CTC	
		----- mg kg ⁻¹ -----						----- mmol _c kg ⁻¹ -
LC+S	767,52	144,75	128,44	13,75	30,08	120,20	618,00	
Biocarvão	1042,25	201,54	171,10	10,42	50,25	106,98	331,60	

Produção dos fertilizantes organominerais

As matérias primas selecionadas foram utilizadas para formulação de fertilizantes organominerais ou minerais, na proporção NPK 10-09-06, para aplicação da dose correspondente a 100, 90 e 60 kg ha⁻¹ de N, P e K, respectivamente, com aplicação das doses desses fertilizantes na semeadura respectivamente, conforme sistema de recomendação de adubação e calagem para pastagem, alto nível tecnológico (Ribeiro et al. 1999) e consistiram nos seguintes tratamentos: BG - Adubação com FOM biocarvão no formato granulado; BP - Adubação com FOM biocarvão no formato pó; LG - Adubação com FOM lodo no formato granulado; LP - Adubação com FOM lodo no formato pó; NPK - Fertilização mineral com N, P e K, nas

fontes ureia, MAP e KCl, respectivamente, e Test - Sem adubação (Tabela 2).

Tabela 2. Especificação das doses de fertilizantes utilizados para suprir a demanda NPK dos tratamentos utilizados na semeadura do *U. brizantha* cv. BRS Paiaguás.

Tratamentos	Doses de NPK			Formulação organomineral				Organomineral ou mineral g vaso ⁻¹
	N	P	K	Ureia	Mineral		Orgânico	
					MAP	KCl		
FOM Biocarvão pó (BP)	100	90	60	16,74	18,75	10,34	54,17	10
FOM Biocarvão granulado (BG)	100	90	60	16,74	18,75	10,34	54,17	10
FOM Lodo pó (LP)	100	90	60	16,74	18,75	10,34	54,17	10
FOM Lodo granulado (LG)	100	90	60	16,74	18,75	10,34	54,17	10
Fertilização mineral (NPK)	100	90	60	37,38	40,10	22,12	0	4,68
Sem adubação (Test)	0	0	0	0	0	0	0	0

Para o cálculo do nível de adubação de 100% do NPK, foi considerada a recomendação proposta pela Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais (Ribeiro et al. 1999). Ureia: 46% de N; MAP: 48% de P₂O₅ e 10% de N; KCl: 58% de K₂O.

As matérias primas (orgânicas e minerais) utilizadas para produção dos fertilizantes foram inicialmente maceradas em almofariz e pilão de porcelana e peneiradas (peneira de malha 28 mesh, equivalente a abertura de Ø = 0,2 mm) para padronização do diâmetro de partículas. Dessa padronização, obteve-se o material pó que foi misturado para obtenção das tecnologias de fertilizantes organominerais denominados lodo (LP) e biocarvão pó (BP) (Figura 1).

A mistura dos compostos orgânicos e minerais para a obtenção dos fertilizantes organominerais na forma granulada foi realizada em mesa agitadora orbital (modelo SL-184/240, Solab Equipamentos para Laboratórios LTDA, Piracicaba, SP, Brasil), e o processo de granulação ocorreu com a adição de água destilada (Figura 1). Para definição da proporção adequada de solução líquida, foram conduzidos testes preliminares em laboratório visando à formulação de material granulado com características físicas adequadas.

Para o fertilizante mineral, foi realizada apenas a mistura dos componentes NPK na forma de pó, sem processo de granulação. No caso dos fertilizantes organominerais, a granulação foi conduzida com a aplicação de 45 mL de água destilada por 100 g de material seco. A mistura foi submetida à agitação em mesa horizontal, a 300 rpm, durante 20 minutos para o biocarvão de lodo e 15 minutos para

o lodo compostado.

Após processo de granulação os fertilizantes organominerais foram secos em estufa de circulação forçada e renovação de ar monitorada a temperatura de 65 ± 1 °C até massa constante. A secagem dos grânulos ocorreu durante 6-7 dias.

Após sua produção, os fertilizantes organominerais (pó e granulado) foram submetidos ao processo de padronização granulométrica, visando atender aos requisitos estabelecidos pela Instrução Normativa nº 61 do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento do Brasil (Brasil, 2020a). A conformidade granulométrica foi determinada de acordo com as seguintes diretrizes: o fertilizante organomineral é considerado granulado quando 90% das partículas apresentam dimensões que permitem sua passagem pela peneira de 4,8 mm (ABNT 4), 40% pela peneira de 2 mm (ABNT 10) e 5% pela peneira de 1 mm (ABNT 18). Por outro lado, o fertilizante é caracterizado como pó quando a totalidade de suas partículas passam pela peneira de 2,0 mm (ABNT 10), 70% pela peneira de 0,84 mm (ABNT 20), e 50% pela peneira de 0,3 mm (ABNT nº 50).

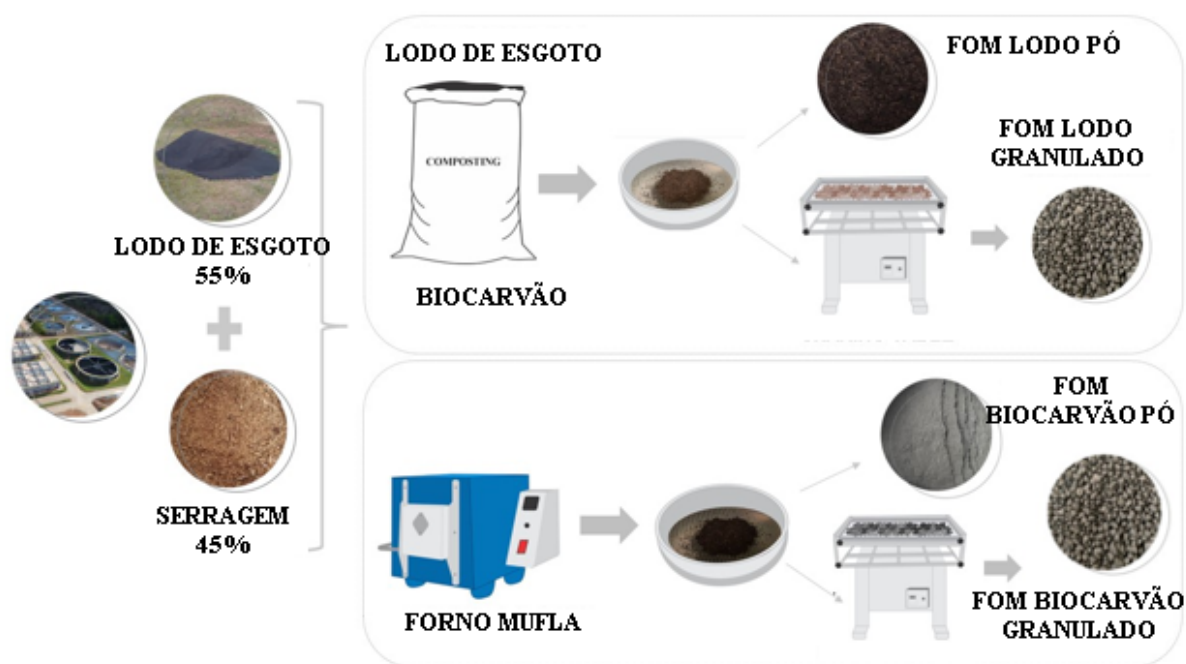


Figura 1 - Representação esquemática da metodologia referente à produção de fertilizantes organominerais.

Caracterização da matéria-prima e dos fertilizantes organominerais em Espectroscopia de infravermelho médio (MIR)

Com o intuito de caracterizar os principais compostos orgânicos e minerais presentes nos fertilizantes organominerais procedeu-se a análise em espectroscopia de infravermelho médio FTIR-ATR, modelo Cary 630 FTIR, Agilent Technologies Inc., Santa Clara, CA, EUA. O equipamento utilizado é equipado com célula de refletância total atenuada (ATR) e um detector de sulfato de triglicina de uretano (DTGS). As medições abrangeram a faixa de número de onda de 4000 a 600 cm^{-1} , referente à região do infravermelho médio (MIR). Antes de cada análise, um espectro de fundo foi registrado. Em seguida, 0,5 g das amostras foram individualmente posicionadas no compartimento acessório, onde foram expostas aos raios infravermelhos, obtendo-se espectros no modo de absorbância com uma resolução de 4 cm^{-1} e 64 varreduras. A temperatura ambiente foi mantida em aproximadamente 25 °C durante todo o processo. O software utilizado para a aquisição dos espectros foi o Agilent MicroLab PC, que permitiu a identificação dos principais picos.

Os espectros do resíduo de serragem, do lodo de esgoto inicial, compostagem do lodo de esgoto e resíduo de serragem, biocarvão proveniente do lodo de esgoto (*in natura*) e resíduo de serragem, fertilizante organomineral lodo pó (LP) e fertilizante organomineral biocarvão pó (BP), todos na proporção de 55% de lodo de esgoto/biocarvão e 45% de resíduos de serragem obtidos por meio de infravermelho médio (MIR).

Etapa 2. Cultivo de *U. brizantha* cv. BRS Paiaguás adubado com fertilizantes organominerais de lodo de esgoto

Caracterização e delineamento experimental

O experimento foi conduzido entre os meses de abril a agosto de 2023, em casa de vegetação da fazenda experimental Professor Hamilton de Abreu Navarro do Instituto de Ciências Agrárias (ICA) da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), no município de Montes Claros.

O experimento foi realizado no delineamento em blocos casualizados – DBC, com quatro repetições, e seis tratamentos, totalizando 24 parcelas experimentais. Os

tratamentos corresponderam a seis diferentes adubações: BG - Adubação com FOM biocarvão no formato granulado; BP - Adubação com FOM biocarvão no formato pó; LG - Adubação com FOM lodo no formato granulado; LP - Adubação com FOM lodo no formato pó; NPK - Fertilização mineral, nas doses de 100, 90 e 60 kg ha⁻¹ de N, P e K, respectivamente; e Test - Sem adubação.

Instalação e condução do experimento

No estudo foi utilizado um Latossolo cujas características físicas e químicas, de acordo com Teixeira et al. (2017), na camada de 0-20 cm de profundidade, são: pH em água = 4,1; P Mehlich 1 = 1,4 mg dm⁻³; P remanescente = 33,0 mg L⁻¹; potássio (K) = 17,3 mg dm⁻³; cálcio (Ca) = 0,14 cmol_c dm⁻³; magnésio (Mg) = 0,07 cmol_c dm⁻³; alumínio trocável (Al³⁺) = 0,36 cmol_c dm⁻³; acidez potencial (H+Al) = 1,82 cmol_c dm⁻³; Soma de Bases (SB) = 0,25 cmol_c dm⁻³; Capacidade Efetiva de Troca de Cátions (t) = 0,61 cmol_c dm⁻³; Saturação por Alumínio (m) = 58,6 %; Capacidade Potencial de Troca de Cátions (T) = 2,07 cmol_c dm⁻³; Saturação por Bases = 12,28%; Carbono Orgânico (CO) = 0,42 g kg⁻¹. De acordo com a análise de solo, houve a necessidade de realização da calagem para neutralização do Al e elevação dos teores de Ca + Mg do solo (Ribeiro et al. 1999). A correção da acidez foi conduzida por meio da aplicação de óxido de cálcio e magnésio (produto comercial Geox[®]) para elevação da saturação por bases do solo a 70%. A dose de corretivo correspondeu a aplicação de 60,0 g para cada 280 litros de solo. Após aplicação do corretivo, o solo foi umedecido e revolvido a cada dois dias e por período de 30 dias.

As unidades experimentais consistiram de vasos plásticos de 5 dm³ (dimensões de 0,21 m de altura x 0,20 m de largura e 0,12 m de diâmetro fundo, contendo 4 dm³ de solo previamente peneirado e homogeneizado em malha de 2,00 mm. A implementação do estudo teve início em 24 de abril de 2023, com a adubação de vaso em sulcos no solo com profundidade variando entre 3 e 5 cm. Logo após, procedeu-se a semeadura de dez sementes de *U. brizantha* cv. BRS Paiaguás por vaso, numa profundidade de 1 cm da superfície do solo. Aos 13 dias após a semeadura, realizou-se o desbaste, sendo mantidas cinco plantas por vaso, as quais foram cultivadas por 120 dias.

A dose recomendada de nutrientes N, P e K para os tratamentos com fertilização mineral e organomineral foi de 100 kg ha⁻¹ de N, 90 kg ha⁻¹ P₂O₅ e 60 kg

ha⁻¹ K₂O para forrageira cultivada em alto nível tecnológico, de acordo com (Ribeiro et al. 1999).

No decorrer do ciclo de cultivo da *U. brizantha* cv. BRS Paiaguás, procedeu-se remoção manual de pragas e plantas daninhas das unidades experimentais. As plantas foram irrigadas diariamente com água destilada com o objetivo de manter a capacidade de campo. Durante 120 dias de cultivo para simulação de pastejo, foram realizados cinco cortes da parte aérea das plantas (Figura 2), de acordo com o seu crescimento, definindo-se a altura de corte, conforme recomendações de manejo das pastagens. Assim, quando as plantas atingiam os 40 cm de altura, o extrato pastejável foi cortado, deixando-se 20 cm acima do nível do solo, em simulação ao resíduo do pastejo (Santos Júnior et al. 2024). Em virtude da ausência de adubação, as plantas do tratamento sem adubação não atingiram 40 cm de altura durante o período experimental, sendo caracterizada a produção de matéria seca somente no final do período de cultivo.

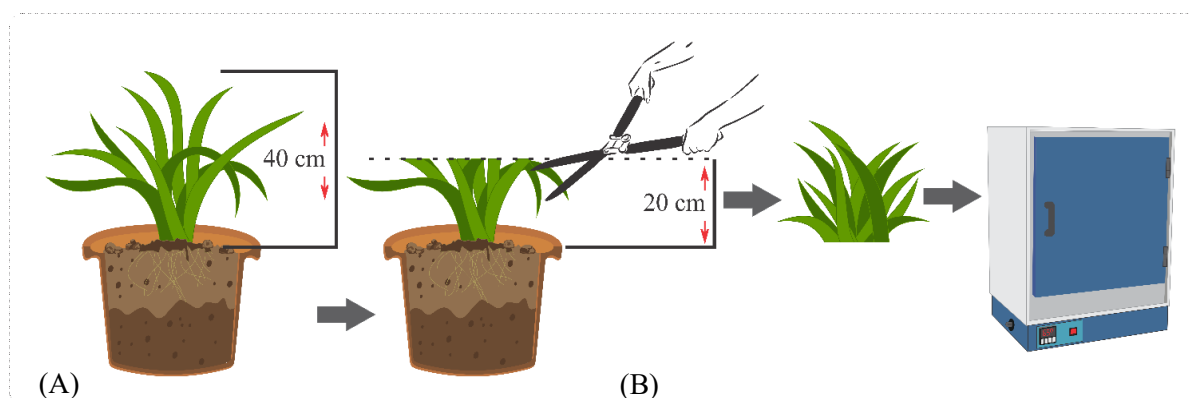


Figura 2 - Esquema ilustrativo do procedimento adotado para realização do corte do capim *Urochloa brizantha* cv. BRS Paiaguás para simulação de pastejo e posterior secagem do material em estufa de ventilação forçada. **(A)** - Altura de entrada: 40 cm. **(B)** - Altura de saída: 20 cm. **(C)** Estufa de ventilação forçada.

Após cada corte de uniformização, foi realizado a adubação de cobertura com nitrogênio e micronutrientes. Para adubação nitrogenada foi aplicado o equivalente a 50 kg ha⁻¹ de N na forma de ureia (45% de N), o que corresponde a 0,341 gramas de ureia por vaso. A ureia em cobertura foi aplicada após ser dissolvida em água, na dose 10 mL por vaso (solução contendo 10,24 g de ureia em 300 mL de água destilada). Durante o ciclo de cultivo, foram realizados cinco cortes de uniformização, efetuados sempre que as unidades experimentais atingiam 40 cm de altura. Após cada corte,

procedeu-se à adubação de cobertura, totalizando cinco aplicações ao longo do experimento. Para aplicação de micronutrientes usou-se uma solução concentrada preparada em 1 litro de água destilada, contendo: 2,86 g de ácido bórico (H_3BO_3), 0,9350 g de sulfato de manganês di-hidratado ($MnSO_4 \cdot 2H_2O$), 0,5749 g de sulfato de zinco heptahidratado ($ZnSO_4 \cdot 7H_2O$), 0,1248 g de sulfato de cobre pentahidratado ($CuSO_4 \cdot 5H_2O$) e 0,0208 g de molibdato de sódio di-hidratado ($Na_2MoO_4 \cdot 2H_2O$). A solução de Fe-EDTA foi fornecida separadamente, por meio da dissolução de 24,9 g de sulfato ferroso heptahidratado ($FeSO_4 \cdot 7H_2O$) em aproximadamente 300 mL de água destilada aquecida a 70 °C, contendo 4 mL de solução de HCl 1 mol L⁻¹, a fim de evitar a oxidação do Fe²⁺.

Após cada corte, 1 mL da solução concentrada foi diluído em 1 L de água destilada, sendo aplicada uma alíquota de 50 mL por vaso. Ao final do ciclo experimental, cada vaso recebeu um volume total de 250 mL da solução diluída, totalizando as seguintes doses acumuladas de micronutrientes: 0,143 mg de boro (B), 0,058 mg de manganês (Mn), 0,018 mg de zinco (Zn), 0,002 mg de cobre (Cu), 0,0005 mg de molibdênio (Mo) e 0,003 mg de ferro (Fe). O tratamento controle (testemunha) não recebeu adubação de semeadura, cobertura ou aplicação de micronutrientes.

Estimativa de crescimento, produção de matéria seca e acúmulo de nutrientes durante a simulação de pastejo

Em cada corte foi determinada a matéria seca de parte aérea (MSPA) do capim, por meio do recolhimento da parte aérea, a qual foi acondicionada em sacos de papel e secas em estufa de circulação forçada a 65 °C por 72 horas (Lustosa Filho et al. 2017). Além disso, foram determinados a matéria seca de parte aérea total (MSPAT) e os teores de macronutrientes (Malavolta et al. 1997). A exportação de nutrientes da área de cultivo foi estimada com base no conteúdo de nutrientes exportados pelos cortes da parte aérea.

Estimativa de produção de matéria seca e acúmulo de nutrientes no final do estudo (120 dias após o corte de uniformização)

Ao final do período experimental, as plantas foram colhidas, separadas em

parte aérea e raízes, lavadas com água destilada e acondicionadas em sacos de papel. Em seguida, foram secas em estufa de circulação forçada de ar a 65°C por 72 horas para a obtenção da matéria seca das raízes e da parte aérea aos 120 dias.

Após a secagem dos tecidos vegetais, as amostras foram trituradas em moinho tipo wiley e peneiradas em malha de 0,2 mm. Foram homogeneizadas e obtidas amostras para determinação dos teores de N, P, K, Ca, Mg e S. Para determinação do N, utilizou-se a digestão sulfúrica pelo método de Kjeldhal. Para os demais elementos, foi realizada a digestão nítrico-perclórica (Tedesco et al. 1995), conforme Alcarde (2009), onde a quantificação do P e S foi realizada por espectrofotômetro UV/VIS, o K determinado por fotometria de chama, conforme proposto por Teixeira (2017). Os demais elementos foram quantificados em espectrômetro de absorção Atômica AAS, modelo 240 FS (Varian, Brasil), de acordo com Malavolta (2006).

O acúmulo de nutrientes nos componentes das plantas foi obtido multiplicando-se seus teores pela produção de matéria seca correspondente, de acordo com a Equação 1:

$$AN = TN \times PMS$$

Equação 1

Onde:

AN: Acúmulo de nutrientes no compartimento das plantas (mg por planta);

PMS: matéria seca no compartimento das plantas (g);

TN: teor no nutriente no compartimento das plantas (mg g⁻¹)

O acúmulo médio de matéria seca de cada nutriente foi determinado pela soma dos valores acumulados de cada macro, considerando todas as partes da planta (cortes de uniformização, parte aérea, raízes e total da planta), dividindo-se o valor total por cinco, correspondente ao número de cortes realizados.

Coleta e caracterização química do solo no final do estudo

Após 120 dias de cultivo, foram coletadas amostras de solo na camada de 0-10 cm de profundidade e no sulco central de semeadura (5 cm de largura). As amostras de solo foram secas e peneiradas para obtenção da TFSA (terra fina seca ao ar) e caracterização dos atributos químicos. O teor de fósforo (P) foi determinado por espectrofotometria; o potássio (K) foi determinado por fotometria de chama

(extração com solução de Mehlich 1); e o cálcio (Ca) e o magnésio (Mg), por EAA, segundo metodologias propostas por Embrapa (2009).

As amostras de solos foram analisadas, de acordo com Teixeira et al. (2017), quanto ao pH em água (acidez ativa); Carbono Orgânico (método Walkley e Black 1934); Ca e Mg trocáveis (método KCl 1 mol L⁻¹ e titulação com EDTA); Al trocável (método KCl 1 mol L⁻¹ e titulação com NaOH); P disponível (Mehlich⁻¹ e colorimetria); P remanescente (método do P em solução de equilíbrio e colorimetria); K (método Mehlich⁻¹ e fotometria de chama) e calculou-se a soma de bases (SB), capacidade de troca de cátions a pH 7 (T), acidez potencial (H+Al), acidez efetiva (t), saturação por bases (V%) e saturação por alumínio (m%).

Análises estatísticas

Os dados foram submetidos à análise de variância univariada (Anova) e em seguida, as médias foram comparadas pelo teste de agrupamento Scott-Knott ($p < 0,05$).

A análise estatística referente aos cinco cortes de uniformização realizados durante os 120 dias de experimento foi realizada com o software estatístico RStudio (R Core Team, 2019), com o pacote ExpDes.pt (Ferreira, Calvalcanti e Nogueira, 2013). Na análise de variância, considerou-se os efeitos das diferentes adubações, dos períodos e sua interação, dentro da estrutura de blocos casualizados. Os tratamentos com adubações foram considerados variáveis qualitativas, o tempo foi tratado como variável quantitativa e analisado por meio de regressão polinomial. Também foi realizada a análise multivariada onde as relações entre os acúmulos de nutrientes e atributos químicos do solo foi avaliada por meio da análise de componentes principais (PCA).

Resultados

1. Caracterização da matéria prima e dos fertilizantes organominerais em Espectroscopia de infravermelho médio (MIR)

Os espectros do resíduo de serragem, do lodo de esgoto inicial, compostagem do lodo de esgoto e resíduo de serragem, biocarvão proveniente do lodo de esgoto e resíduo de serragem, fertilizante organomineral lodo pó (LP) e fertilizante

organomineral biocarvão pó (BP), todos na proporção de 55% de lodo de esgoto/biocarvão e 45% de resíduos de serragem obtidos por meio de infravermelho médio (MIR) Figura 3A e 3B. No perfil espectral analisado para o MIR, foram identificadas 21 bandas com máximas absorbâncias. As regiões espectrais foram atribuídas aos principais modos vibracionais dos grupos orgânicos presentes nas amostras analisadas.

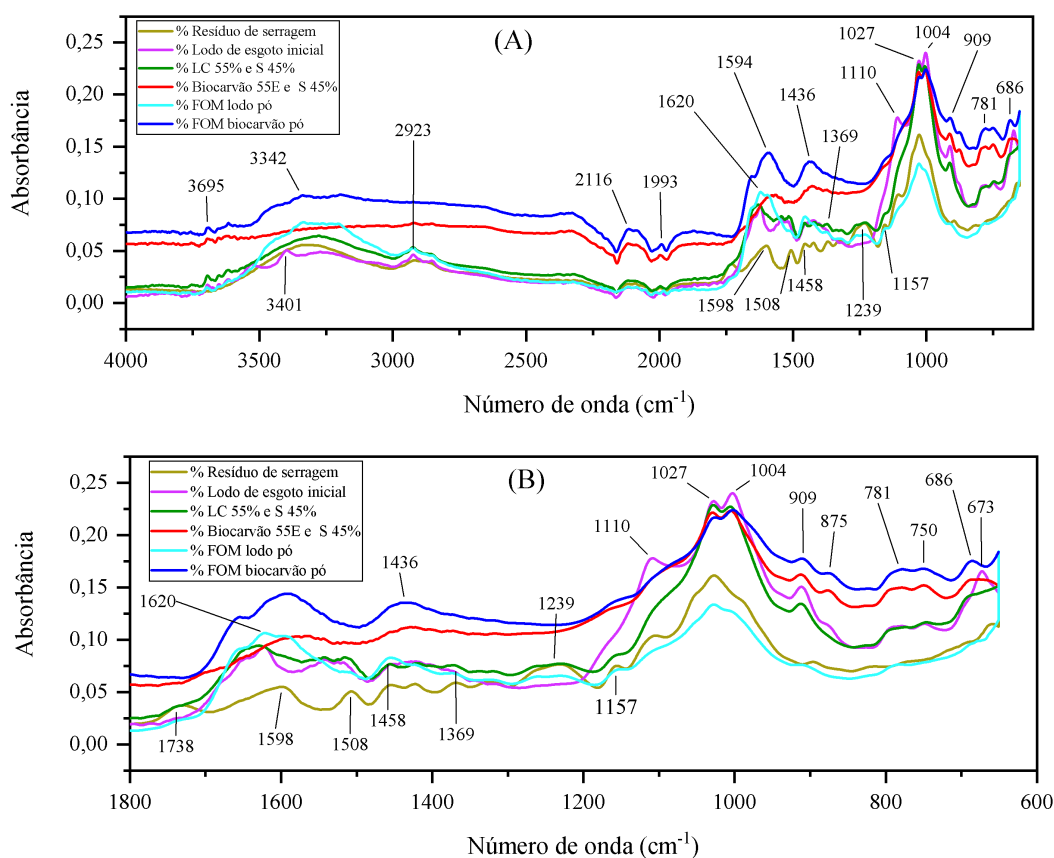


Figura 3 - A) Espectros por meio de infravermelho médio (MIR) da matéria-prima (serragem, lodo de esgoto não compostado, lodo de esgoto compostado com serragem, biocarvão de lodo com serragem) e fertilizantes organomineirais (pó e granulado). **B)** Espectros ampliados de infravermelho médio (MIR) na região de impressão digital para as mesmas matérias primas e fertilizante da figura A.

Crescimento e produção de matéria seca da parte aérea das plantas durante a simulação de pastejo (cortes de uniformização)

As fertilizações organominerais e minerais não diferiram entre si para produção de matéria seca da parte aérea da *U. brizantha* cv. BRS Paiaguás, nos cortes realizados aos 43, 63, 82 e 101 dias após a semeadura (Tabela 3). No entanto, aos

120 dias após a semeadura, a adubação com FOM biocarvão no formato granulado aumentou a produção de matéria seca da parte aérea, não diferindo do manejo com fertilização mineral, sendo essas superiores àquelas dos demais tratamentos (Tabela 3). Durante o período de condução experimental o tratamento sem adubação, sem adubação de semeadura e cobertura não atingiu a altura mínima de corte (40 cm), implicando na inexistência de corte das plantas para avaliação da produção de matéria seca.

Tabela 3. Matéria seca de parte aérea (MSPA) do capim *Urochloa brizantha* cv. BRS Paiaguás obtida durante os cinco ciclos de cultivo (cortes) e influenciados pelos seguintes tratamentos: BG - Adubação com FOM biocarvão no formato granulado; BP - Adubação com FOM biocarvão no formato pó; LG - Adubação com FOM lodo no formato granulado; LP - Adubação com FOM lodo no formato pó; e NPK- Fertilização mineral com NPK na dose 100, 90 e 60 kg ha⁻¹, respectivamente.

Tratamentos	Dias do corte após a semeadura (g por planta)				
	43	63	82	101	120
BG	0,178	1,654	3,224	4,214	7,252a
BP	0,208	0,902	1,774	3,434	4,952b
LG	0,234	1,260	2,232	3,390	4,650b
LP	0,320	1,412	2,312	2,912	4,770b
NPK	0,174	1,968	3,832	4,702	6,640a
Média	0,222 ^{ns}	1,410 ^{ns}	2,320 ^{ns}	3,432 ^{ns}	4,952
CV (%)	47,240	42,470	37,810	29,870	24,33

Médias com letras minúsculas distintas na coluna indicam diferença significativa entre tratamentos ao nível de significância de 0,05 pelo teste de Scott Knott.

A produção de matéria seca obtida por meio do somatório entre os cortes de forragem foi incrementada em 32,57 e 28,01% após 101 e 120 dias de cultivo, respectivamente, nos tratamentos BG e NPK, em comparação os demais (Figura 4). O tratamento com adubação BG e NPK apresentaram as maiores taxas de acúmulo de biomassa, com aumento de 0,0821 e 0,0836 g de matéria seca por dia, respectivamente. As adubações com BP, LG e LP tiveram coeficiente angular de 0,0602, 0,0592 e 0,0569 g de matéria seca por dia, respectivamente.

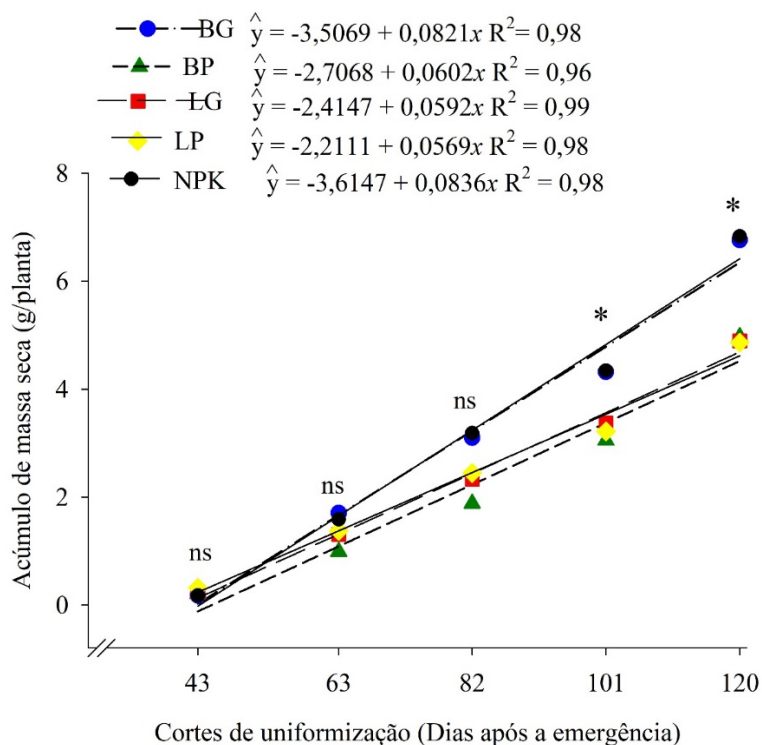


Figura 4 - Acúmulo de matéria seca de *Urochloa brizantha* cv. BRS Paiaguás durante os 120 dias de cultivo e submetido aos seguintes tratamentos: BG - Adubação com FOM biocarvão no formato granulado; BP - Adubação com FOM biocarvão no formato pó; LG - Adubação com FOM lodo no formato granulado; LP - Adubação com FOM lodo no formato pó; e NPK- Fertilização mineral com NPK na dose 100, 90 e 60 kg ha⁻¹, respectivamente.; ns, * – não significativo e significativo a 5% de probabilidade, respectivamente, para o comparativo entre adubações em cada corte de uniformização pela análise de variância.

Acúmulo de matéria seca e nutrientes na parte aérea das plantas no final do período de simulação de pastejo (somatório dos cortes de uniformização)

As adubações utilizando o BG e fertilizante mineral propiciaram maior produção de matéria seca e acúmulo Mg e Ca no final dos cortes de uniformização, não diferindo do tratamento BP para acúmulo de Ca (Tabela 4). Nesse contexto, a adubação com BG incrementou em 43, 39 e 38% a produção de matéria seca dos cortes, em comparação as adubações com LG, LP e BP, respectivamente. De modo semelhante, a adubação NPK aumentou em 47, 44 e 43% a produção de matéria seca, em comparação aos tratamentos LG, LP e BP (Tabela 4).

Em relação ao Mg, o BG proporcionou um incremento de 80, 44 e 42%, em relação ao LP, LG e BP, respectivamente. Enquanto o NPK promoveu aumentos de 59, 27 e 25% em relação ao LP, LG e BP, respectivamente. A adubação com BG,

NPK e BP resultou em acúmulos de Ca estatisticamente semelhantes, porém superiores aos tratamentos com LG e LP. O BG apresentou um incremento de 47% em relação ao LG e 87% em relação ao LP, enquanto o NPK aumentou 21% e 53%, e o BP, 14% e 45%, respectivamente (Tabela 4).

A adubação NPK propiciou os maiores acúmulos de N, P, K, e S, em comparação às adubações com fertilizantes organominerais que não diferiram entre si para acúmulo de N e K. Dentre os fertilizantes organominerais, a adição de BG e LP implicou em maior acúmulo de S e P, respectivamente (Tabela 4).

Tabela 4. Matéria seca de resíduos vegetais provenientes dos cortes (MSCU), acúmulo de macronutrientes (somatório de todos os cortes) nas plantas de *Urochloa brizantha* cv. BRS Paiaguás para os seguintes tratamentos: BG - Adubação com FOM biocarvão no formato granulado; BP - Adubação com FOM biocarvão no formato pó; LG - Adubação com FOM lodo no formato granulado; LP - Adubação com FOM lodo no formato pó; e NPK- Fertilização mineral com NPK na dose 100, 90 e 60 kg ha⁻¹, respectivamente. ns, * – não significativo e significativo a 5% de probabilidade, respectivamente, para o comparativo entre adubações em cada corte de uniformização pela análise de variância.

Tratamentos	Acúmulo de nutrientes pelos cortes						
	MSCU	N	P	K	Ca	Mg	S
	g por planta	mg por planta					
BG	7,31a	93,51b	0,78c	85,26b	60,52a	14,19a	22,24b
BP	5,29b	79,29b	0,16c	82,61b	46,99a	9,96b	15,38c
LG	5,12b	64,53b	0,49c	75,89b	41,04b	9,82b	14,32c
LP	5,26b	65,43b	1,23b	70,02b	32,44b	7,86b	14,85c
NPK	7,55a	132,95a	1,92a	113,35a	49,84a	12,50a	26,75a
Média	5,09	87,14	0,916	85,42	46,16	10,86	18,60
CV (%)	15,85	14,29	54,98	20,11	22,96	23,89	15,08

Médias seguidas de mesma letra na vertical não se diferem estatisticamente pelo teste Scott-Knott a 0,05% de probabilidade. CV= coeficiente de variação, MSPA= matéria seca dos cortes de uniformização.

Produção de matéria seca e acúmulo de nutrientes nos compartimentos das plantas, após a simulação de pastejo

A fertilização mineral e fertilizantes organominerais em diferentes formatos impactou de maneira distinta a produção de matéria seca e o acúmulo de nutrientes na *U. brizantha* cv. BRS Paiaguás (Tabela 5). O manejo com NPK apresentou o maior acúmulo de matéria seca da parte aérea e diferiu dos demais tratamentos, além de proporcionar os maiores acúmulos de N, K e S. Para a MSPA e acúmulo de K, as

adubações organominerais não diferiram entre si. O NPK apresentou o maior acúmulo de N e S, seguido pelo BG, não diferindo do LP para o S. Em relação ao N, o NPK promoveu um incremento de 19% em comparação ao BG. Já para o S, o aumento foi de 25% em relação ao BG e 30% em relação ao LP (Tabela 5).

Tabela 5. Matéria seca (parte aérea – MSPA, raízes – MSR, total – MST) e acúmulo de macronutrientes nas plantas de *Urochloa brizantha* cv. BRS Paiaguás para os seguintes tratamentos: BG - Adubação com FOM biocarvão no formato granulado; BP - Adubação com FOM biocarvão no formato pó; LG - Adubação com FOM lodo no formato granulado; LP - Adubação com FOM lodo no formato pó; e NPK- Fertilização mineral com NPK na dose 100, 90 e 60 kg ha⁻¹, respectivamente.

Parte aérea no final do cultivo (120 dias)							
Tratamentos	MSPA g por planta	N	P	K	Ca	Mg	S
mg por planta							
BG	11,75b	50,51b	2,89a	40,80b	12,50a	14,06a	16,23b
BP	10,31b	43,52c	1,42b	45,67b	9,99a	10,39a	11,72c
LG	10,16b	34,87c	0,90c	39,97b	8,78b	11,47a	10,33c
LP	10,66b	39,42c	1,68b	38,86b	7,11b	12,97a	15,59b
NPK	13,56a	60,18a	1,93b	59,69a	10,63a	13,85a	20,29a
Test.	0,12c	0,10d	0,06d	0,35c	0,14c	0,15b	0,03d
Média	9,42	38,1	1,48	37,72	8,19	10,48	12,38
CV (%)	16,34	15,73	21,86	15,22	21,54	19,79	15,88
Raízes no final do cultivo (120 dias)							
Tratamentos	MSR g por planta	N	P	K	Ca	Mg	S
mg por planta							
BG	11,31a	12,39a	3,03a	19,89b	43,65a	7,15a	13,15c
BP	8,28a	7,59b	3,24a	19,47b	41,43a	5,76b	11,49c
LG	9,02a	7,67b	2,77a	24,02b	41,37a	5,29b	15,08b
LP	10,09a	7,46b	2,62a	20,02b	50,29a	5,66b	12,12c
NPK	13,42a	12,03a	4,26a	35,76a	59,13a	7,16a	18,45a
Test.	0,052b	0,01c	0,02b	0,104c	1,04b	0,03c	0,252d
Média	8,69	7,59	2,21	19,87	39,48	5,17	11,75
CV (%)	33,66	23,12	34,66	18,29	32,61	19,15	13,94
Total da planta (Parte aérea mais raízes) no final do cultivo (120 dias)							
Tratamentos	MST g por planta	N	P	K	Ca	Mg	S
mg por planta							
BG	23,06a	62,90a	5,92a	60,70b	56,14a	21,22a	29,38a
BP	18,59a	51,12a	4,66b	65,14b	51,43a	16,16b	23,21c
LG	19,19a	42,55b	3,68b	63,99b	50,16a	16,76b	25,42c
LP	20,75a	46,88b	4,31b	58,87b	57,41a	18,63b	27,72b
NPK	26,99a	70,56a	6,20a	95,45a	69,76a	21,01a	38,75a
Test.	0,172b	0,11c	0,032c	0,45c	1,18b	0,18c	0,28d
Média	18,12	47,70	4,96	57,43	47,68	15,66	24,12
CV (%)	21,81	15,3	15,88	11,37	26,92	15,76	11,30

Médias seguidas de mesma letra na vertical não se diferem estatisticamente pelo teste Scott-Knott a 0,05 % de probabilidade. CV= coeficiente de variação, MSPA= matéria seca da parte aérea; N= acúmulo do nitrogênio; P= acúmulo do fósforo; K = acúmulo do K; Ca = acúmulo do cálcio; Mg = acúmulo do magnésio; S = acúmulo do enxofre.

O tratamento com BG propiciou maiores acúmulos de P na parte aérea das plantas com incrementos de 104% em comparação ao BP, 72% em comparação ao LP e 50% em comparação ao NPK. Os tratamentos BG, BP e NPK apresentaram os maiores acúmulos de Ca na parte aérea. O acúmulo de Ca no BG foi 76% superior ao LP e 42% superior ao LG, enquanto no BP os valores foram 40% superiores ao LP e 14% superiores ao LG. No NPK, o acúmulo de Ca foi 49,5% maior que no LP e 21,1% maior que no LG. Para o acúmulo de Mg na parte aérea, não houve diferenças estatísticas entre os tratamentos adubados (Tabela 5).

Nos componentes radiculares, não houve diferenças entre as adubações organominerais e mineral para a matéria seca da raiz, P e Ca (Tabela 5). Para o N e Mg, os maiores acúmulos foram observados no BG, que não diferiu da adubação NPK. O tratamento com BG apresentou os maiores acúmulos de N e Mg nas raízes da *U. brizantha* cv. BRS Paiaguás, sem diferença estatística em relação ao NPK. O acúmulo de N no BG foi 63% maior que no BP, 66% que no LP e 61% que no LG. Para Mg, os acréscimos foram de 24% em relação ao BP, 26% ao LP e 35% ao LG. O K apresentou seu maior acúmulo na raiz com o NPK, que superou BG, BP, LG e LP em 80, 84, 49 e 79%, respectivamente. Em relação ao S na raiz, o NPK registrou o maior acúmulo, sendo 22% superior ao LG, enquanto BG, BP e LP não diferiram estatisticamente entre si (Tabela 5).

Não houve diferenças significativas entre os tratamentos que receberam adubação para a matéria seca total e o acúmulo de Ca (Tabela 6). No entanto, para N, os tratamentos adubados com biocarvão (BG e BP) e NPK apresentaram os maiores acúmulos, enquanto as demais adubações organominerais não diferiram entre si. O BG acumulou 34% mais N que o LP e 47,8% mais que o LG (Tabela 6). O BP teve um acúmulo 9% superior ao LP e 20% superior ao LG. A fertilização mineral (NPK) apresentou os maiores valores, com um incremento de 50% em relação ao LP e 66% em relação ao LG (Tabela 5).

Para P e Mg, a adubação com BG apresentou os maiores acúmulos e não diferiu da fertilização mineral. Para o P, o BG acumulou 27% mais que o BP, 61% mais que o LG e 37% mais que o LP. Já o NPK apresentou um incremento de 33% em relação ao BP, 68% em relação ao LG e 44% em relação ao LP. Para o Mg, o BG registrou um acúmulo 31% superior ao BP, 27% superior ao LG e 14% superior ao LP,

enquanto o NPK apresentou um incremento de 30% em relação ao BP, 25% em relação ao LG e 13% em relação ao LP (Tabela 5).

Em relação ao acúmulo total de K, o NPK foi o tratamento mais eficiente, acumulando 57% mais K que BG, 47% mais que BP, 49% mais que LG e 62% mais que LP. Para S nas plantas, obteve-se os maiores acúmulos nos tratamentos NPK e BG, com incrementos de 40 e 66%, respectivamente, em comparação ao LP, enquanto BP e LG não diferiram entre si (Tabela 5). Os menores acúmulos de matéria seca e nutrientes foram observados no tratamento sem adubação, que diferiu estatisticamente de todas as adubações (Tabela 5).

Atributos químicos do solo após o cultivo de *Urochloa brizantha* cv. BRS Paiguás

A aplicação do BG e a adubação NPK foram os mais eficazes em elevar o teor de P em comparação com outros tratamentos. A fertilização mineral resultou na maior acidez trocável (Al^{3+}) e potencial (H+Al) além da menor percentagem de saturação por bases (V). Os tratamentos com lodo pó e granulado aumentaram capacidade de troca catiônica (T) em comparação as demais adubações organominerais e NPK (Tabela 6).

Os tratamentos com BP e BG resultaram em maior pH do solo, sem diferenças significativas entre si, e superiores aos tratamentos com LG, LP e NPK, que também não diferiram entre si. O tratamento sem adubação apresentou aumento de 14% no pH do solo em comparação ao tratamento BP e de 11% em comparação ao tratamento BG (Tabela 6).

A adubação com BG proporcionou aumento no teor de P no solo e não diferiu da fertilização mineral (NPK). A adubação com BG incrementou em 46% o teor de P no solo em comparação ao tratamemnto com LP e de 18% em relação ao BP. Da mesma forma, a fertilização mineral (NPK) registrou um incremento de P de 47% em relação ao LP e de 19% em relação ao BP. Dentre os tratamentos que receberam adubação, o menor teor de P foi observado no LG. O tratamento sem adubação exibiu o menor teor de P e diferiu das demais adubações (Tabela 6).

Tabela 6. Atributos do solo após o cultivo de *Urochloa brizantha* cv. BRS Paiaguás adubados com os seguintes tratamentos: BG - Adubação com FOM biocarvão no formato granulado; BP - Adubação com FOM biocarvão no formato pó; LG - Adubação com FOM lodo no formato granulado; LP - Adubação com FOM lodo no formato pó; e NPK- Fertilização mineral com NPK na dose 100, 90 e 60 kg ha⁻¹, respectivamente.

Tratamentos	pH	Prem	P	K	Ca	Mg	Al	H+Al	SB	t	T	V	CO
	água	mg L ⁻¹	--- mg dm ⁻³ ---									%	dag kg ⁻¹
BG	5,22a	42,3a	26,4a	7,54b	1,14	0,30	0,12c	1,98b	1,49b	1,60	3,45b	43,16b	1,13a
BP	5,07a	40,7a	22,3b	8,53b	1,15	0,30	0,13c	2,07b	1,48b	1,61	3,55b	41,65b	1,06a
LG	4,92b	38,9b	13,3c	10,01b	1,16	0,31	0,21b	2,21b	1,51b	1,69	3,72a	40,75b	1,30a
LP	4,95b	40,3a	18,1b	8,16b	1,09	0,41	0,18b	2,29b	1,53b	1,68	3,82a	40,14b	1,06a
NPK	4,77b	40,7a	26,7a	8,78b	0,98	0,27	0,25a	2,86a	1,29b	1,55	3,16c	31,08c	0,83b
Test.	4,10b	39,1b	0,9d	12,73a	1,36	0,41	0,05d	1,35c	1,82a	1,82	3,18c	59,72a	0,72b
Média	5,11	40,3	17,95	9,29	1,14 ^{ns}	0,33 ^{ns}	0,15	2,12	8,12	1,52 ^{ns}	3,64	42,75	1,01
CV%	2,2	2,79	14,29	19,39	15,89	23,20	15,53	12,7	10,77	8	5,53	12,87	13,84

pH= pH em água; P = P extraído pelo método Mehlich 1; Prem – fósforo remanescente (método do P em solução de equilíbrio e colorimetria). Ca: Cálcio; Mg= Magnésio; Al = Alumínio (acidez trocável); H+Al= acidez potencial; SB= Soma de bases; t= CTC efetiva; T= CTC a pH 7; V= Percentagem de saturação de bases; CO = Carbono orgânico. Médias seguidas pela mesma letra na vertical não diferem entre si pelo teste de Scott Knott a 5% de probabilidade de erro.

A adubação com LG e o tratamento sem adubação apresentaram o menor teor de Prem enquanto as demais adubações não diferiram entre si (Tabela 6). A adubação com LG apresentou uma redução no teor de Prem de 8% em relação ao BG, 4% em relação ao BP, 3% em relação ao LP e 4% em relação ao NPK. Já o tratamento sem adubação proporcionou uma redução de 7% em relação ao BG, 4% em relação ao BP, 3% em relação ao LP e 4% em relação ao NPK (Tabela 6).

A fertilização mineral aumentou o teor de Al no solo, com incremento de 19% em comparação ao LG e de 38% em relação ao LP. O tratamento sem adubação mostrou o menor teor de Al e diferiu dos demais. Para a acidez potencial (H + Al), as adubações organominerais apresentaram menor teor e não diferiram entre si. Os fertilizantes organominerais (FOM) reduziram a acidez potencial do solo em comparação à fertilização mineral (NPK). As reduções observadas foram de 44, 38 e 29% no tratamento com BG, BP e LG, respectivamente, em relação aos valores registrados no NPK. O tratamento sem adubação apresentou o menor valor de acidez potencial, sendo 111% inferior ao valor observado no tratamento com NPK (Tabela 6).

Em relação a SB e o K, as adubações organominerais e mineral não diferiram entre si, enquanto o tratamento sem adubação diferiu dos demais tratamentos e apresentou maior soma de bases (SB) e teor de K (Tabela 6). Para a SB, o aumento foi de 22% em comparação ao BG, 23% em comparação ao BP, 20% em comparação

ao LG, 19% em comparação ao LP e 41% em comparação ao NPK (Tabela 6). Para o K, o incremento foi de 69% em comparação ao BG, 49% em comparação ao BP, 27% em comparação ao LG, 56% em comparação ao LP e 45% em comparação ao NPK.

Os tratamentos com LP e LG apresentaram a maior capacidade de troca catiônica (T), com incrementos de 10 e 7,8% em relação ao BG, e de 7,61 e 4,79% em relação ao BP, respectivamente. Enquanto o tratamento sem adubação e a fertilização mineral mostraram os menores valores de CTC, sem distinção entre eles (Tabela 6).

As adubações organominerais não apresentaram diferenças estatísticas entre si e resultaram em valores de saturação por bases (V%) superiores a fertilização mineral (NPK) e inferiores ao tratamento sem adubação (Tabela 6). A fertilização mineral (NPK) apresentou uma redução na saturação por bases (V%) em comparação às adubações organominerais, com valores 28% menores que o BG, 25% menores que o BP, 23% menores que o LG e 22% menores que o LP. O tratamento sem adubação, por sua vez, apresentou um valor 48% superior ao NPK (Tabela 6).

As adubações organominerais apresentaram maior teor de CO, sem diferenças estatísticas entre si. Em contraste, a fertilização mineral (NPK) e o tratamento sem adubação registraram os menores teores de CO e não diferiram entre si. A fertilização mineral (NPK) apresentou uma redução de 26% em comparação ao BG, 21% em comparação ao BP, 36% em comparação ao LG e 22% em comparação ao LP. O tratamento sem adubação apresentou uma redução de 36% em comparação ao BG, 32% em comparação ao BP, 44% em comparação ao LG e 32% em comparação ao LP (Tabela 6).

Análise de componentes principais

Por meio da análise de componentes principais (PCA), foi possível identificar a relação entre os tratamentos, os atributos do solo, a absorção de nutrientes e a produção da *Urochloa brizantha* cv. BRS Paiaguás (Figura 4). Os dois primeiros componentes principais (PCA 1 e PCA 2) explicaram 89,04% da variabilidade total dos dados para os acúmulos de nutrientes e atributos químicos do solo. O PCA 1 correspondeu a 78,25% e o PCA 2, a 10,79% da variabilidade total dos dados (Figura

4).

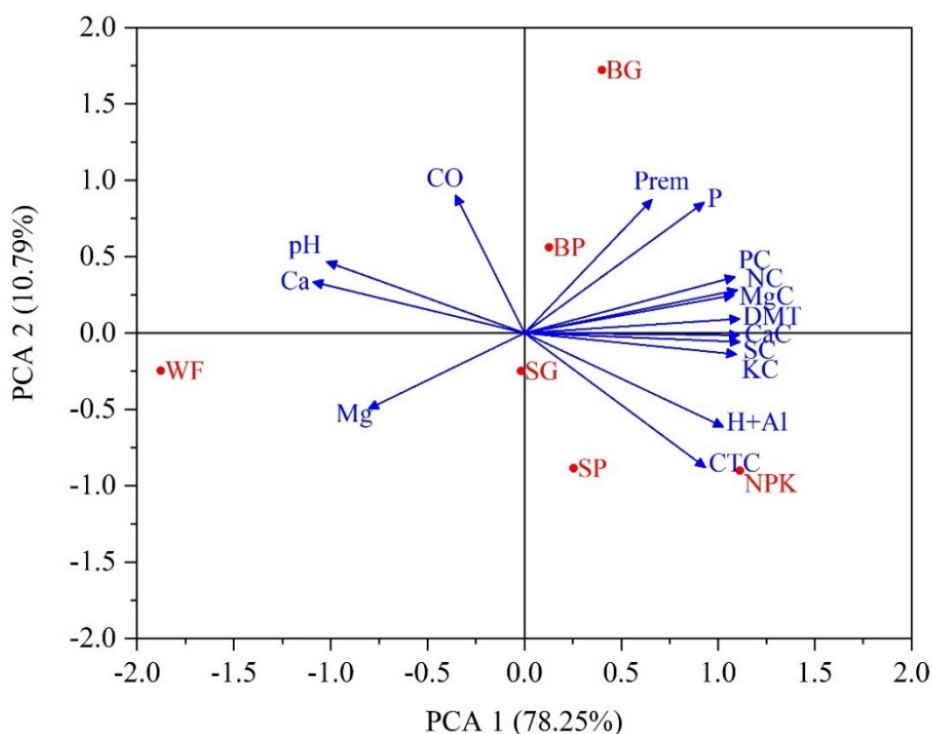


Figura 4 - Análise de componentes principais (PCA) para acúmulo de nutrientes e atributos químicos do solo. Atributos: Matéria seca total (DMT), acúmulo de nitrogênio (NC), acúmulo de fósforo (PC), acúmulo de potássio (NK), acúmulo de cálcio (NCa), acúmulo de magnésio (MgC), acúmulo de nitrogênio (NS), teores de magnésio (Mg), cálcio (Ca), fósforo (P), carbono orgânico (CO) e fósforo remanescente (Prem), acidez potencial (H+Al), capacidade de troca catiônica (CTC), potencial hidrogeniônico (pH).

No PCA1, os tratamentos com adubação organomineral e mineral apresentaram relação positiva com atributos do solo, como capacidade de troca catiônica (CTC), fósforo disponível (P), fósforo remanescente (Prem), acidez potencial (H+Al) e com a absorção de nutrientes pelas plantas. Os tratamentos NPK e BG se destacaram por estarem fortemente correlacionados com essas variáveis.

Enquanto o tratamento sem adubação (WF) foi alocado no lado oposto da PCA1, demonstrando relação negativa com a absorção de nutrientes, diferenciando-se nitidamente dos demais tratamentos. A DMT (matéria seca total) está alinhada com o eixo da PCA1, demonstrando que os tratamentos BG e NPK promoveram maior produção de biomassa. As variáveis P (Mehlich) e Prem (fósforo remanescente)

também estão mais próximas do eixo horizontal e contribuem consideravelmente para a PCA1, com os tratamentos BP e BG correlacionados positivamente com essas variáveis. No PCA1 também se obteve relação positiva da adubação organomineral e, em especial a mineral com a variável H+Al e negativa com o pH do solo. Além disso, após o cultivo das plantas observou-se maior permanência das bases Ca e Mg no solo do tratamento WF, uma vez que a falta de crescimento nas plantas desse tratamento resultou em menor absorção e acúmulo de nutrientes.

O eixo referente à PCA2 está, positivamente, relacionando CO do solo com tratamentos que receberam adubação organomineral (BG e BP) e relação negativa com os tratamentos NPK e WF (sem adubação).

Discussão

1. Caracterização da matéria-prima e dos fertilizantes organominerais em Espectroscopia de infravermelho médio (MIR)

O perfil espectral das amostras analisadas apresentou semelhanças, embora com variações nas intensidades de determinadas bandas nas seguintes faixas de número de onda: entre 3300 e 3000 cm^{-1} , e entre 3000 e 2800 cm^{-1} , correspondentes à deformação axial das ligações C–H de carbono sp^2 e sp^3 (Bicalho et al. 2024; Zghari et al. 2017) de 1700 a 1300 cm^{-1} , associadas à deformação axial da ligação C=O de carbonila de um éster, deformação angular da ligação N-H e deformação axial da ligação C=C de alcenos ou anéis aromáticos; e de 1300 a 700 cm^{-1} , onde se observam o estiramento C-O, a deformação em tesoura de CH_2 e a vibração OH de compostos minerais presentes no lodo (Wang et al. 2020).

As variações espectrais identificadas no infravermelho médio (MIR), observadas nas diferentes amostras, podem estar relacionadas com a constituição do biocarvão que possui picos mais elevados, quando comparado às demais amostras de lodo de esgoto e serragem devido ao maior teor de carbono. O biocarvão parece potencializar a absorção de grupos químicos presentes nas amostras, notadamente na faixa de 1600 a 700 cm^{-1} , reconhecida como a região de impressão digital. Nessa faixa, identificam-se ligações C=O associadas à carbonila de éster, N-H, C=C de alcenos ou anel aromático, C-O e OH.

Ademais, entre 3600 e 3000 cm^{-1} , são evidenciados grupos hidroxila ligados a

hidrogênio, característicos de ácidos carboxílicos, álcoois e fenóis, bem como grupos associados a celulose, hemicelulose, lignina e outros polissacarídeos. Nota-se que tais grupos são compostos presentes naturalmente em resíduos de serragem, conforme corroborado por Biyada et al. (2020) e Marechal et al. (2000).

O biocarvão é um material com alto teor de carbono, muitas vezes superior a 50% de sua composição, devido ao processo de pirólise, no qual a biomassa é decomposta em altas temperaturas e ausência de oxigênio, resultando em uma estrutura sólida e estável, rica em carbono (Schmidt et al. 2021). A estrutura química e física do biocarvão, que inclui uma matriz porosa e aromática, confere-lhe resistência à manipulação microbiológica e química, proporciona-lhe uma longa vida útil no solo (Xiao et al. 2018). Essa estabilidade do carbono no biocarvão contribui para o sequestro de carbono, auxiliando na mitigação das mudanças climáticas e reduzindo a quantidade de dióxido de carbono liberado na atmosfera (Wang et al. 2020).

Os resultados positivos observados com a adubação organomineral à base de biocarvão podem ser justificados pela composição química e pelas características estruturais do material, evidenciadas pela análise espectroscópica por FTIR-MIR (Figura 3A e B). Os picos de maior intensidade em faixas específicas do espectro indicam a presença de grupos funcionais, como hidroxilas (-OH) e carboxilas (-COOH), responsáveis pelo aumento da capacidade de troca catiônica do solo (Kharel et al. 2019; Lago et al. 2021; Wang et al. 2021). Essas estruturas favorecem a retenção e a liberação gradual de cátions essenciais, como Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^{+} , aumentando sua disponibilidade para as plantas ao longo do ciclo (Hailegnaw et al. 2019). Além disso, os picos acentuados na faixa de 1594 a 1620 cm^{-1} , associados às ligações $\text{C}=\text{O}$ e $\text{C}=\text{C}$, indicam uma estrutura química estável, que contribui para a liberação lenta de nutrientes e redução da lixiviação (Lago et al. 2021). Essa combinação de alta estabilidade e funcionalidade química confere ao biocarvão a capacidade de atuar como um fertilizante de liberação lenta, justificando seu bom desempenho agrônomo nos parâmetros avaliados (Clurman et al. 2020; Keerthanan et al. 2020).

Crescimento e produção de matéria seca da parte aérea das plantas durante a simulação de pastejo (cortes de uniformização)

Nos períodos iniciais de crescimento (43, 63 e 82 dias após a semeadura), a aplicação de fertilizantes organominerais e minerais não diferiram para produção de

matéria seca (Tabela 3). Esses resultados sugerem que tanto os fertilizantes organominerais quanto os minerais são capazes de suprir as demandas nutricionais das plantas de forma eficiente durante esses períodos iniciais de crescimento, conforme resultados obtidos em outros estudos científicos (Magela et al. 2019; Mota et al. 2019). A capacidade dos fertilizantes organominerais de alcançar desempenho equivalente ao dos fertilizantes minerais nas fases iniciais de crescimento demonstra seu potencial como alternativa viável, possibilitando menor dependência de fertilizantes químicos (Deeks et al. 2013; Martins et al. 2017). Esse comportamento é coerente com a hipótese de que o componente orgânico presente nos fertilizantes organominerais pode manter ou aumentar a disponibilidade de nutrientes para as plantas e reduzir as perdas por lixiviação, possibilitando respostas de crescimento similares às dos fertilizantes minerais convencionais (Magela et al. 2019).

Aos 120 dias após a semeadura, a adubação com BG resultou em maior produção de matéria seca em comparação aos demais tratamentos organominerais, sem diferenças significativas em relação à fertilização mineral (Tabela 3). Esse desempenho superior deve-se à maior estabilidade estrutural do BG, que promove liberação gradual de nutrientes, contribuindo para a manutenção do crescimento da *U. brizantha* cv. BRS Paiaguás ao longo do tempo (Farhangi-Abriz e Torabian, 2018; Frimpong et al. 2021).

A forma física do fertilizante, especialmente a granulação, influencia diretamente sua eficiência agrônômica. No presente estudo, o BG superou o BP, evidenciando que a granulometria afeta a dinâmica de retenção e liberação de nutrientes no solo (Bista et al. 2019; Chrysargyris et al. 2020). Grânulos maiores e mais estáveis, como os do BG, apresentam menor solubilidade, o que reduz perdas por lixiviação e favorece o fornecimento gradual de nutrientes às raízes, em consonância com as exigências da planta ao longo do ciclo de crescimento. Embora os fertilizantes organominerais em pó também apresentem potencial agrônômico, sua menor estabilidade estrutural e maior solubilidade podem comprometer o fornecimento contínuo de nutrientes em estágios mais avançados do desenvolvimento vegetal. Assim, os resultados ressaltam que, além da composição química, as características físicas dos fertilizantes, como granulometria e solubilidade, são determinantes para a eficiência da adubação organomineral (Frazão et al. 2021). Dessa forma, o BG destaca-se como uma alternativa promissora e sustentável para otimizar a fertilidade do solo e a produtividade agrícola, especialmente em sistemas

de cultivo de médio a longo prazo.

Acúmulo de nutrientes e matéria seca nos compartimentos das plantas cortes de uniformização durante a simulação de pastejo, PA, Raízes e Total, após a simulação de pastejo

Os fertilizantes organominerais diferiram entre si para acúmulo de nutrientes e produção de matéria seca durante e após as simulações de pastejo. A forma granulada do biocarvão (BG) exibiu maior acúmulo de P na parte aérea (Tabela 5) e a absorção de N, P, Mg e S no final do ciclo de cultivo em comparação às demais adubações organominerais, não diferindo da adubação NPK (Tabela 5), indicando que a granulometria afeta a disponibilidade dos nutrientes para as plantas (Ismail et al. 2023).

A matéria seca total (MST) e a matéria seca das raízes (MSR) não diferiram entre os tratamentos organominerais e o NPK, enquanto a parte aérea (MSPA) foi significativamente maior sob fertilização mineral (Tabela 5). No entanto, os tratamentos com biochar e lodo superaram o controle, destacando a eficácia dessas fontes no suprimento nutricional da *Urochloa brizantha*. Resultados semelhantes foram observados por Ferreira et al. (2022), reforçando o potencial dos organominerais como alternativa ao uso exclusivo de fertilizantes minerais. A semelhança entre as fontes adubadas pode estar associada à capacidade dos organominerais em melhorar a estrutura do solo e contribuindo para o crescimento vegetal (Dey & Mavi, 2022; Xu et al. 2023). Os resultados sugerem que FOMs podem ser tão eficazes quanto fertilizantes minerais em produtividade e, em alguns casos, mais vantajosos, por contribuírem para a redução da poluição e menores custos (Islam et al. 2019).

Na parte aérea, o tratamento NPK apresentou maior acúmulo de N, seguido pelo BG, enquanto os demais tratamentos organominerais, incluindo o lodo, apresentaram valores inferiores (Tabela 5). Para os compartimentos radicular e total, BG e NPK foram estatisticamente semelhantes e superiores aos demais. O BG pode promover maior acúmulo de N ao aumentar o carbono orgânico do solo, estimular a biomassa microbiana e intensificar a nitrificação (Egamberdieva et al. 2021; Yang et al. 2023). Além disso, melhora a eficiência de uso do N ao reduzir perdas por lixiviação (Kizito et al. 2019). A adubação com lodo (LG e LP), apesar de inferior ao BG e ao

NPK, superou significativamente o tratamento controle, indicando que a combinação de fontes orgânicas e minerais é benéfica para a absorção de N (Mota et al. 2019).

Para o P, o BG proporcionou o maior acúmulo na PA, e apresentou desempenho semelhante ao NPK no acúmulo total da total (Tabela 5). A superioridade do BG na PA está relacionada à sua capacidade de reduzir a adsorção de P por óxidos de Fe e Al em solos tropicais ácidos (Jin et al. 2023), efeito associado ao incremento de pH e à redução da acidez trocável após a aplicação (Zhang et al. 2025). Além disso, a liberação de substâncias húmicas e compostos orgânicos pelo biochar contribui para manter o P em formas lábeis, ao competir com os fosfatos pelos sítios de adsorção no solo (Fonseca et al. 2020; Liu et al. 2023).

A equivalência entre a fertilização NPK e organomineral nas raízes evidencia a eficiência de ambas as fontes na nutrição fosfatada da cultura. Enquanto o menor acúmulo de P no tratamento controle confirma a limitação do nutriente em solos intemperizados (Cardoso et al. 2020; Ferreira et al. 2023), o desempenho equivalente entre NPK e BG no total da planta associado ao acúmulo superior do NPK, no corte de uniformização, indica que, embora o NPK forneça P de forma rápida, os organominerais oferecem uma liberação gradual e sustentada ao longo do ciclo (Agbede, 2021; Vieira et al. 2023).

O K apresentou comportamento semelhante entre todos os tratamentos ao longo do ciclo, exceto no corte de uniformização, em que a fertilização mineral resultou em maior acúmulo (Tabela 4). A alta solubilidade do K no NPK favorece sua absorção rápida, promovendo crescimento imediato (Morais et al. 2023). O K é fundamental para a fotossíntese, regulação osmótica e tolerância ao estresse (Du et al. 2019), o que justifica seu papel direto na produtividade da cultura.

A adubação organomineral também influenciou positivamente a disponibilidade de Ca. No corte de uniformização (Tabela 4) e na PA (Tabela 5), os tratamentos com BG, BP e NPK apresentaram desempenhos semelhantes. Já nos compartimentos radicular e no acúmulo total da planta (Tabela 5), não houve diferença significativa entre as adubações organomineral e mineral, demonstrando que ambas foram eficazes na liberação gradual de Ca por meio da interação com compostos orgânicos presentes no solo (Crusciol et al. 2020; Mumbach et al. 2020). O biocarvão atua como reservatório de Ca, liberando-o gradualmente devido à sua estrutura porosa e alta CTC (Prasad et al. 2019). Além disso, sua capacidade de elevar o pH do solo reduz a adsorção de Ca em ambientes ácidos, aumentando a disponibilidade do nutriente e

minimizando perdas por lixiviação (Banik et al. 2021).

O acúmulo de Mg na PA não diferiu entre as adubações organominerais e mineral (Tabela 5), indicando que ambas as fontes forneceram o nutriente em níveis adequados para as plantas. No corte de uniformização (Tabela 4), bem como nos compartimentos radicular e total da planta (Tabela 5), os tratamentos com BG e NPK apresentaram desempenhos semelhantes entre si e superiores aos demais FOM. A disponibilidade de Mg é essencial para processos fisiológicos, como a fotossíntese, síntese de clorofila e regulação osmótica (Colmenero-Flores et al. 2019; Rodríguez et al. 2020). Embora o desempenho de BG tenha sido equivalente ao NPK, destaca-se seu potencial em promover práticas agrícolas sustentáveis (Islam et al. 2019; Petrus et al. 2020), devido à alta densidade aparente e resistência à decomposição, que favorecem a retenção de nutrientes no solo (Liao et al. 2022).

O S desempenha papel fundamental no metabolismo vegetal, sendo essencial para a síntese de proteínas e compostos sulfurados (Aarabi et al. 2020). A fertilização mineral proporcionou maior acúmulo de S na parte aérea, nas raízes e no corte de uniformização (Tabela 5), evidenciando sua eficácia no fornecimento do nutriente e destacando a importância do S para o crescimento e desenvolvimento da cultura. Enquanto, para o total da planta, os maiores acúmulos foram observados nos tratamentos com BG e NPK. O biocarvão, além de aumentar a disponibilidade de nutrientes, pode atuar em sinergia com adubos minerais, promovendo a absorção de S e mitigando a fitotoxicidade de metais pesados (Park et al. 2011). A absorção eficiente de S, bem como de outros nutrientes, depende da interação entre as características do solo, a fonte de adubação e as exigências da cultura (Mau et al. 2022).

O desempenho inferior ou intermediário dos tratamentos com LG e LP pode estar relacionado à menor densidade, solubilidade e teor de nutrientes dessas formulações, fatores que afetam a eficiência da liberação e absorção de nutrientes. Apesar disso, os tratamentos com lodo foram superiores ao controle em todos os parâmetros analisados, reafirmando seu potencial como alternativa viável de adubação, sobretudo quando integrados a fontes minerais (Mota et al. 2019).

De forma integrada, o desempenho do BG pode ser atribuído às suas propriedades físico-químicas, como elevada capacidade de troca catiônica (CTC), estrutura porosa, alta densidade aparente e resistência à decomposição, que favorecem a retenção de umidade e nutrientes, a liberação gradual de elementos

essenciais e o aumento do pH do solo. Além disso, o biochar reduz a fixação de fósforo ao competir pelos sítios de adsorção, mantendo-o disponível para as plantas (Fonseca et al. 2020; Islam et al. 2019; Jin et al. 2023; Liao et al. 2022; Liu et al. 2023; Mensah & Frimpong, 2018; Petrus et al. 2020; Sarango et al. 2022; Wang et al. 2023). Esse conjunto de características explica a equivalência ou superioridade do BG em relação à fertilização mineral, destacando seu potencial como alternativa sustentável para sistemas de produção.

Atributos químicos do solo após o cultivo de *Urochloa brizantha* cv. BRS Paiaaguás

A aplicação de BG e BP elevou o pH do solo em comparação aos demais tratamentos (Tabela 6). O aumento do pH está relacionado à alcalinidade e ao elevado teor de cinzas do biochar, atribuídos à sua origem em lodo de esgoto compostado, fonte com maior capacidade alcalinizante do que biocarvões derivados de resíduos vegetais (Huff et al. 2018; Singh et al. 2022). Esse efeito contribui para a correção da acidez e a melhoria da qualidade química do solo, favorecendo a produtividade agrícola.

Estudos adicionais corroboram que o biocarvão pode modificar as propriedades físicas e químicas do solo, inclusive aumentando sua capacidade de retenção de água (Huang et al. 2021). O produto de cinzas resultante da pirólise contém óxidos e hidróxidos de metais alcalinos que se dissolvem facilmente em água, promovendo a elevação do pH (Silva et al. 2017).

Em contrapartida, o uso de lodo compostado resultou na redução do pH do solo, o que pode ser explicado pela liberação de íons H^+ durante o processo de nitrificação, em que o NH_4^+ é convertido em NO_3^- , acidificando o substrato (Haynes & Zhou, 2016; Cardoso et al. 2022). Esse efeito acidificante, comum em materiais orgânicos compostados, pode comprometer a disponibilidade de nutrientes em solos já naturalmente ácidos.

Além do efeito sobre o pH, a aplicação de biocarvão também contribuiu para o aumento da disponibilidade de P no solo, especialmente no tratamento com BG. Esse efeito está relacionado à melhoria na retenção de água, à estimulação da atividade microbiana e à maior estabilidade do C orgânico no solo (Zheng et al. 2019). A estrutura porosa do biocarvão também aumenta sua capacidade de adsorver P,

reduzindo perdas por lixiviação (Libutti et al. 2020). Por outro lado, o menor teor de P no tratamento sem adubação reflete a ausência de adubação, reforçando a importância do uso de fertilizantes para garantir níveis adequados de nutrientes (Grafmüller et al. 2022). A redução dos teores de P após o cultivo de *Urochloa brizantha* pode ser atribuída à absorção pelas plantas e à imobilização do nutriente por reações químicas, além da competição com microrganismos do solo (Lu et al. 2022; Taylor et al. 2023; Zhang et al. 2022)

No caso do K, teores adequados são essenciais para o desenvolvimento radicular e a produção de biomassa. A redução nos teores de K observada nos tratamentos com fertilização mineral e organomineral em relação ao controle (Tabela 6) pode estar relacionada à absorção ativa pelas plantas ao longo do crescimento, sendo esse um processo dinâmico, influenciado pela fase de desenvolvimento da cultura e pelas interações com outros nutrientes (Fachini et al. 2021).

A interação entre os nutrientes fornecidos pelos fertilizantes minerais e a dinâmica do solo também influenciou os teores de Al trocável (Tabela 6). O maior teor de Al trocável registrado no solo com fertilização mineral pode ser explicado pela acidificação do solo, resultante do processo de solubilização das fontes minerais (Nishigaki et al. 2019; Qaswar et al. 2020). Por outro lado, os tratamentos com lodo não apresentaram diferenças significativas nesse parâmetro, possivelmente, devido à presença de compostos orgânicos que reduzem as formas de Al^{3+} no solo (Greenberg et al. 2019). Além disso, o biocarvão demonstrou capacidade de reduzir a disponibilidade de Al^{3+} em solos ácidos ao elevar o pH, funcionando como corretivo da acidez e reduzindo a mobilidade de metais potencialmente tóxicos (Hailegnaw et al. 2020).

Esses efeitos também foram observados na acidez potencial ($H + Al$), que aumentou com a aplicação de fertilizantes minerais (Tabela 6), confirmando sua natureza acidificante (Mota et al. 2019). A acidez potencial é um indicador relevante da saúde do solo, pois a elevação da acidez potencial pode reduzir a disponibilidade de nutrientes e afetar negativamente o desenvolvimento das plantas (Crusciol et al. 2020). Por outro lado, a adição de fertilizantes organominerais aumentam a resiliência do solo quanto a alterações da sua acidez, em virtude da disponibilização de compostos orgânicos responsáveis pela formação de cargas e agente tamponante (Mota et al. 2019).

Apesar dessas variações, não foram observadas diferenças significativas entre

as adubações mineral e organomineral quanto à soma de bases (SB) e teor de K no solo (Tabela 6). A SB é um parâmetro importante para a avaliação da fertilidade, por refletir a disponibilidade de cátions essenciais como Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^+ . Fertilizantes organominerais, por sua composição, favorecem a mineralização de nutrientes e o aumento da atividade microbiana em solos ácidos (Girma et al. 2020). Além disso, diferentemente dos fertilizantes minerais, os organominerais liberam compostos orgânicos e estimulam a diversidade microbiana, o que contribui para a manutenção da fertilidade do solo a longo prazo (Wu et al. 2019).

A capacidade de troca catiônica (CTC) também é um parâmetro relevante na avaliação da fertilidade do solo, indicando sua capacidade de reter e disponibilizar nutrientes. Os maiores valores de CTC foram observados nos tratamentos com lodo pó e granulado, seguido dos tratamentos com biocarvão (Tabela 6). Esse resultado foi atribuído à liberação de substâncias húmicas ricas em grupamentos funcionais com cargas negativas e ao potencial aumento na atividade microbiana, responsáveis pela ciclagem de nutrientes no solo. De acordo com Silva et al. (2022), a adição de resíduos orgânicos estabilizados, como o lodo de esgoto, favorece o aumento da CTC devido à presença de compostos orgânicos com alta densidade de cargas negativas.

No caso do biocarvão, sua eficácia está diretamente relacionada às propriedades físico-químicas, como a área superficial e a presença de grupos oxigenados, que contribuem para a retenção de nutrientes e para o estímulo à atividade microbiológica (Yadav et al. 2019; Karimi et al. 2020). Entretanto, a menor CTC observada no biocarvão pode ser explicada pelo processo de pirólise, que, ao promover a degradação térmica da matéria orgânica, reduz a quantidade de grupamentos funcionais oxigenados, como carboxilas e fenóis, responsáveis pelas cargas negativas (Antonangelo et al. 2025). Além disso, como a CTC potencial é estimada pela soma de bases trocáveis e acidez potencial ($\text{H}^+ + \text{Al}^{3+}$), a redução deste último nos solos tratados com biochar, devido ao aumento do pH e neutralização da acidez, contribui diretamente para a diminuição dos valores de CTC calculados, ainda que a qualidade química do solo tenha sido melhorada. As condições de pirólise, como temperatura e tempo de residência, afetam significativamente as propriedades do biocarvão (Liu et al. 2025; Schleder et al. 2024).

O aumento no teor de carbono orgânico (CO) nos tratamentos com adubações organominerais, em comparação ao tratamento sem adubação e à fertilização mineral (Tabela 6), reforça o papel desses fertilizantes na melhoria da qualidade e

sustentabilidade do solo. A incorporação de lodo, por exemplo, contribui para o acúmulo de matéria orgânica e promove melhorias nas propriedades físicas, químicas e biológicas do solo (Bicalho et al. 2024; Pegoraro et al. 2024; Viana et al. 2025). Entre os efeitos benéficos, destacam-se a maior porosidade, redução da densidade aparente e maior eficiência na disponibilização de fósforo (Rodrigues et al. 2021). No caso dos fertilizantes à base de biocarvão, observa-se, ainda, a capacidade de aumentar os estoques de carbono estável no solo, com potencial para mitigar emissões de gases de efeito estufa e contribuir para o sequestro de carbono, reforçando sua aplicabilidade em sistemas agrícolas mais resilientes às mudanças climáticas (Alves et al. 2021).

Relações multivariadas entre a produção de plantas, acúmulo de nutrientes e fertilidade do solo

O uso de fertilizantes organominerais, especialmente o BG, mostrou-se eficaz na promoção da nutrição mineral das plantas, corroborando com estudos que destacam a importância da integração entre fontes orgânicas e minerais para melhorar a fertilidade do solo e a eficiência no uso de nutrientes (Rafael et al. 2019; Cao et al. 2021). A forma granulada confere vantagens ao biocarvão, como maior densidade aparente, resistência à decomposição, reduz as perdas por erosão e lixiviação e pode melhorar a liberação e retenção de nutrientes no solo, promovendo melhor desempenho das plantas (Grafmüller et al. 2022; Liao et al. 2022). Além disso, a granulação favorece o manuseio, a aplicação uniforme no campo e a persistência do fertilizante no solo, potencializando seus efeitos agrônômicos (Rostocki et al. 2022).

A associação da matéria seca total (DMT) ao eixo PCA1 (Figura 4) reforça que os tratamentos com BG e NPK não apenas aumentaram a produção de biomassa, mas também contribuíram para a melhoria dos atributos químicos do solo, com destaque para o fósforo disponível (P) e o fósforo remanescente (Prem), demonstrando a redução do caráter drenado do solo por esse nutriente.

Estudos anteriores demonstraram que a adição de biocarvão pode aumentar a retenção de nutrientes e melhorar a estrutura do solo, resultando em aumento significativo na produtividade das culturas (Hossain et al. 2020). A correlação positiva entre as variáveis H+Al e CTC com o PCA1 reforça a ideia de que a acidez do solo e

a capacidade de troca catiônica são fatores que influenciam a disponibilidade de nutrientes, especialmente em solos tropicais, onde a acidez é frequentemente um desafio (Glaser & Lehr, 2019). Meta-análise realizada por Singh et al. (2022) confirma que a aplicação de biocarvão aumenta em 46, 20 e 27%, respectivamente, o pH, a CTC e o carbono orgânico do solo (Singh et al. 2022).

A variável CO apresentou correlação positiva com a PCA 2, sendo associada aos tratamentos com BG e BP. Isso indica que a adubação organomineral, especialmente com biocarvão, contribuiu significativamente para o aumento do CO no solo. O biocarvão é uma fonte de carbono estável e de lenta decomposição, que melhora a qualidade do solo ao favorecer a retenção de água, a capacidade de troca catiônica e a atividade microbiana, além de contribuir para o sequestro de carbono (Li et al. 2025). Por outro lado, os tratamentos com fertilização mineral e sem adubação apresentaram menor contribuição para o CO (Figura 4). A fertilização mineral pode aumentar o fluxo de CO₂ no solo, mas não necessariamente contribui para a estabilidade do CO a longo prazo (Zhou et al. 2025). Por outro lado, a ausência de adubação pode resultar em menor produtividade e menor acúmulo de C no solo, o que pode comprometer a sustentabilidade agrícola (Hei et al. 2024).

A proximidade das variáveis Mg e Ca com o tratamento sem adubação, indica que, apesar do menor desempenho produtivo, esses tratamentos apresentaram teores relativamente mais altos de Mg no solo, o que pode estar relacionado à baixa absorção pelas plantas ou à menor competição iônica. Nos demais tratamentos, especialmente aqueles que promoveram maior crescimento vegetal, como BG, BP, SG e NPK, houve absorção mais efetiva desses cátions, incluindo o K, o que contribuiu para o afastamento dessas variáveis em relação ao tratamento WF na análise de componentes principais. A disponibilidade de Mg no solo é influenciada por vários fatores, incluindo a acidez do solo e a presença de outros elementos como Ca e K. Estudos demonstram que a presença excessiva de K pode interferir na absorção de Mg pelas plantas, levando a deficiências de Mg, especialmente em solos ácidos (Zhang et al. 2021).

A adubação com BG mostrou-se tão eficaz quanto a fertilização mineral na nutrição da *Urochloa brizantha* cv. BRS Paiaguás, promovendo maior acúmulo de biomassa e melhorias nos atributos químicos do solo, como o fósforo disponível. Ambos os tratamentos favoreceram a disponibilidade e absorção de nutrientes, refletindo-se em maior produtividade. Em contrapartida, a ausência de adubação

resultou em menor desenvolvimento vegetal, evidenciando a limitação da produção em solos não fertilizados.

Além do BG, a utilização de biocarvão em pó (BP) e de lodo compostado, tanto no formato pó quanto granulado, também demonstraram potencial para elevar a fertilidade do solo e os teores de CO, uma variável essencial para a qualidade e sustentabilidade dos sistemas agrícolas. O aumento do CO contribui diretamente para a estruturação do solo, retenção de água, atividade biológica e capacidade de troca catiônica, além de representar uma estratégia eficaz de sequestro de carbono, alinhada aos princípios da agricultura de baixo impacto ambiental (Schleiderer et al. 2024).

As diferenças físicas entre os fertilizantes granulados e em pó influenciaram diretamente a liberação de nutrientes e a resposta das plantas. Os fertilizantes granulados (BG e LG), por apresentarem maior densidade e resistência à decomposição, promoveram liberação mais lenta e sustentada dos nutrientes, favorecendo o acúmulo de biomassa e nutrientes em estágios mais avançados do ciclo (Gaudutis et al. 2023). Já os fertilizantes em pó (BP e LP), devido à maior área de contato com o solo, resultaram em liberação mais imediata, com efeito inicial mais pronunciado, porém menor efeito residual. Esses resultados reforçam que a granulação atua como mecanismo de controle da disponibilidade de nutrientes, contribuindo para o melhor aproveitamento dos fertilizantes organominerais ao longo do tempo (Kibet et al. 2023; Yang et al. 2023).

Conclusão

O presente estudo evidencia a eficácia da adubação organomineral como alternativa sustentável em comparação à fertilização mineral na produção de *Urochloa brizantha* cv. BRS Paiaguás. Ao longo de 120 dias de cultivo, a adubação com fertilizantes organominerais e minerais aumenta a produção de matéria seca das raízes e total, enquanto para a parte aérea, a fertilização mineral apresenta maior biomassa.

O uso do biocarvão granulado se destacou pelo maior acúmulo de P na parte aérea, superando as demais formas de adubação e contribuindo para o aumento da fertilidade do solo. A análise do acúmulo total na planta confirmou a eficácia dos

fertilizantes organominerais em promover crescimento equilibrado, com os tratamentos NPK e BG apresentando os maiores acúmulos de N, P, Mg e S.

A adubação organomineral não apenas aumenta a CTC e os teores de matéria orgânica, mas também contribui para a modificação da acidez do solo, reduzindo a toxicidade do Al e promovendo ambiente favorável ao crescimento das plantas.

Portanto, a adoção de práticas de fertilização organomineral pode ser uma estratégia sustentável para a agricultura, promovendo não apenas a produtividade das culturas, mas, também, a conservação e a recuperação da qualidade do solo. A continuidade de estudos nesta área é essencial para otimizar as formulações de fertilizantes e entender melhor as interações entre os diferentes componentes do solo e as plantas, contribuindo, assim, para um sistema agrícola mais sustentável e resiliente.

REFERÊNCIAS

- Aarabi F, Naake T, Fernie A R, Hoefgen R (2020) Coordinating sulfur pools under sulfate deprivation. *Trends in Plant Science*, 25(12), 1227-1239. <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2020.07.007>
- Antonangelo JA., Sun X, Eufrade-Junior HJ (2025) impact on soil health and tree-based crops: a review. *Biochar* 7, 5. <https://doi.org/10.1007/s42773-025-00450-6>
- Alcarde JC (2009) Manual de análise de fertilizantes. Piracicaba, FEALQ. 259p.
- Agbede TM (2021) Effect of tillage, biochar, poultry manure and NPK 15-15-15 fertilizer, and their mixture on soil properties, growth and carrot (*Daucus Carota* L.) yield under tropical conditions. *Heliyon*, 7(6), e07391. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2021.e07391>
- Agbede TM, Oyewumi A (2022) Benefits of , poultry manure and biochar–poultry manure for improvement of soil properties and sweet potato productivity in degraded tropical agricultural soils. *Resources, Environment and Sustainability*, 7, 100051. <https://doi.org/10.1016/j.resenv.2022.100051>
- Ali I, Ullah S, He L, Zhao Q, Iqbal A, Wei S, Xá T, Ali N, Bo Y, Adnan M, Amanula, Jiang L (2020) Combined application of biochar and nitrogen fertilizer improves rice yield, microbial activity and n-metabolism in a pot experiment. *Peerj*, 8, e10311. <https://doi.org/10.7717/peerj.10311>
- Alves BSQ, Zelaya KPS, Colen F, Frazão LA, Napoli A, Parikh SJ, Fernandes LA (2021) Effect of sewage sludge and sugarcane bagasse on soil properties and sugar beet production. *Pedosphere*, 31, 572-582. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(21\)60003-6](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(21)60003-6).

Balidakis A, Karagianni A, Ipsilantis I (2023) Sewage sludge treated with bentonite, vermiculite or biochar can improve soil properties and enhance growth of grasses. *Soil Use and Management*, 39(4), 1403-1421. <https://doi.org/10.1111/sum.12931>

Banik C, Koziel J, De M, Bonds D, Chen B, Singh A, Licht MA (2021) Biochar-swine manure impact on soil nutrients and carbon under controlled leaching experiment using a midwestern mollisols. *Frontiers in Environmental Science*, 9. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.609621>

Bautista J, Hernández-Mendoza F, García-Gaytán V (2020) Impact on yield, biomass, mineral profile, pH, and electrical conductivity of cherry tomato fruit using a nutrient solution and a silicon-based organomineral fertilizer. *Advances in Agriculture*, 2020, 1-7. <https://doi.org/10.1155/2020/8821951>

Bernal M, Albuquerque JA, Moral R (2009) Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. a review. *Bioresource Technology*, 100(22), 5444-5453. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.11.027>

Bicalho SF, Pegoraro RF, Almeida Neta MN, Barroso AMF, França LO, Santos LS, Silva RR, Rodrigues MN, Sampaio RA, Viana LB (2024) Biochemical changes, metal content, and spectroscopic analysis in sewage sludge composted with lignocellulosic residue using FTIR-MIR and FTIR-NIR. *Environmental Science and Pollution Research*, 31(24), 35727-35743. <https://doi.org/10.1007/s11356-024-33652-9>

Biyada S, Merzouki M, Elkarrach K, Benlemlih M (2020) Spectroscopic characterization of organic matter transformation during composting of textile solid waste using UV–Visible spectroscopy, Infrared spectroscopy and X-ray diffraction (XRD). *Microchem. J* 159:105314. <https://doi.org/10.1016/j.microc.2020.105314>

Bista P, Ghimire R, Machado S, Pritchett L (2019) effects on soil properties and wheat biomass vary with fertility management. *Agronomy*, 9(10), 623. <https://doi.org/10.3390/agronomy9100623>

Bouhia Y, Hafidi M, Ouhdouch Y, Boukhari ME, Mphatso C, Zeroual Y, Lyamlouli K (2022) Conversion of waste into organo-mineral fertilizers: current technological trends and prospects. *Rev Environ Sci Biotechnol* 21:425–446. <https://doi.org/10.1007/s11157-022-09619-y>

Brazil (2020a) Normative Instruction No. 61, dated July 8, 2020. Establishes rules on definitions, requirements, specifications, guarantees, tolerances, registration, packaging, and labeling of organic fertilizers and biofertilizers, intended for agriculture. DOU, 15/07/2020, Section 1.

Cardoso PHS, Gonçalves PWB, Alves GO, Pegoraro RF, Sampaio, RA (2021) Production of organic fertilizer based on sewage sludge cultivated with grass under an aeration system. *Revista Ceres*, 68(5), 471-483. <https://doi.org/10.1590/0034->

737x202168050012

Cardoso PHS, Gonçalves PWB, Alves GO, Pegoraro RF, Fernandes LA, Frazão LA, Sampaio RA (2022) Improving the quality of organic compost of sewage sludge using grass cultivation followed by composting. *J Environ Manag* 314:115076. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115076>.

Carciochi WD, Ferrari JL, Orden L, Galantini JA (2024) Pelletized Organomineral vs. Inorganic Nitrogen and Phosphorus Fertilizers: Impact on Wheat Nutritional Status, Productivity, and Grain Quality. *J Soil Sci Plant Nutr* 24, 7361–7372 (2024). <https://doi.org/10.1007/s42729-024-02045-9>

Cao D, Lan Y, Chen W, Yang X, Wang D, Ge S, Yang J, Wang, Q (2021) Successive applications of fertilizers blended with biochar in the soil improve the availability of phosphorus and productivity of maize (*Zea Mays L.*). *European Journal of Agronomy*, 130, 126344. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2021.126344>

Chrysargyris A, Prasad M, Kavanagh A, Tzortzakis N (2020) Biochar type, ratio, and nutrient levels in growing media affects seedling production and plant performance. *Agronomy*, 10(9), 1421. <https://doi.org/10.3390/agronomy10091421>

Cissé D, Cornélis J, Traoré M, Saba F, Coulibaly K, Lefebvre D, Colinet G, Nacro HB (2021) Co-composted biochar to decrease fertilization rates in cotton–maize rotation in burkina faso. *Agronomy Journal*, 113(6), 5516-5526. <https://doi.org/10.1002/agj2.20867>

Clurman AM, Rodríguez-Narváez OM, Jayarathne A, Silva GD, Ranasinghe MI, Goonetilleke A, Bandala ER (2020). Influence of surface hydrophobicity/hydrophilicity of biochar on the removal of emerging contaminants. *Chemical Engineering Journal*, 402, 126277. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.126277>.

Colmenero-Flores JM, Franco-Navarro JD, Cubero-Font P, Peinado-Torrubia P, Rosales MA (2019) Chloride as a beneficial macronutrient in higher plants: new roles and regulation. *International Journal of Molecular Sciences*, 20(19), 4686. <https://doi.org/10.3390/ijms20194686>

Crusciol CAC, Campos M, Martello JM, Alves CJ, Nascimento CAC, Pereira JCR, Cantarella H (2020) Organomineral fertilizer as source of p and k for sugarcane. *Scientific Reports*, 10(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-020-62315-1>

Dai P, Cong P, Wang P, Dong J, Dong Z, Song W (2021) Alleviating soil acidification and increasing the organic carbon pool by long-term organic fertilizer on tobacco planting soil. *Agronomy*, 11(11), 2135. <https://doi.org/10.3390/agronomy11112135>

Dey D, Mavi M. (2022) Co-application of biochar with non-pyrolyzed organic material accelerates carbon accrual and nutrient availability in soil. *Environmental*

Technology & Innovation, 25, 102128. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2021.102128>

Deeks L, Chaney K, Murray C, Sakrabani R, Gedara S, Le M, Tyrrel S, Pawlett, Leia R, Smith G. (2013) A new sludge-derived organo-mineral fertilizer gives similar crop yields as conventional fertilizers. *Agronomy for Sustainable Development*, 33(3), 539-549. <https://doi.org/10.1007/s13593-013-0135-z>

Diaz LF, Bertoldi M, Bidlingmaier W, Stentiford E (2011) *Compost science and technology*. Elsevier. <https://www.elsevier.com/books/compost-science-and-technology/diaz/978-0-08-043960-0>

Du Qi, Zhao X, Xia L, Jiang C, Wang X, Han Y, Wang J, Yu H (2019) Effects of potassium deficiency on photosynthesis, chloroplast ultrastructure, ROS, and antioxidant activities in maize (*Zea mays* L.). *Journal of Integrative Agriculture*, 18(2), 395-406. [https://doi.org/10.1016/S2095-3119\(18\)61953-7](https://doi.org/10.1016/S2095-3119(18)61953-7).

Egamberdieva D, Ma H, Reckling M, Omari R, Wirth S, Bellingrath-Kimura S (2021) Interactive effects of biochar, nitrogen, and phosphorous on the symbiotic performance, growth, and nutrient uptake of soybean (*Glycine max* L.). *Agronomy*, 12(1), 27. <https://doi.org/10.3390/agronomy12010027>

Fachini J, Figueiredo CC, Frazão JJ, Rosa SD, Silva J, Vale AT (2021) Novel K-enriched organomineral fertilizer from sewage sludge-biochar: Chemical, physical and mineralogical characterization. *Waste Management*, 135,98-108. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.08.027>

Farhangi-Abriz S, Torabian S (2018) Effect of biochar on growth and ion contents of bean plant under saline condition. *Environ Sci Pollut Res* 25, 11556–11564. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-1446-z>

Ferreira EB, Cavalcanti PP, Nogueira DA, Ferreira MEB (2018) Package 'ExpDes.pt'. R package version, 1.

Ferreira GW, Lourenzi CR, Comin JJ, Loss A, Giroto E, Ludwig MP, Freiberg JA, Camera DO, Marchezan C, Natália Palermo NM, Scopel G, Thoma ALS, Charopem AB, Moura-Bueno JM, Drescher GL, Brunetto G (2023) Effect of organic and mineral fertilizers applications in pasture and no-tillage system on crop yield, fractions and contaminant potential of Cu and Zn. *Soil and Tillage Research*, 225:105523. <https://doi.org/10.1016/j.still.2022.105523>.

Ferreira PAA, Ceretta CA, Lourenzi CR, De Conti L, Marchezan C, Giroto E, Tiecher TL, Palermo NM, Parent L-É, Brunetto G (2022) Long-Term Effects of Animal Manures on Nutrient Recovery and Soil Quality in Acid Typic Hapludalf under No-Till Conditions. *Agronomy* 12(2):243. <https://doi.org/10.3390/agronomy12020243>

Ferreira JBN, Gabetto FP, Araujo, ACM, Dias RC, Sobrinho NMBA, Zonta E (2023) Combining biosolid and mineral sources of phosphorus and potassium in organomineral fertilizers influences the dynamics and efficiency of nutrient release.

Environ Geochem Health 45, 4965–4978. <https://doi.org/10.1007/s10653-023-01555-2>

Fonseca A, Santos D, Passos R, Andrade F, Rangel O (2020) Phosphorus availability and grass growth in biochar-modified acid soil: a study excluding the effects of soil pH. *Soil Use and Management*, 36(4), 714–725. <https://doi.org/10.1111/sum.12609>

Fontana M, Bragazza L, Guillaume T, Santonja M, Buttler A, Elfouki S, Sinaj S (2021) Valorization of calcium phosphite waste as phosphorus fertilizer: effects on green manure productivity and soil properties. *Journal of Environmental Management*, 285, 112061. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112061>

Florentino AL, Ferraz AV, Gonçalves JLM, Asensio V, Muraoka T, Dias CTS, Nogueira TAR, Capra GF, Abreu-Junior CH (2019) Long-term effects of residual sewage sludge application in tropical soils under Eucalyptus plantations. *Journal of Cleaner Production* 220, 177–187. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.02.065>

Frimpong KA, Phares CA, Boateng I, Abban-Baidoo E, Apuri L (2021) One-time application of biochar influenced crop yield across three cropping cycles on tropical sandy loam soil in Ghana. *Heliyon*, 7(2), e06267. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2021.e06267>

Frazão JJ, Benites VM, Ribeiro JVS, Pierobon VM, Lavres J (2019) Agronomic effectiveness of a granular poultry litter-derived organomineral phosphate fertilizer in tropical soils: soil phosphorus fractionation and plant responses. *Geoderma*, 337, 582–593. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.10.003>

Fuglie K, Peters M, Burkart S (2021) The extent and economic significance of cultivated forage crops in developing countries. *Front. Sustain. Food Syst.* 5, 712136. <https://doi.org/10.3389/fsufs.2021.712136>

Gamage A, Basnayake B, Costa J, Merah O (2021) Effects of rice husk biochar coated urea and anaerobically digested rice straw compost on the soil fertility, and cyclic effect of phosphorus. *Plants*, 11(1), 75. <https://doi.org/10.3390/plants11010075>

Gaudutis A, Jotautienė E, Miėdažys R, Bivainis V, Jasinskis A (2023) Sustainable use of biochar, poultry and cattle manure for the production of organic granular fertilizers. *Agronomy*, 13(5), 1426. <https://doi.org/10.3390/agronomy13051426>

Girma T, Biazin B, Beyene S, Lemaga B (2020) Integrated application of organic and blended mineral fertilizers improves potato productivity and income for smallholder farmers in acidic soils. *Environment and Natural Resources Research*, 10(1), 61. <https://doi.org/10.5539/enrr.v10n1p61>

Glaser B, Lehr VI (2019) Biochar effects on phosphorus availability in agricultural soils: A meta-analysis. *Sci Rep* 9, 9338. <https://doi.org/10.1038/s41598-019->

45693-z

Grafmüller J, Schmidt H, Kray D, Hagemann N (2022) Root-zone amendments of biochar-based fertilizers: yield increases of white cabbage in temperate climate. *Horticulturae*, 8(4), 307. <https://doi.org/10.3390/horticulturae80403074>

Greenberg I, Kaiser M, Polifka S, Wiedner K, Glaser B, Ludwig B (2019) The effect of biochar with biogas digestate or mineral fertilizer on fertility, aggregation and organic carbon content of a sandy soil: results of a temperate field experiment. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 182(5), 824-835. <https://doi.org/10.1002/jpln.201800496>

Hailegnaw NS, Mercl F, Pračke K, Száková J, Tlustoš P (2019) Mutual relationships of biochar and soil pH, CEC, and exchangeable base cations in a model laboratory experiment. *Journal of Soils and Sediments*, 19(5), 2405-2416. <https://doi.org/10.1007/s11368-019-02264-z>

Hailegnaw NS, Mercl F, Pračke K, Praus L, Száková J, Tlustoš P (2020) The Role of Biochar and Soil Properties in Determining the Available Content of Al, Cu, Zn, Mn, and Cd in Soil. *Agronomy*, 10(6), 885. <https://doi.org/10.3390/agronomy10060885>

Hamdi H, Hechmi S, Khelil MN, Zoghلامي RI, Benzarti S, Mokni-Tlili S, Hassen A, Jedidi N (2019) Repetitive land application of urban sewage sludge: effect of amendment rates and soil texture on fertility and degradation parameters. *Catena*, 172, 11-20. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.08.015>

Haug RT (2018) The practical handbook of compost engineering. <https://doi.org/10.1201/9780203736234>

Haynes RJ, Zhou YF (2016) Comparison of the chemical, physical and microbial properties of composts produced by conventional composting or vermicomposting using the same feedstocks. *Environ Sci Pollut Res* 23, 10763–10772 (2016). <https://doi.org/10.1007/s11356-016-6197-0>

Hei Z, Geisen S, Shao J, Yang Y, Liu F, Hu S, Zhang H, Kammenga J, Chen Y (2024) Increases in macroaggregate fractions following organic fertilizer application decrease microbial-driven CO₂ release. *Applied Soil Ecology*. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2024.105530>.

Hossain MZ, Bahar MM, Sarkar B, Donne SW, Ok YS, Palansooriya KN, Kirkham MB, Chowdhury S, Bolan N (2020) Biochar and its importance on nutrient dynamics in soil and plant. *Biochar* 2, 379–420. <https://doi.org/10.1007/s42773-020-00065-z>

Huang H, Reddy N, Huang X, Chen P, Pei-ying W, Zhang Y, Huang Y, Lin P, Garg, A (2021) Effects of pyrolysis temperature, feedstock type and compaction on water retention of biochar amended soil. *Scientific Reports*, 11(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-021-86701-5>

Huff M, Marshall S, Saeed H, Lee J (2018) Surface oxygenation of biochar through ozonization for dramatically enhancing cation exchange capacity. *Bioresources and Bioprocessing*, 5(1). <https://doi.org/10.1186/s40643-018-0205-9>

INMET - Instituto Nacional de Meteorologia (2023) BDMEP: Database of historical records. Available at: <http://www.inmet.gov.br/portal/> >. Accessed 1st August, 2023.

Islam M, Halder M, Siddique MAB, Razir SAA, Sikder S, Joardar JC (2019) Banana peel biochar as alternative source of potassium for plant productivity and sustainable agriculture. *Int J Recycl Org Waste Agricult* 8 (Suppl 1), 407-413 <https://doi.org/10.1007/s40093-019-00313-8>

Ismail S, Badawi T, ElSharawy A (2023) Effect of applying biochar on some soil chemical properties, pathogenic fungi and tomato productivity in north sinai. *Journal of Soil Sciences and Agricultural Engineering*, 14(1), 1-9. <https://doi.org/10.21608/jssae.2023.182929.1125>

Jank L, Barrios SCL, Valle CB, Resende RMS, Alves GF (2014) The value of improved pastures to brazilian beef production. *Crop and Pasture Science*, 65(11), 1132. <https://doi.org/10.1071/cp13319>

Jin J, Fang Y, He S, Liu Y, Liu C, Li F, Khan S, Eltohamy KM, Liu, B, Liang X (2023) Improved phosphorus availability and reduced degree of phosphorus saturation by biochar-blended organic fertilizer addition to agricultural field soils. *Chemosphere*, 317, 137809. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.137809>

Kharel G, Sacko O, Feng X, Morris JR, Phillips CL, Trippe KM, Lee JW (2019) Biochar surface oxygenation by ozonization for super high cation exchange capacity. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, 7(19), 16410-16418. <https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.9b03536>

Karimi A, Moezzi A, Chorom M, Enayatizamir N (2020) Application of Biochar Changed the Status of Nutrients and Biological Activity in a Calcareous Soil. *J Soil Sci Plant Nutr* 20, 450–459. <https://doi.org/10.1007/s42729-019-00129-5>

Khan Z, Khan MN, Luo T, Zhang K, Zhu KY, Rana MS, Hu L, Jiang Y (2021) Compensation of high nitrogen toxicity and nitrogen deficiency with biochar amendment through enhancement of soil fertility and nitrogen use efficiency promoted rice growth and yield. *GCB Bioenergy*, 13(11), 1765-1784. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12884>

Khedr M, Emran M, Gispert M, Rashad M (2023) Immobilization of Cr³⁺, Cd²⁺, and Pb²⁺ added to calcareous soil amended with composted agro-industrial residues. *Sci Rep* 13, 8197 (2023). <https://doi.org/10.1038/s41598-023-35358-3>

Kibet P, Mugwe J, Korir N, Mucheru-Muna P, Ngetich F, Mugendi D (2023)

Granular and powdered lime improves soil properties and maize (*Zea mays L.*) performance in humic Nitisols of central highlands in Kenya. *Heliyon*, 9. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e17286>.

Kizito S, Luo H, Lu J, Bah H, Dong R, Wu S (2019) Role of Nutrient-Enriched Biochar as a Soil Amendment during Maize Growth: Exploring Practical Alternatives to Recycle Agricultural Residuals and to Reduce Chemical Fertilizer Demand. *Sustainability* 11(11):3211. <https://doi.org/10.3390/su11113211>

Keerthanan S, Bhatnagar A, Mahatantila K, Jayasinghe C, Ok YS, Vithanage M (2020) Engineered tea-waste biochar for the removal of caffeine, a model compound in pharmaceuticals and personal care products (PPCPS), from aqueous media. *Environmental Technology & Innovation*, 19, 100847. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.100847>

Lago BC, Silva CA, Melo LCA, Morais EG (2021) Predicting biochar cation exchange capacity using fourier transform infrared spectroscopy combined with partial least square regression. *Science of the Total Environment*, 794, 148762. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148762>

Liao W, Sifton MA, Thomas SC (2022) Biochar granulation reduces substrate erosion on green roofs. *Biochar* 4, 61 (2022). <https://doi.org/10.1007/s42773-022-00186-7>

Li L, Yang J, Yu Y, Shakoar A, Virk A, Li F, Yang H, Kan Z (2025) Crop straw converted to biochar increases soil organic carbon but reduces available carbon. *European Journal of Agronomy*. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2024.127499>.

Libutti A, Trotta V, Rivelli A R (2020) Biochar, vermicompost, and compost as soil organic amendments: influence on growth parameters, nitrate and chlorophyll content of swiss chard (*Beta vulgaris L. var. cycla*). *Agronomy*, 10(3), 346. <https://doi.org/10.3390/agronomy10030346>

Liu J, Han C, Zhao Y, Yang J, Cade-Menun B, Hu Y, Li J, Liu H, Sui P, Chen Y, Ma Y (2020) The chemical nature of soil phosphorus in response to long-term fertilization practices: Implications for sustainable phosphorus management. *Journal of Cleaner Production*, 272, 123093. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123093>.

Liu S, Cao D, Hang Y, Ge S, He W, Zhan Z, Lan Y (2023) Biochar affects the distribution of phosphorus in the soil profile by changing the capacity of soil to adsorb phosphorus and its distribution within soil macroaggregates. *Land Degradation and Development*, 34(8), 2189-2200. <https://doi.org/10.1002/ldr.4599>

Liu S, Cen B, Yu Z, Qiu R, Gao T, Long X (2025) The key role of biochar in amending acidic soil: reducing soil acidity and improving soil acid buffering capacity. *Biochar* 7, 52. <https://doi.org/10.1007/s42773-025-00432-8>

Lu Y, Silveira M, O'Connor G, Vendramini J, Li Y (2022) Biochar type and application methods affected nitrogen and phosphorus leaching from a sandy soil amended with inorganic fertilizers and biosolids. *Agrosystems Geosciences & Environment*, 5(1). <https://doi.org/10.1002/agg2.20236>

Lustosa Filho JF, Penido ES, Castro PP, Silva CA, Melo LCA (2017) Co-Pyrolysis of Poultry Litter and Phosphate and Magnesium Generates Alternative Slow-Release Fertilizer Suitable for Tropical Soils. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*. 5, 9043-9052. <https://doi.org/10.1021/acsagscitech.2c00049>

Magela M, Camargo R, Lana R, Miranda M, Mota R (2019) Efficacy of organomineral fertilizers derived from biosolid or filter cake on early maize development. *Australian Journal of Crop Science*, (13(05) 2019), 662-670. <https://doi.org/10.21475/ajcs.19.13.05.p1132>

Malavolta E, Vitti GC, De Oliveira S A (1997) *Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações*. 2 Ed. Piracicaba, SP: Potafos. 319p.

Malavolta E (2006) *Plant Mineral Nutrition Handbook*. São Paulo: Ceres. (in portuguese)

Marechal Y, Chanzy H (2000) The hydrogen bond network in Iβ cellulose as observed by infrared spectrometry. *J Mol Struct* 523:183-196. [https://doi.org/10.1016/S0022-2860\(99\)00389-0](https://doi.org/10.1016/S0022-2860(99)00389-0)

Martins D, Resende Á, Galvão J, Simão E, Ferreira J, Almeida G (2017) Organomineral phosphorus fertilization in the production of corn, soybean and bean cultivated in succession. *American Journal of Plant Sciences*, 08(10), 2407-2421. <https://doi.org/10.4236/ajps.2017.810163>

Mau L, Junker S, Bochmann H, Mihiret YE, Kelm J, Schrey SD, Roessner U, Schaaf G, Watt M, Kant J, Arsova B (2022) Root growth and architecture of wheat and brachypodium vary in response to algal fertilizer in soil and solution. *Agronomy*, 12(2), 285. <https://doi.org/10.3390/agronomy12020285>

Mensah A, Frimpong KA (2018) Biochar and/or compost applications improve soil properties, growth, and yield of maize grown in acidic rainforest and coastal savannah soils in Ghana. *International Journal of Agronomy* 1-8. <https://doi.org/10.1155/2018/6837404>

Mohamed BA, Ruan R, Bilal M, Khan NA, Awasthi MK, Amer MA, Leng L, Hamouda MA, Vo DVN, Li J (2023) Co-pyrolysis of sewage sludge and biomass for stabilizing heavy metals and reducing biochar toxicity: A review. *Environ Chem Lett* 21, 1231–1250 (2023). <https://doi.org/10.1007/s10311-022-01542-6>

Morais EGM, Silva CA, Maluf HJGM, Paiva IO, Paula EGM (2023) Effects of Compost-Based Organomineral Fertilizers on the Kinetics of NPK Release and Maize Growth in Contrasting Oxisols. *Waste Biomass Valor* 14, 2299–2321 (2023).

<https://doi.org/10.1007/s12649-022-02019-x>

Mota RP, Camargo R, Lemes EM, Lana RMQ, Almeida RFA, Moraes ER (2019) Biosolid and sugarcane filter cake in the composition of organomineral fertilizer on soybean responses. *Int J Recycl Org Waste Agricult* 8, 131–137. <https://doi.org/10.1007/s40093-018-0237-3>

Mumbach GL, Gatiboni LC, Bona FD, Schmitt DE, Corrêa JC, Gabriel CA, Dall'Orsoletta DJ, Iochims, DA (2020) Agronomic efficiency of organomineral fertilizer in sequential grain crops in southern Brazil. *Agronomy Journal*, 112(4), 3037-3049. <https://doi.org/10.1002/agj2.20238>

Nascimento CO, Mattos BB, Molin SJD, Fialho RL, Albuquerque E CMC, Benites VM (2020) Phosphorus diffusion and agronomic efficiency of chicken litter organomineral fertilizers improved with binder materials. *Waste and Biomass Valorization*, 12(7), 3765-3772. <https://doi.org/10.1007/s12649-020-01274-0>

Nishigaki T, Tsujimoto Y, Rinasoa S, Rakotoson T, Andriamananjara A, Razafimbelo (2019) Phosphorus uptake of rice plants is affected by phosphorus forms and physicochemical properties of tropical weathered soils. *Plant Soil* 435, 27–38 (2019). <https://doi.org/10.1007/s11104-018-3869-1>

Novais RF; Neves JCL; Barros NF (1991) Ensaio em ambiente controlado. In: Oliveira AJ; Garrido WE; Araújo JD; Lourenço S (Coord.). *Métodos de pesquisa em fertilidade do solo*. Brasília, DF: EMBRAPA-SEA, p. 189-254.

Novotny EH, Maia CMBF, Carvalho MTM, Madari BE (2015) Biochar: pyrogenic carbon for agricultural use - a critical review. *Revista Brasileira De Ciência Do Solo*, 39(2), 321-344. <https://doi.org/10.1590/01000683rbcs20140818>

Pahalvi HN, Rafiya L, Rashid S, Nisar B, Kamili AN (2021) Chemical Fertilizers and Their Impact on Soil Health. In: Dar, G.H., Bhat, R.A., Mehmood, M.A., Hakeem, K.R. (eds) *Microbiota and Biofertilizers*, Vol 2. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-61010-4_1

Park JH, Choppala GK, Bolan NS, Chung JW, Chuasavathi T (2011) Biochar reduces the bioavailability and phytotoxicity of heavy metals. *Plant Soil* 348, 439–451 (2011). <https://doi.org/10.1007/s11104-011-0948-y>

Pegoraro RF, Silva JRT, Frazão LA, Sampaio RA, Bicalho SF, Soares VASF (2024) Nutrient availability in tropical soils fertilized with sewage sludge and natural phosphate. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*, 13(2). <https://doi.org/10.57647/j.ijrowa.2024.1302.17>

Penn CJ, Camberato JJ (2019) A critical review on soil chemical processes that control how soil ph affects phosphorus availability to plants. *Agriculture*, 9(6), 120. <https://doi.org/10.3390/agriculture9060120>

Petrus H, Putera A, Wangi I, Ramadhian M, Setiawan H, Prasetya A (2020) Characterization of nitrogen release in modified controlled-release-fertilizer using rice husk biochar. *International Journal of Technology*, 11(4), 774. <https://doi.org/10.14716/ijtech.v11i4.3520>

Peng J, Han X, Li N, Chen K, Yang J, Zhan X, Luo P, Ning, L (2021) Combined application of biochar with fertilizer promotes nitrogen uptake in maize by increasing nitrogen retention in soil. *Biochar*, 3(3), 367-379. <https://doi.org/10.1007/s42773-021-00090-6>

Qaswar M, Li D, Huang J, Han T, Ahmed W, Abbas M, Wang B (2020) Interaction of liming and long-term fertilization increased crop yield and phosphorus use efficiency (PUE) through mediating exchangeable cations in acidic soil under wheat–maize cropping system. *Scientific Reports*, 10(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-020-76892-8>

Rafael RBA, Fernández-Marcos ML, Cocco S, Ruello ML, Fornasier F, Corti G (2019) Benefits of biochar and NPK fertilizers for soil quality and growth of cowpea (*Vigna Unguiculata* L. Walp.) in an acid arenosol. *Pedosphere*, 29(3), 311-333. [https://doi.org/10.1016/s1002-0160\(19\)60805-2](https://doi.org/10.1016/s1002-0160(19)60805-2)

Ramírez-Rodríguez GB, Sasso GD, Carmona FG, Miguel-Rojas C, Pérez-de-Luque A, Masciocchi N, Guagliardi A, Delgado-López JM (2020). Engineering biomimetic calcium phosphate nanoparticles: a green synthesis of slow-release multinutrient (NPK) nanofertilizers. *ACS Applied Bio Materials*, 3(3), 1344-1353. <https://doi.org/10.1021/acsabm.9b00937>

Rehman, R. and Qayyum, M. F. (2020). Co-composts of sewage sludge, farm manure and rock phosphate can substitute phosphorus fertilizers in rice-wheat cropping system. *Journal of Environmental Management*, 259, 109700. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109700>

Reis D, Teixeira G, Teixeira I, Silva G, Ribeiro B (2023) Organomineral Fertilization Associated with Inoculation of *Rhizobium tropici* and Co-Inoculation of *Azospirillum brasilense* in Common Bean. *Sustainability*. <https://doi.org/10.3390/su152416631>.

Ribeiro AC, Guimarães PTG, Álvarez VHA (1999) Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais: 5ª Aproximação. 1 Ed. Viçosa, MG: Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais, 1999. 359p.

Rodrigues MTV, Viana DG, Oliveira FC, Alves MC, Regitano JB (2021) Sewage sludge as organic matrix in the manufacture of organomineral fertilizers: physical forms, environmental risks, and nutrients recycling. *Journal of Cleaner Production*, 313, 127774. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.127774>

Rostocki A, Ünyay H, Ławińska K, Obraniak A (2022) Granulates based on bio and industrial waste and biochar in a sustainable economy. *Energies*, 16(1), 56. <https://doi.org/10.3390/en16010056>

Saleem A, Ur Rahim H, Khan U. et al. Organic materials amendments can improve NPK availability and maize growth by reducing heavy metals stress in calcareous soil. *Int. J. Environ. Sci. Technol.* 21, 2533–2546 (2024). <https://doi.org/10.1007/s13762-023-05135-w>

Santolin J, Vlaeminck SE, Appiah-Twum H, Winckel TV, Spiller, M. (2024) Consequential LCA of NPK fertilizers from microbial, animal, plant, and mineral origin highlights resource constraints and environmental impacts. *Journal of Cleaner Production*, 457, 142312. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2024.142312>

Santos Junior JM., Colen F, Pegoraro RF, Heinrichs R, Frazão LA, Sampaio RA, Fernandes LA (2024) Biochar pellets as soil conditioner on the growth of *Urochloa brizantha* BRS Paiaguás. *Rev. Ciênc. Agron.* 55. <https://doi.org/10.5935/1806-6690.20240044>

Sarango EMG, Leimer S, Manosalvas CV, Wilcke W (2022) Does biochar improve nutrient availability in ultisols of tree plantations in the ecuadorian Amazonia?. *Soil Science Society of America Journal*, 86(4), 1072-1085. <https://doi.org/10.1002/saj2.20421>

Schlederer F, Martín-Hernández E, Vaneekhaute C (2024) Ensuring safety standards in sewage sludge-derived biochar: impact of pyrolysis process temperature and carrier gas on micropollutant removal. *Journal of Environmental Management*, 352, 119964. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.119964>

Schmidt H, Kammann C, Hagemann N, Leifeld J, Bucheli TD, Monedero MÁ, Cayuela ML (2021) Biochar in agriculture – a systematic review of 26 global meta-analyses. *GCB Bioenergy*, 13(11), 1708-1730. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12889>

Silva CTR, Bonfim-Silva EM, Silva TJA, Pinheiro EAR, José JV, Ferraz APF (2020) Yield component responses of the *brachiaria brizantha* forage grass to soil water availability in the brazilian cerrado. *Agriculture*, 10(1), 13. <https://doi.org/10.3390/agriculture10010013>

Silva ICB, Basílio JJN, Fernandes LA, Colen F, Sampaio R, Frazão LA (2017) Biochar from different residues on soil properties and common bean production. *Scientia Agricola*, 74(5), 378-382. <https://doi.org/10.1590/1678-992x-2016-0242>

Silva RS, Jalal A, Nascimento RENN, Elias, NC, Kawakami, KC, Abreu-Junior CH, Oliveira FC, Jani AD, He Z, Zhao F, Filho MCMT, Rossetto R, Capra1GF, Nogueira TAR (2022) Composted sewage sludge application reduces mineral fertilization requirements and improves soil fertility in sugarcane seedling nurseries. *Sustainability*, 14(8), 4684. <https://doi.org/10.3390/su14084684>

Singh H, Northup BK, Rice CW, Prasad VV(2022) Biochar applications influence soil physical and chemical properties, microbial diversity, and crop productivity: a meta-analysis. *Biochar* 4, 8. <https://doi.org/10.1007/s42773-022-00138-1>

Taylor A, Wang J, Kaur P, Schlenk D, Gan J (2023) Limited effectiveness of carbonaceous sorbents in sequestering aged organic contaminants in sediments. *Environmental Science & Technology*, 57(25), 9385-9393. <https://doi.org/10.1021/acs.est.3c02309>

Tedesco MJ, Gianello C, Bissani CA, Bohnen H, Volkweiss SJ (1995) *Análise de solo, plantas e outros materiais*, second ed. UFRGS (Porto Alegre).

Teixeira, P. C. et al. *Manual de Métodos de Análise de Solo*. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2017.

Torres WGA, Colen F, Pandey SD, Frazão LA, Sampaio RA, Fernandes LA (2020) Phosphorus availability in soil amended with biochar from rice rusk and cattle manure and cultivated with common bean. *Ciência e Agrotecnologia*. 44,1-10. <https://doi.org/10.1590/1413-7054202044014620>

Uddin MK, Saha BK, Wong VN, Patti AF (2025) Organo-mineral fertilizer to sustain soil health and crop yield for reducing environmental impact: a comprehensive review. *European Journal of Agronomy*, 162, 127433. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2024.127433>

Valle CB, Euclides VPB, Montagner DB, Valério JR, Fernandes CD, Macedo MCM, Verzignassi, JR, Machado, LAZ (2013) BRS Paiguás: uma nova cultivar de *Braquiária (Urochloa)* para pastagens tropicais no Brasil. *Pastagens Tropicais - Forrajes Tropicales*, 1(1), 121. [https://doi.org/10.17138/tgft\(1\)121-122](https://doi.org/10.17138/tgft(1)121-122)

Viana ARS, Pegoraro RF, Sampaio RA, Fernandes LA, Frazao LA, da Costa CA, Soares VASF (2025) Sewage sludge-based organomineral fertilizer: A pathway to enhanced soil fertility and chickpea production. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*, 14(1). <https://doi.org/10.57647/ijrowa-t8mj-me95>

Vieira DMS, Torres JLR, Camargo R, Silva AA, Lana RMQ, Charlo HCO, Lemes EM, Carvalho ER (2023). Residual effects of phosphorus and micronutrients in vegetable growing areas under different organomineral fertilizer doses. *Horticulturae*, 9(7), 761. <https://doi.org/10.3390/horticulturae9070761>.

Yadav V, Jain S, Mishra, P, Khare P, Shukla AK, Karak T, Singh, A (2019) Amelioration in nutrient mineralization and microbial activities of sandy loam soil by short term field aged biochar. *Applied Soil Ecology*, 138, 144-155. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.01.012>

Yang Y, Ye C, Zhang W, Zhu X, Li H, Yang D, Ahmed1W, Zhao Z (2023). Elucidating the impact of biochar with different carbon/nitrogen ratios on soil biochemical properties and rhizosphere bacterial communities of flue-cured tobacco plants. *Frontiers in Plant Science*, 14. <https://doi.org/10.3389/fpls.2023.1250669>

Yang Z, Ferron L, Koopmans G, Sievernich A, Van Groenigen J (2023) Nitrous oxide emissions after struvite application in relation to soil P status. *Plant and Soil*, 489, 523 - 537. <https://doi.org/10.1007/s11104-023-06036-0>.

Walkley A, Black IA (1934) An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science*, Baltimore, v. 37, n. 1, p. 29-38.

Wang C, Bi H, Lin H (2020) Co-pyrolysis of sewage sludge and rice husk by TG–FTIR–MS: Pyrolysis behavior, kinetics, and condensable/non-condensable gases characteristics. *Renew Energy* 160:1048-1066.
<https://doi.org/10.1016/j.renene.2020.07.046>.

Wang L, O'Connor D, Rinklebe J, Ok YS, Tsang DC, Shen Z, Hou D (2020) Biochar aging: mechanisms, physicochemical changes, assessment, and implications for field applications. *Environmental Science & Technology*, 54(23), 14797-14814. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c04033>

Wang S, Ai S Nzediegwu C, Kwak J, Islam M S, Li Y, Chang SX (2020) Carboxyl and hydroxyl groups enhance ammonium adsorption capacity of iron (iii) chloride and hydrochloric acid modified biochars. *Bioresource Technology*, 309, 123390. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123390>

Wang Y, Joseph S, Wang X, Weng ZH, Mitchell DRG, Nancarrow M, Taherymoosavi S, Munroe P, Li G, Lin Q, Chen Q, Flury M, Cowie, Husson AO, Zwieten LV, Kuzyakov Y, Lehmann J, Li B, Shang J (2023) Inducing inorganic carbon accrual in subsoil through biochar application on calcareous topsoil. *Environmental Science & Technology*, 57(4), 1837-1847. <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c06419>

Wu M, Wei S, Liu J, Liu M, Jiang C, Li Z (2019) Long-term mineral fertilization in paddy soil alters the chemical structures and decreases the fungistatic activities of humic acids. *European Journal of Soil Science*, 70(4), 776-785. <https://doi.org/10.1111/ejss.12778>

Xia H, Riaz M, Zhang M, Liu B, El-Desouki Z, Jiang C (2020) Biochar increases nitrogen use efficiency of maize by relieving aluminum toxicity and improving soil quality in acidic soil. *Ecotoxicology and environmental safety*, 196, 110531. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110531>.

Xiao X, Chen B, Chen Z, Zhu L, Schnoor JL (2018) Insight into multiple and multilevel structures of biochars and their potential environmental applications: a critical review. *Environmental Science & Technology*, 52(9), 5027-5047. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b06487>

Xu Y, Gao Y, Li W, Chen S, Li Y, Shi Y (2023) Effects of compound water retention agent on soil nutrients and soil microbial diversity of winter wheat in saline-alkali land. *Chemical and Biological Technologies in Agriculture*, 10(1).

<https://doi.org/10.1186/s40538-022-00375-3>

Zghari B, Doumenq P, Romane A, Boukir1 A (2017) GC-MS, FTIR and ¹H, ¹³C NMR structural analysis and identification of phenolic compounds in olive mill wastewater extracted from oued Oussefrou effluent (Beni Mellal-Morocco). *J. Mater. Environ.* 8:4496-4509. <https://doi.org/10.26872/jmes.2017.8.12.475>

Zhang S, Yang W, Muneer MA, Ji Z, Tong L, Zhang X, Li X, Wang W, Zhang F, Wu L (2021) Integrated use of lime with mg fertilizer significantly improves the pomelo yield, quality, economic returns and soil physicochemical properties under acidic soil of southern China. *Scientia Horticulturae*, 290, 110502. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2021.110502>

Zhang M, Liu Y, Wei Q, Gu X, Liu L, Gou J (2022) Biochar application ameliorated the nutrient content and fungal community structure in different yellow soil depths in the karst area of southwest China. *Frontiers in Plant Science*, 13. <https://doi.org/10.3389/fpls.2022.1020832>

Zhang L, Chang L, Liu H, Alquiza MJP, Li Y (2025) Biochar application to soils can regulate soil phosphorus availability: a review. *Biochar*, 7(1). <https://doi.org/10.1007/s42773-024-00415-1>

Zheng Y, Han X, Li Y, Yang J, Li N, An, N (2019) Effects of biochar and straw application on the physicochemical and biological properties of paddy soils in northeast China. *Scientific Reports*, 9(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-019-52978-w>

Zhou D, Mou R, Wang L, Liu J, Tang Y, Chen J, Hedě́nec P, Xu Z, Tan B, Cui X, Li H, Zhang L, Xu H, Xu L, Wang L, Liu S, Li J, Yuan Y, You C, Kuzyakov Y (2025) Fertilization effects on soil organic matter chemistry. *Soil and Tillage Research*. <https://doi.org/10.1016/j.still.2024.106346>

4.3 Artigo 3 – Adubação organomineral de lodo de esgoto e resíduo de serragem em *Urochloa brizantha*: teor de metais pesados no solo e sua absorção pelas plantas

Este artigo foi elaborado de acordo as normas da *Environmental Science and Pollution Research*

ADUBAÇÃO ORGANOMINERAL DE LODO DE ESGOTO E RESÍDUO DE SERRAGEM EM *Urochloa brizantha*: TEOR DE METAIS PESADOS NO SOLO E SUA ABSORÇÃO PELAS PLANTAS

Resumo

A utilização de fertilizantes organominerais, como biocarvão e lodo de esgoto, tem sido proposta como alternativa sustentável à fertilização mineral convencional (NPK), visando a reduzir impactos ambientais e melhorar a qualidade do solo. O experimento foi conduzido em casa de vegetação durante 120 dias, utilizando delineamento em blocos casualizados com quatro repetições, consistindo em tratamentos com fertilização mineral (NPK), fertilizante organomineral biocarvão granulado (BG), fertilizante organomineral biocarvão em pó (BP), fertilizante organomineral lodo compostado granulado (LG), fertilizante organomineral lodo compostado em pó (LP) e o tratamento sem adubação sem adubação (Test). Este estudo avalia a eficiência dos fertilizantes organominerais em duas formas, em pó e granulado, no ganho de matéria seca de *Urochloa brizantha* cv. Paiaguás e na absorção e acúmulo de metais (Zn, Ni, Cu, Mn, Fe, Pb e Cr) em diferentes partes da planta (raiz e parte aérea) e no solo em comparação a fertilização mineral NPK. O experimento demonstrou que ambos os fertilizantes organominerais promoveram produção de biomassa apenas 20% inferior ao tratamento com NPK, evidenciando sua eficácia como fonte de nutrientes. A análise de metais pesados no solo indicou que biocarvão e lodo de esgoto promoveram acúmulo similar ao NPK, não ultrapassando os limites da legislação brasileiro da Resolução CONAMA nº 420/2009, das diretrizes europeias e limites estipulados pela WHO/FAO. Além disso, a distribuição de metais nas diferentes partes da planta (raiz e parte aérea) foi equivalente entre os tratamentos, indicando que biocarvão e lodo não aumentam a absorção de contaminantes. O biocarvão, em particular, reduziu a disponibilidade do Pb, mantendo o metal retido no solo, enquanto no tratamento mineral o Pb tende a ser mais suscetível à lixiviação. Os resultados configuram esses resíduos como estratégia promissora para agricultura sustentável, pois otimizam a disponibilidade de nutrientes, reduzem impactos ambientais e promovem o manejo adequado de resíduos urbanos e agroindustriais, alinhando-se às demandas por práticas agrícolas de baixa emissão de carbono. A combinação desses insumos com NPK pode otimizar a disponibilidade imediata de nutrientes e a retenção de metais a longo prazo.

Palavras-chave: Fertilizantes, índices ambientais, manejo de resíduos; metais pesados, segurança alimentar, sustentabilidade agrícola

ORGANOMINERAL FERTILIZATION WITH SEWAGE SLUDGE AND SAWDUST RESIDUE IN *UROCHLOA BRIZANTHA*: HEAVY METAL CONTENT IN SOIL AND THEIR UPTAKE BY PLANTS

Abstract

The use of organomineral fertilizers, such as biochar and sewage sludge, has been proposed as a sustainable alternative to conventional mineral fertilization (NPK), aiming to reduce environmental impacts and improve soil quality. The experiment was conducted in a greenhouse over 120 days using a randomized complete block design with four replicates, including treatments with mineral fertilization, granular biochar organomineral fertilizer, powdered biochar organomineral fertilizer, granular composted sewage sludge organomineral fertilizer, powdered composted sewage sludge organomineral fertilizer, and an unfertilized control. This study evaluates the efficiency of organomineral fertilizers in powdered and granular forms on dry matter yield of *Urochloa brizantha* cv. Paiaguás, as well as the uptake and accumulation of metals (Zn, Ni, Cu, Mn, Fe, Pb, and Cr) in different plant parts (roots and shoots) and soil compared to mineral fertilization (NPK). The experiment demonstrated that both organomineral fertilizers promoted biomass production only 20% lower than the NPK treatment, evidencing their effectiveness as nutrient sources. Heavy metal analysis in the soil indicated that biochar and sewage sludge treatments led to metal accumulation similar to NPK, without exceeding limits established by Brazilian legislation (CONAMA Resolution No. 420/2009), European guidelines, and WHO/FAO standards. Moreover, metal distribution between roots and shoots was similar among treatments, indicating that biochar and sewage sludge do not increase contaminant uptake. Biochar, in particular, reduced Pb availability by retaining the metal in the soil, whereas Pb in the mineral treatment tended to be more susceptible to leaching. These results position these residues as a promising strategy for sustainable agriculture by optimizing nutrient availability, reducing environmental impacts, and promoting the proper management of urban and agro-industrial wastes, aligning with demands for low-carbon agricultural practices. The combination of these inputs with NPK may optimize immediate nutrient availability and long-term metal retention.

Keywords: Fertilizers, environmental indices, waste management, heavy metals, food safety, agricultural sustainability

Introdução

O uso de biocarvão e lodo de esgoto como fertilizantes tem ganhado atenção devido ao potencial para melhorar a fertilidade do solo e promover a sustentabilidade agrícola. O lodo de esgoto é uma fonte rica de nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K) e micronutrientes, essenciais para o crescimento e desenvolvimento das plantas (Figueiredo et al. 2021; Rehman et al. 2018). O biocarvão derivado do lodo de esgoto é um produto sólido rico em carbono e nutrientes como fósforo (P), nitrogênio (N), cálcio (Ca) e zinco (Zn), embora apresente baixa concentração de potássio (K) (Ndoung et al. 2023). A pirólise não só reduz o volume do lodo em até 80%, mas, também, elimina agentes patogênicos e compostos perigosos, tornando o biocarvão uma opção segura e eficaz para uso agrícola (Goldan et al. 2022). Além disso, possui efeito nas propriedades químicas do solo, como a capacidade de troca catiônica e a saturação de bases, promovendo uma maior absorção de nutrientes pelas plantas e aumentando a produtividade agrícola (Faria et al. 2017).

A aplicação de biocarvão pode aumentar significativamente a produtividade de culturas como milho e trigo, comparável aos fertilizantes minerais (Faria et al. 2017; Rehman et al. 2018). No entanto, a eficácia do biocarvão como fertilizante pode variar dependendo das condições do solo e das temperaturas de pirólise, que afetam a solubilidade e a disponibilidade dos nutrientes (Figueiredo et al. 2021). A crescente demanda por práticas agrícolas sustentáveis tem impulsionado a busca por fontes alternativas de fertilizantes, promovendo a utilização de insumos orgânicos e reciclados (Calzone et al. 2024). Nesse contexto, o lodo de esgoto e o biocarvão emergiram como opções promissoras, especialmente para solos tropicais, que frequentemente apresentam baixa fertilidade natural (Farooq et al. 2024).

A combinação de fontes orgânicas e minerais representa uma abordagem inovadora, capaz de conciliar a gestão sustentável de resíduos com o aumento da produtividade agrícola (Carciochi et al. 2024), proporcionando um equilíbrio que melhora as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo. Além disso, essa estratégia otimiza a absorção de nutrientes pelas plantas (Morais et al. 2023) e reduz a dependência de fertilizantes minerais de fontes finitas, contribuindo para uma agricultura mais sustentável e eficiente no longo prazo.

A formulação de fertilizantes à base de lodo de esgoto, como o biocarvão, pode influenciar significativamente a disponibilidade de metais pesados no solo. Estudos

indicam que o processo de pirólise do lodo de esgoto para a produção de biocarvão pode reduzir a solubilidade e a disponibilidade de metais pesados como Cu, Ni, Zn e Pb, além de diminuir o risco de lixiviação desses metais (Méndez et al. 2018; Moraes et al. 2023; Penido et al. 2019).

Espécies de ciclo perene, como as do gênero *Urochloa*, apresentam alta demanda por nutrientes durante o ciclo de cultivo, além de desempenharem importante papel na economia brasileira, ocupando extensas áreas de pastagens (Martins et al. 2024). Nesse contexto, o uso de fertilizantes organominerais é recomendado como uma alternativa sustentável para a reciclagem de nutrientes e a melhoria das propriedades físico-químicas do solo, reduzindo a dependência de fertilizantes minerais. No entanto, a aplicação desses insumos também levanta preocupações quanto ao acúmulo de metais pesados no solo e nas plantas, uma vez que o lodo de esgoto, em particular, pode conter zinco, chumbo, níquel e cromo, que, em excesso, podem comprometer a qualidade do solo e a saúde humana (Briffa et al. 2020; Molaey et al. 2024). A disponibilidade desses metais, contudo, varia conforme a tecnologia de processamento do lodo (e.g., biocarvão, granulação, compostagem) e as interações solo-planta, destacando a necessidade de estudos que avaliem estratégias para minimizar riscos sem perder os benefícios agronômicos.

O uso de lodo de esgoto como fertilizante em sistemas agrícolas tem sido objeto de investigação devido à presença de nutrientes e de elementos potencialmente tóxicos, como os metais pesados. A absorção e o acúmulo desses elementos pelas plantas variam em função da espécie cultivada, das propriedades do solo e do tipo de adubação adotado (Cui et al. 2024; Yakamerkan et al. 2021). Estudos que avaliem essa dinâmica são necessários para subsidiar práticas de manejo que reduzam os riscos de contaminação e possibilitem o uso seguro de resíduos orgânicos na agricultura (Feng et al. 2023).

No Brasil, a aplicação agrícola de lodo de esgoto é regulamentada pela Resolução CONAMA nº 498/2020, que estabelece limites para elementos potencialmente tóxicos, com o objetivo de proteger a saúde pública e os ecossistemas. A legislação europeia, por meio da Diretiva 86/278/EEC, revisada em 2023, também permite o uso agrícola de lodos, desde que respeitados os critérios estabelecidos para metais e contaminantes orgânicos.

Neste contexto, a aplicação de lodo de esgoto e biocarvão, nas formas em pó ou granulada, como fertilizantes organominerais, pode influenciar a produção de

biomassa da *Urochloa brizantha* cv. BRS Paiaguás de forma semelhante à adubação mineral, devido à alteração na disponibilidade de metais no solo e à absorção pelas plantas. Portanto, compreender a dinâmica de absorção desses metais é essencial para analisar os riscos potenciais associados ao uso desses fertilizantes organominerais e para desenvolver práticas de manejo seguras e eficazes, buscando dados que possam orientar a regulamentação e a gestão do uso de lodo de esgoto na agricultura.

Este estudo tem como objetivo avaliar o efeito da aplicação de lodo de esgoto e biocarvão como fertilizantes organominerais na produção de biomassa da *Urochloa brizantha* cv. BRS Paiaguás, bem como avaliar os teores dos metais pesados absorvidos em resposta à adubação com lodo de esgoto e biocarvão.

Material e Métodos

O estudo foi conduzido na fazenda experimental Professor Hamilton de Abreu Navarro do Instituto de Ciências Agrárias (ICA) da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), campus regional de Montes Claros, latitude 16°51'38" S e longitude 44°55'00" W, com 652 m de altitude. Conforme a classificação de Köppen, o clima predominante na região é o Aw- tropical de savana, com verão chuvoso e inverno seco. Para tanto, o experimento foi dividido em duas etapas, sendo a etapa 1 relacionada a obtenção de matéria prima, caracterização e produção dos fertilizantes organominerais, e a etapa 2 atribuída ao cultivo de *U. brizantha* cv. BRS Paiaguás.

Etapa 1. Obtenção da matéria prima, caracterização e produção de fertilizantes organominerais provenientes de lodo de esgoto

Obtenção da matéria-prima para produção dos fertilizantes

As matérias-primas orgânicas utilizadas para posterior produção dos fertilizantes organominerais consistiram em lodo de esgoto compostado com serragem ou biocarvão de lodo de esgoto, enquanto as matérias primas minerais para adição de N, P e K consistiram na seleção dos adubos simples. Os fertilizantes minerais utilizados foram fosfato de monoamônio, natureza pó, contendo 12% de N e 61% de P₂O₅; a ureia, formato granulado, com 46% de N; e cloreto de potássio, formato granulado, com 57% de K₂O.

O resíduo de serragem, oriundo de troncos de plantas de jatobá (*Hymenaea courbaril* L) foi fornecido por Indústria Madeireira e o lodo de esgoto coletado na Estação de Tratamento de Esgotos de Montes Claros (ETE Vieira), no mês de julho de 2022, com as seguintes condições meteorológicas no período: Precipitação: 0 mm; Temperatura Máxima: 29,0 °C; Temperatura Mínima: 14 °C (INMET, 2022). O esgoto foi submetido a tratamento biológico em reatores anaeróbios, com a água residual sendo direcionada para filtros biológicos aeróbios. Na etapa final, foi realizado o processo de decantação, permitindo o descarte da água tratada em um corpo hídrico. O lodo resultante passou por centrifugação e secagem térmica a 350 °C por 30 minutos, gerando um resíduo sólido classificado como classe A, conforme a resolução 498/2020 do CONAMA. De acordo com esta norma, lodos classificados como classe A atende aos requisitos microbiológicos e aos limites máximos de metais pesados estabelecidos pela legislação, podendo ser utilizado como insumo agrícola, inclusive em culturas destinadas ao consumo humano, bem como na recuperação de áreas degradadas, desde que observadas as recomendações técnicas e sanitárias aplicáveis.

Os resíduos provenientes do lodo de esgoto e serragem foram submetidos ao processo de compostagem, durante 90 dias, na proporção de 55% de lodo de esgoto e 45% de resíduos de serragem. Dispostos em sacolas de polipropileno contendo 20 litros de composto, disposto nas seguintes dimensões: 38,22 cm de diâmetro por 88 cm de altura e, espaçadas em 0,5 metros entre as sacolas. O monitoramento diário da temperatura foi realizado por meio do Termômetro Infravermelho Akron, modelo Kr381, São Leopoldo-RS, Brasil, em dois pontos das pilhas de compostagem, no horário das 14 às 16 horas, para obtenção da temperatura média das unidades experimentais.

Para a produção do FOM na forma de biocarvão, a fração orgânica foi composta por lodo de esgoto (in natura) e resíduo de serragem, misturados e acondicionados em recipiente de aço hermeticamente fechado. O material foi submetido à pirólise lenta em forno mufla New Química, (modelo GP 2000, Belo Horizonte MG, Brasil), com taxa de aquecimento de 5 °C min⁻¹ até atingir 450 °C, temperatura mantida por 30 minutos. Em seguida, iniciou-se o resfriamento natural da mufla por aproximadamente 12 horas, tempo correspondente à residência térmica da biomassa para formação do biocarvão. Após o resfriamento, o material foi triturado e peneirado em malha de 0,25 mm (Torres et al. 2020).

Os materiais orgânicos do processo de compostagem provenientes do lodo de esgoto e serragem e o biocarvão de lodo foram amostrados para a caracterização química (Tabela 1) dos seguintes atributos: pH em H₂O, C orgânico, N total e capacidade de troca catiônica (CTC), utilizando-se metodologia proposta por Tedesco et al. (1995); totais de P, K, S, Na, Ca, Mg, Fe, Cu, Zn, Mn, Cr, Pb e Ni conforme metodologia proposta por Alcarde (2009), após digestão com solução nítrico-perclórica 3:1 em bloco digestor. A quantificação do P e S foi feita por espectrofotômetro UV/VIS (190- 1100nm) (modelo Novainstruments, Piracicaba-SP, Brasil). Os elementos Na e K foram quantificados em Fotômetro de chama Laborana, (modelo 910, Bosque da Saúde-SP, Brasil), conforme proposto por Teixeira (2017). Os demais elementos (Ca, Mg, Fe, Cu, Zn, Mn, Cr, Pb e Ni) foram quantificados em espectrômetro de absorção Atômica Varian-Agilent, (modelo AA240FS, Santa Clara-CA, Estados Unidos), de acordo com Malavolta (2006), não sendo detectado o elemento cádmio, com limite de detecção correspondente a 0,063 mg kg⁻¹.

Tabela 1. Caracterização do lodo de esgoto compostado com serragem (LC+S) e biocarvão, utilizado no experimento.

Material	pH	C org.	N total	C/N	P	K	Ca	Mg
	H ₂ O	-----			g kg ⁻¹ -----			
LE+S	6,17	391,40	16,46	23,80	14,14	9,23	16,36	1,64
Biocarvão	7,56	413,89	20,04	20,65	19,17	13,05	24,98	2,63
Material	Zn	Cu	Mn	Fe	Cr	Pb	Ni	CTC
	----- mg kg ⁻¹ -----							mmolc kg ⁻¹
LE+S	767,52	144,75	128,44	11.956	30,08	120,20	25,10	618,0
Biocarvão	1042,25	201,54	171,10	10.543	50,25	106,98	30,85	331,60

Produção dos fertilizantes organominerais

As matérias-primas selecionadas foram utilizadas para formulação de fertilizantes organominerais ou minerais na proporção NPK 10-09-06, para aplicação da dose correspondente a 100, 90 e 60 kg ha⁻¹ de N, P e K, respectivamente, com aplicação das doses desses fertilizantes na semeadura respectivamente, conforme sistema de recomendação de adubação e calagem para pastagem, alto nível tecnológico (Ribeiro et al. 1999) e consistiram nos seguintes tratamentos: BG - Adubação com FOM biocarvão no formato granulado; BP - Adubação com FOM biocarvão no formato pó; LG - Adubação com FOM lodo no formato granulado; LP -

Adubação com FOM lodo no formato pó; NPK - Fertilização mineral com N, P e K, nas fontes ureia, MAP e KCl, respectivamente, e Test - Sem adubação (Tabela 2).

Tabela 2. Especificação das doses de fertilizantes utilizados para suprir a demanda NPK dos tratamentos utilizados na semeadura do *U. brizantha* cv. BRS Paiaguás.

Tratamentos	Doses de			Formulação organomineral				Organomineral ou mineral g vaso ⁻¹
	NPK			Ureia	Mineral		Orgânico	
	N	P	K		MAP	KCl		
	kg ha ⁻¹				%			
FOM Biocarvão pó (BP)	100	90	60	16,74	18,75	10,34	54,17	10
FOM Biocarvão granulado (BG)	100	90	60	16,74	18,75	10,34	54,17	10
FOM Lodo pó (LP)	100	90	60	16,74	18,75	10,34	54,17	10
FOM Lodo granulado (LG)	100	90	60	16,74	18,75	10,34	54,17	10
Fertilização mineral (NPK)	100	90	60	37,38	40,10	22,12	0	4,68
Sem adubação (Test)	0	0	0	0	0	0	0	0

Para o cálculo do nível de adubação de 100% do NPK, foi considerada a recomendação proposta pela Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais (Ribeiro et al. 1999). Ureia: 46% de N; MAP: 48% de P₂O₅ e 10% de N; KCl: 58% de K₂O.

As matérias-primas (orgânicas e minerais) utilizadas para produção dos fertilizantes foram inicialmente maceradas em almofariz e pilão de porcelana e peneiradas (peneira de malha 28 mesh, equivalente a abertura de Ø= 0,2 mm) para padronização do diâmetro de partículas. Dessa padronização obteve-se o material em pó que foi misturado para obtenção das tecnologias de fertilizantes denominados lodo compostado (LP) e biocarvão pó (BP) (Figura 1).

Os fertilizantes granulados foram obtidos em Mesa Agitadora Orbital, modelo SL – 184/240, Solab Equipamentos para Laboratórios LTDA, Piracicaba, SP, Brasil e o processo de granulação foi realizado com a adição de água destilada (Figura 1). Para tanto, foram realizados testes de laboratório com o intuito de recomendar proporções adequadas de solução líquida para formulação de material granulado. Para o fertilizante mineral foi realizado a mistura NPK no formato pó. A granulação dos fertilizantes organominerais foi obtida com o ajuste de volume aplicado de 45 mL para 42 mL de solução em 100 g de fertilizante organomineral, sob agitação variável durante 20 minutos de biocarvão de lodo e 15 min de lodo compostado ambos granulados na mesa horizontal e rotação de 300 rpm.

Após o processo de granulação, os fertilizantes organominerais foram secos em estufa de circulação forçada e renovação de ar monitorada a temperatura de 65±1

°C até massa constante. A secagem dos grânulos ocorreu durante 6-7 dias.

Após sua produção, os fertilizantes organominerais (pó e granulado) foram submetidos ao processo de padronização granulométrica, visando atender aos requisitos estabelecidos pela Instrução Normativa nº 61 do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento do Brasil (Brasil, 2020a). A conformidade granulométrica foi determinada de acordo com as seguintes diretrizes: o fertilizante organomineral é considerado granulado quando 90% das partículas apresentam dimensões que permitem sua passagem pela peneira de 4,8 mm (ABNT 4), 40% pela peneira de 2 mm (ABNT 10), e 5% pela peneira de 1 mm (ABNT 18). Por outro lado, o fertilizante é caracterizado como pó quando a totalidade de suas partículas passam pela peneira de 2,0 mm (ABNT 10), 70% pela peneira de 0,84 mm (ABNT 20), e 50% pela peneira de 0,3 mm (ABNT nº 50).

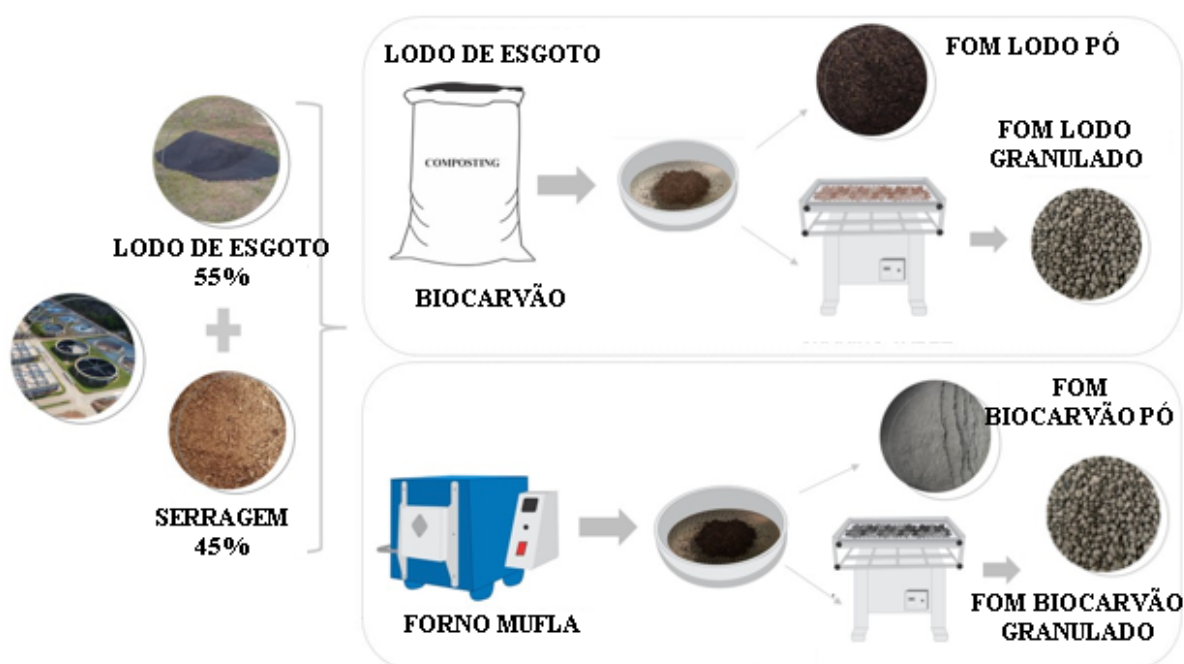


Figura 1. Representação esquemática da metodologia referente a produção de fertilizantes organominerais.

Etapa 2. Cultivo de *Urochloa brizantha* cv. BRS Paiaguás adubado com fertilizantes organominerais de lodo de esgoto

Caracterização e delineamento experimental

O experimento foi conduzido entre os meses de abril a agosto de 2023, em casa de vegetação da fazenda experimental Professor Hamilton de Abreu Navarro do Instituto de Ciências Agrárias (ICA) da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), no município de Montes Claros.

O experimento foi realizado no delineamento em blocos casualizados – DBC, com quatro repetições, e seis tratamentos, totalizando 24 parcelas experimentais. Os tratamentos corresponderam a seis diferentes adubações: BG - Adubação com FOM biocarvão no formato granulado; BP - Adubação com FOM biocarvão no formato pó; LG - Adubação com FOM lodo no formato granulado; LP - Adubação com FOM lodo no formato pó; NPK - Fertilização mineral NPK na proporção 100, 90 e 60 kg ha⁻¹ de N, P e K e Testemunha - Sem adubação com biocarvão no formato granulado.

Instalação e condução do experimento

No estudo, foi utilizado um Latossolo cujas características físicas e químicas, de acordo com Teixeira et al. (2017), na camada de 0-20 cm de profundidade, são: pH em água = 4,1; P Mehlich 1 = 1,4 mg dm⁻³; P remanescente = 33,00 mg L⁻¹; potássio (K⁺) = 17,3 mg dm⁻³; cálcio (Ca²⁺) = 0,14 cmol_c dm⁻³; magnésio (Mg²⁺) = 0,07 cmol_c dm⁻³; alumínio (Al³⁺) = 0,36 cmol_c dm⁻³; acidez potencial (H+Al) = 1,82 cmol_c dm⁻³; Soma de Bases (SB) = 0,25 cmol_c dm⁻³; Capacidade Efetiva de Troca de Cátions (t) = 0,61 cmol_c dm⁻³; Saturação por Alumínio (m) = 58,6%; Capacidade Potencial de Troca de Cátions (T) = 2,07 cmol_c dm⁻³; Saturação por Bases = 12,28%; Carbono Orgânico (CO) = 0,42 g kg⁻¹. De acordo com a análise de solo, houve a necessidade de realização da calagem para neutralização do Al³⁺ e elevação dos teores de Ca + Mg trocáveis do solo (Ribeiro et al. 1999). A correção da acidez foi realizada com a aplicação de óxido de cálcio e magnésio (produto comercial Geox®) para elevação da saturação por bases do solo à 70%. A dose de corretivo correspondeu a aplicação de 60,0 g para cada 280 litros de solo. Após aplicação do corretivo, o solo foi umedecido e revolvido a cada dois dias, por um período de 30 dias.

As unidades experimentais consistiram em vasos plásticos de 5 dm³

(dimensões de 0,21 m de altura x 0,20 m de largura e 0,12 m de diâmetro fundo), contendo 4 dm³ de solo previamente peneirado e homogeneizado em malha de 2,00 mm. A implementação do estudo teve início em 24 de abril de 2023, com a adubação de vaso em sulcos no solo com profundidade variando entre 3 e 5 cm. Logo após, procedeu-se à semeadura de 10 sementes da forrageira *U. brizantha* cv. BRS Paiaguás por vaso, numa profundidade de 1 cm da superfície do solo. Aos 13 dias após a semeadura, realizou-se o desbaste, sendo mantidas cinco plantas por vaso, as quais foram cultivadas por 120 dias.

A dose recomendada de nutrientes N, P e K para os tratamentos com fertilização mineral e organomineral foi de 100 kg ha⁻¹ de N, 90 kg ha⁻¹ de P₂O₅ e 60 kg ha⁻¹ de K₂O para forrageira, conforme o sistema de recomendação proposto por Novais et al. (1991), em ambiente controlado.

No decorrer do ciclo de cultivo da *U. brizantha* cv. BRS Paiaguás, procedeu-se à remoção manual de pragas e plantas daninhas das unidades experimentais. As plantas foram irrigadas, diariamente, com água destilada até atingirem, aproximadamente, 80% da capacidade de campo. Durante 120 dias de cultivo para simulação de pastejo, foram realizados cinco cortes da parte aérea das plantas, de acordo com o seu crescimento, definindo-se a altura de corte, conforme recomendações de manejo das pastagens. Assim, quando as plantas atingiam os 40 cm de altura, o extrato pastejável foi cortado, deixando-se 20 cm acima do nível do solo, em simulação ao resíduo do pastejo (Santos Júnior et al. 2024). Em virtude da ausência de adubação, as plantas do tratamento sem adubação não atingiram 40 cm de altura durante o período experimental, sendo caracterizada a produção de matéria seca somente no final do período de cultivo.

Após cada corte de uniformização, foi realizada a adubação de cobertura com nitrogênio e micronutrientes. Para adubação nitrogenada, foi aplicado o equivalente a 50 kg ha⁻¹ de N na forma de ureia (45% de N), o que corresponde a 0,341 gramas de ureia por vaso. A ureia em cobertura foi aplicada após ser dissolvida em água, na dose 10 mL por vaso (solução contendo 10,24 g de ureia em 300 mL de água destilada). Durante o ciclo de cultivo, foram realizados cinco cortes de uniformização, efetuados sempre que as unidades experimentais atingiam 40 cm de altura. Após cada corte, procedeu-se à adubação de cobertura, totalizando cinco aplicações ao longo do experimento.

Para aplicação de micronutrientes, usou-se uma solução concentrada preparada

em 1 litro de água destilada, contendo: 2,86 g de ácido bórico (H_3BO_3), 0,9350 g de sulfato de manganês di-hidratado ($MnSO_4 \cdot 2H_2O$), 0,5749 g de sulfato de zinco heptahidratado ($ZnSO_4 \cdot 7H_2O$), 0,1248 g de sulfato de cobre pentahidratado ($CuSO_4 \cdot 5H_2O$) e 0,0208 g de molibdato de sódio di-hidratado ($Na_2MoO_4 \cdot 2H_2O$). A solução de Fe-EDTA foi fornecida separadamente, por meio da dissolução de 24,9 g de sulfato ferroso heptahidratado ($FeSO_4 \cdot 7H_2O$) em aproximadamente 300 mL de água destilada aquecida a 70 °C, contendo 4 mL de solução de HCl 1 mol L⁻¹, a fim de evitar a oxidação do Fe²⁺.

Após cada corte, 1 mL da solução concentrada foi diluído em 1 L de água destilada, sendo aplicada uma alíquota de 50 mL por vaso. Ao final do ciclo experimental, cada vaso recebeu um volume total de 250 mL da solução diluída, totalizando as seguintes doses acumuladas de micronutrientes: 0,143 mg de boro (B), 0,058 mg de manganês (Mn), 0,018 mg de zinco (Zn), 0,002 mg de cobre (Cu), 0,0005 mg de molibdênio (Mo) e 0,003 mg de ferro (Fe). O tratamento controle (testemunha) não recebeu adubação de semeadura, cobertura ou aplicação de micronutrientes.

Em cada corte, realizado com o objetivo de obtenção da matéria seca total, foi determinada a matéria seca da parte aérea (BSPA) da *U. brizantha*, por meio do recolhimento da parte aérea das plantas. O material coletado foi acondicionado em sacos de papel e seco em estufa de circulação forçada a 65–70 °C por, aproximadamente, 72 horas, até a obtenção de massa constante (Lustosa Filho et al. 2017). Além disso, foram determinados os teores de micronutrientes, conforme a metodologia proposta por Malavolta et al. (1997). A exportação de nutrientes da área de cultivo foi estimada com base no conteúdo de metais presentes nos cortes da parte aérea.

Ao final do período experimental, as plantas foram colhidas, separadas em parte aérea e raízes, lavadas com água destilada e acondicionadas em sacos de papel. Em seguida, foram secas em estufa de circulação forçada de ar a 65 °C, por 72 horas, para a obtenção da matéria seca das raízes e da parte aérea aos 120 dias.

Após a desidratação dos tecidos vegetais, as amostras foram trituradas em moinho tipo Wiley com peneira de malha de 0,2 mm, homogeneizadas e obtidas amostras para determinação dos teores de metais pesados. Após digestão com solução nítrica 3:1 em bloco digestor, os elementos Fe, Cu, Zn, Mn, Cr, Pb e Ni foram quantificados em espectrômetro de absorção Atômica Varian-Agilent, (modelo AA240FS, Santa Clara-CA, Estados Unidos), de acordo com Malavolta (2006) não

sendo detectados o elemento cádmio, com limite de detecção correspondente a 0,063 mg kg⁻¹ (Leite et al. 2019). O valor acumulado de cada elemento analisado foi obtido multiplicando-se seus teores no tecido vegetal pela produção de matéria seca da parte aérea e raízes correspondente. A equação utilizada foi:

$$AN = TxPMS \quad \text{Equação 1}$$

Onde:

AN: Acúmulo de metais no compartimento das plantas (mg por planta);

PMS: matéria seca no compartimento das plantas (g);

T: teor no metal pesado no compartimento das plantas (mg g⁻¹)

O acúmulo médio de matéria seca de cada elemento foi determinado pela soma dos valores acumulados de cada metal, considerando todas as partes da planta (parte aérea, raízes e total da planta), dividindo-se o valor total por cinco, correspondente ao número de cortes realizados.

Após 120 dias de cultivo, também foram coletadas amostras de solo na camada de 0-10 cm de profundidade e no sulco central de semeadura (5 cm de largura). As amostras de solo foram secas e peneiradas para obter a TFSA (terra fina seca ao ar) e realizado a análise química de metais no solo.

Índices ambientais:

Foram determinados o índice de poluição (PI), por meio da Equação 2, e o índice de geoacumulação (GAI), pela Equação 3. A concentração de metais no solo antes da aplicação do fertilizante organomineral, foi usada como concentração de referência, conforme recomendado por Chen et al. (2015).

$$IP = \frac{C_i}{C_{ref}} \quad \text{Equação 2}$$

$$GAI = \log_2 \frac{C_n}{1.5B_n} \quad \text{Equação 3}$$

C_i ou C_n = Teor de metais no solo adubado com doses de fertilizante organomineral e C_{ref} ou B_n = teor de metais no solo antes da aplicação do fertilizante organomineral (Zn: 10,13; Cu: 2,80; Fe: 30.429,80; Mn: 7,70; Ni: 5,02 mg dm⁻³).

Análises estatísticas

Os dados foram submetidos à análise de variância univariada (Anova), e, em seguida, as médias foram comparadas pelo teste de agrupamento Scott-Knott a significância ($p < 5\%$).

Resultados

Teores e acúmulos de metais em *Urochloa brizantha* cv. BRS Paiaguás no final do período de cultivo

A análise da distribuição dos metais em *Urochloa brizantha* revelou padrões distintos entre os compartimentos vegetais. Na parte aérea (PA) e raízes, a sequência decrescente de teores foi: Fe > Mn > Zn > Ni > Cu > Pb. Já no acúmulo total na planta, a ordem decrescente para a PA foi: Fe > Mn > Zn > Ni > Cu > Pb e nas raízes foi Fe > Pb > Mn > Zn > Ni > Cu.

Os tratamentos aplicados influenciaram significativamente a produção de matéria seca e o acúmulo de metais nos diferentes componentes vegetais de *U. brizantha* cv. BRS Paiaguás (Tabela 3). Na PA, os tratamentos BG, BP, LG e LP produziram, em média, 79% da matéria seca obtida com o NPK, sem diferenças significativas entre si. Quanto às raízes, não houve diferenças significativas entre os tratamentos com biocarvão, lodo de esgoto e NPK. Não houve diferença estatística significativa na matéria seca total (MST) entre os tratamentos com biocarvão (BG, BP), lodo de esgoto (LG, LP) e fertilização mineral (NPK). No entanto, todos os tratamentos adubados apresentaram valores de matéria seca superiores ao tratamento sem adubação, que exibiu os menores valores nos compartimentos analisados (parte aérea, raízes e total da planta).

Os teores de Zn, Cu e Fe na parte aérea foram semelhantes na fertilização mineral, organomineral e testemunha. Não houve diferença estatística para o Pb e Mn entre as diferentes adubações, com o tratamento sem adubação apresentando menor teor e diferindo dos demais tratamentos. Já o níquel (Ni) apresentou maior teor no tratamento sem adubação enquanto as demais adubações não diferiram entre si. A fertilização mineral (NPK) apresentou maior acúmulo em Zn, Ni e Cu, sendo estatisticamente superior aos demais tratamentos nesses elementos. Para Pb, tanto o NPK quanto os tratamentos BG e LP apresentaram os maiores acúmulos, diferindo das demais adubações que foram semelhantes entre si. O LP apresentou menor acúmulo de Mn e diferiu das demais adubações organominerais que foram

semelhantes entre si. Em relação ao Fe, não houve diferença estatística entre a adubação organomineral e mineral. O tratamento sem adubação apresentou menor acúmulo e diferiu das demais adubações em todos os metais pesados estudados (Tabela 3).

Nas raízes, o lodo (LG e LP) promoveu os maiores teores de Zn e diferiu dos demais tratamentos, enquanto o biocarvão (BP e BG) não diferiu do NPK (Tabela 3). Para os teores de cobre (Cu) e chumbo (Pb), não foram observadas diferenças significativas entre os tratamentos. Quanto ao teor de Ni, o tratamento sem adubação apresentou maior teor e diferiu das demais adubações que foram semelhantes entre si. O teor de Mn no BP foi 37% maior que o LG enquanto as demais adubações não diferiram entre si. O tratamento sem adubação apresentou menor teor com redução de 88% em relação a BP. Em relação ao Fe, os menores teores foram observados nos tratamentos NPK e sem adubação, que não diferiram entre si, enquanto as demais adubações organominerais apresentaram teores superiores e foram estatisticamente semelhantes. Os acúmulos de Zn, Ni, Cu e Fe nas raízes foram semelhantes entre os tratamentos com fertilização mineral e organomineral. O tratamento sem adubação apresentou menor acúmulo desses metais e diferiu estatisticamente dos demais (Tabela 3).

Em relação ao acúmulo total (parte aérea + raízes), os tratamentos com adubação organomineral e mineral apresentaram acúmulo semelhante de Ni, Cu e Fe, todos superiores ao tratamento sem adubação (Tabela 3). Para o Zn, os tratamentos com lodo em pó (LP) e fertilização mineral (NPK) apresentaram os maiores acúmulos totais na planta, diferindo dos demais tratamentos adubados, que foram estatisticamente semelhantes entre si. O tratamento sem adubação apresentou o menor acúmulo de Zn com reduções de 99,23 e 99,32% em relação ao LP e NPK, respectivamente. O acúmulo de Pb no tratamento com adubação mineral (NPK) foi 64% superior ao observado no LP, 120% superior ao BG, 128% superior ao LG e 186% superior ao BP. O tratamento sem adubação apresentou o menor acúmulo, com uma redução de 99% em relação ao NPK. Para o Mn, o LP apresentou menor acúmulo e diferiu dos demais tratamentos que foram semelhantes entre si. O tratamento sem adubação apresentou o menor acúmulo com uma redução de 99% em relação ao LP (Tabela 3).

Além dos metais analisados (Zn, Pb, Ni, Cu, Mn e Fe), também foi avaliado o teor de cromo (Cr) nos diferentes compartimentos de *U. brizantha* cv Paiaçuás (Tabela

3). No entanto, em todas as amostras analisadas (parte aérea e raízes) os teores de Cr ficaram abaixo do limite mínimo de detecção do método ($0,625 \text{ mg}^{-1}$).

Tabela 3. Teores e acúmulo de metais pesados da parte aérea, raiz e total da *Urochloa brizantha* cv. BRS Paiaguás para os seguintes tratamentos: BG - Adubação com FOM biocarvão no formato granulado; BP - Adubação com FOM biocarvão no formato pó; LG - Adubação com FOM lodo no formato granulado; LP - Adubação com FOM lodo no formato pó; NPK - Fertilização mineral NPK na proporção 100, 90 e 60 kg ha⁻¹ de N, P e K e Testemunha - Sem adubação com biocarvão no formato granulado.

Parte aérea							
Tratamento	MSPA	Teor (mg kg ⁻¹)					
	g por planta	Zn	Pb	Ni	Cu	Mn	Fe
BG	11,76b	19.52a	5.68a	9.30b	0.902a	81.55a	562.23a
BP	10,31b	19.98a	5.39a	9.14b	1.013a	64.77a	576.90a
LG	10,16b	21.65a	5.71a	9.45b	1.234a	82.80a	482.36a
LP	10,66b	26.78a	6.26a	9.75b	1.251a	42.89a	524.74a
NPK	13,56a	23.18a	5.53a	9.64b	1.250a	66.70a	420.29a
Test.	0,12c	25,05a	2.90b	13.66a	1.013a	34,71b	700,21a
Média	9,42	22,69	5,24	10,16	1,111	62,24	544,46
CV %	16,34	14,72	13,70	3,46	28,69	19,51	16,06
Tratamento	MSPA	Acúmulo na parte aérea (mg por planta)					
	g por planta	Zn	Pb	Ni	Cu	Mn	Fe
BG	11,76b	0.230b	0,066a	0,1094b	0,0106b	0,965a	6,648a
BP	10,31b	0.205b	0,055b	0,0945b	0,0104b	0,673a	5,885a
LG	10,16b	0.221b	0,057b	0,0959b	0,0122b	0,847a	4,891a
LP	10,66b	0.283b	0,066a	0,1039b	0,0130b	0,447b	5,611a
NPK	13,56a	0.314a	0,075a	0,1306a	0,0167a	0,893a	5,846a
Test.	0,12c	0.003c	0,000c	0,0016c	0,0001c	0,005c	0,256a
Média	9,42	0,2097	0,005	0,0893	0,0105	0,638	4,856
CV %	16,34	18,03	16,04	16,11	20,36	26,69	30,93
Raízes							
Tratamento	MSR	Teor (mg kg ⁻¹)					
	g por planta	Zn	Pb	Ni	Cu	Mn	Fe
BG	11,31a	17,551b	7,194a	13.561b	3,28a	33,556c	29.494,37a
BP	8,28a	17,716b	7,522a	13.151b	3,12a	57,212a	28.977,38a
LG	9,02a	24,842a	9,092a	13.393b	3,80a	41,813b	28.211,66a
LP	10,09a	23,927a	10,989a	13.707b	3,78a	27,982c	26.765,57a
NPK	13,42a	19,637b	14,265a	13.966b	3,74a	21,825c	24.612,91b
Test.	0,052b	0,568c	10,209a	25.664a	2,37a	6,607d	24.241,41b
Média	7,24	17,34	9,87	15,57	3,35	31,70	27.050,55
CV %	33,66	20,21	29,02	16,08	20,47	31,49	9,94
Tratamento	MSR	Acúmulo nas raízes (mg por planta)					
	g por planta	Zn	Pb	Ni	Cu	Mn	Fe
BG	11,31a	0.1877a	0,4092b	0,1545a	0.0376a	0,3748a	339,28a
BP	8,28a	0.1448a	0,3076b	0,1090a	0.0256a	0,4674a	238,73a
LG	9,02a	0.2228a	0,4025b	0,1202a	0.0338a	0,3735a	251,09a
LP	10,09a	0.2315a	0,5707b	0,1378a	0.0382a	0,2535a	258,70a
NPK	13,42a	0.2733a	0,9725a	0,1879a	0.0508a	0,2966a	330,69a
Test.	0,052b	0.0000b	0,0025c	0,0014b	0.0001b	0,0004b	1,25b
Média	7,24	0,17669	0,4441	0,1184	0,0310	0,2943	236,62
CV %	33,66	36,38	46,49	34,83	40,82	35,15	32,19
Matéria Seca Total							
Tratamento	MST	Acúmulo (mg por planta)					
	g por planta	Zn	Pb	Ni	Cu	Mn	Fe
BG	23,06a	0,417b	0,4775b	0,263a	0,2638a	1,3375a	345,93a
BP	18,59a	0,350b	0,3650b	0,203a	0,2034a	1,1400a	244,62a
LG	19,19a	0,440b	0,4597b	0,216a	0,2161a	1,2200a	255,98a
LP	20,75a	0,517a	0,6375b	0,242a	0,2417a	0,7025b	264,31a
NPK	26,99a	0,590a	1,0475a	0,318a	0,3184a	1,1925a	336,54a
Test.	0,172b	0,004c	0,0028c	0,0029b	0,0029b	0,0058c	1,51b
Média	11,74	0,3858	0,4979	0,2077	0,04153	0,9332	241,48
CV %	21,81	21,03	41,40	23,70	31,07	20,16	31,77

Médias seguidas de mesma letra não se diferem estatisticamente pelo teste Scott-Knott a 0,05% de probabilidade. CV= coeficiente de variação, ns = não significativo para comparação entre tratamentos (média).

Teor de metais no solo

Os teores de metais no solo após o cultivo da *U. brizantha* cv. Paiaguás em ordem decrescente foi de Fe > Zn > Mn > Cr > Ni > Cu > Pb, onde essa distribuição reflete a composição natural do solo quanto aos efeitos dos diferentes tratamentos de fertilização aplicados e a capacidade de absorção das plantas. Todos os valores determinados enquadraram-se nos limites de qualidade estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 420/2009, não ultrapassando os valores de referência para solos, o que indica conformidade com os parâmetros regulatórios vigentes (Tabela 4).

A análise dos teores de metais pesados no solo após o cultivo de *U. brizantha* cv. BRS Paiaguás mostrou que, para o Zn, os tratamentos com biocarvão e lodo, em ambos os formatos (granulado e pó), apresentaram os maiores teores do metal (Tabela 4).

O tratamento BP apresentou o maior teor de Pb, seguido por BG, com um decréscimo de 48%. Os demais tratamentos (LG, LP, NPK e sem adubação) não diferiram entre si e apresentaram reduções de 55, 62, 66 e 68%, respectivamente, em relação ao BP.

Os tratamentos com biocarvão (BG e BP) e LG apresentaram os maiores teores de Mn e não diferiram entre si. Por outro lado, os tratamentos com LP, NPK e sem adubação (Test) não diferiram significativamente entre si, apresentando teores menores. Os teores de níquel (Ni), ferro (Fe) cobre (Cu) e cromo (Cr) no solo não diferiram significativamente entre os tratamentos.

Tabela 4. Teores de metais pesados do solo após cultivo da *Urochloa brizantha* cv. BRS Paiaguás para os seguintes tratamentos: BG - Adubação com FOM biocarvão no formato granulado; BP - Adubação com FOM biocarvão no formato pó; LG - Adubação com FOM lodo no formato granulado; LP - Adubação com FOM lodo no formato pó; NPK - Fertilização mineral NPK na proporção 100, 90 e 60 kg ha⁻¹ de N, P e K e Testemunha - Sem adubação com biocarvão no formato granulado.

Tratamentos	Zn	Pb	Ni	Cu mg kg ⁻¹	Mn	Fe	Cr
MCP ₁	450	180	70	200	-	-	150
BG	13,02a	3,62b	4,73	2,635	15,06a	33.836,25	11,337
BP	12,54a	5,37a	4,40	2,740	15,41a	28.634,32	9,762
LG	12,14a	2,40c	4,58	2,977	14,91a	47.763,87	11,172
LP	13,14a	2,04c	4,81	2,865	4,96b	39.279,28	7,600
NPK	9,95b	1,83c	4,64	2,960	4,10b	30.959,19	6,957
Test	8,44b	1,73c	4,18	2,337	6,42b	25.358,17	6,655
Média	11,53	2,83	4,55 ^{ns}	2,752 ^{ns}	10,14	34.305,18	8,914 ^{ns}
CV %	11,48	29,22	9,02	23,09	14,89	29,04	37,98

Médias seguidas de mesma letra não se diferem estatisticamente pelo teste Scott-Knott a 0,05 % de probabilidade. CV = coeficiente de variação, ns = significativo e não significativo para comparação entre tratamentos (média), MCP₁= Máxima Capacidade Permitida de matéria sólida (mg kg⁻¹) para solos e para águas subterrâneas; = Máxima Capacidade Permitida de matéria sólida (mg kg⁻¹) para solos segundo CONAMA resolução nº 420/2009 (Brasil, 2009).

Os índices de geoacumulação (GAI) dos metais pesados no solo variaram de acordo com as diferentes adubações (Figura 2). Para o Zn, observou-se diferença significativa entre os tratamentos, com o NPK apresentando o menor índice de geoacumulação (GAI) e diferenciando-se das demais adubações. Apesar das variações, todos os tratamentos foram classificados como "não contaminado" (UC), indicando ausência de acúmulo relevante desse elemento no solo.

O tratamento adubado com BP apresentou o maior GAI, seguido pelo BG, com decréscimo de 4% em relação ao BP. Ambos apresentaram incrementos de 451 e 429%, respectivamente, em comparação ao tratamento com NPK. Os tratamentos com lodo compostado, nas formas granulado (LG) e pó (LP), não diferiram entre si, com incremento de 409 e 400% em relação ao NPK (Figura 2). As adubações organominerais foram enquadradas como fortemente contaminado (GAI > 3), enquanto o tratamento NPK apresentou menor GAI, mas ainda se enquadrou como moderadamente a fortemente contaminado (2 < GAI < 3), evidenciando acúmulo expressivo de Pb em todos os tratamentos (Figura 2), porém abaixo do limite de tolerância estabelecido pela Resolução Conama 420/2009 como sendo de 180 mg kg⁻¹.

Para o Mn, observaram-se diferenças estatisticamente significativas, com

valores positivos nos tratamentos BG, BP e LG, os quais foram classificados como UM, não contaminado a moderadamente contaminado ($0 < \text{GAI} < 1$). Os tratamentos LP e NPK apresentaram índices de geoacumulação negativo mantendo-se como UC, não contaminado (Figura 2).

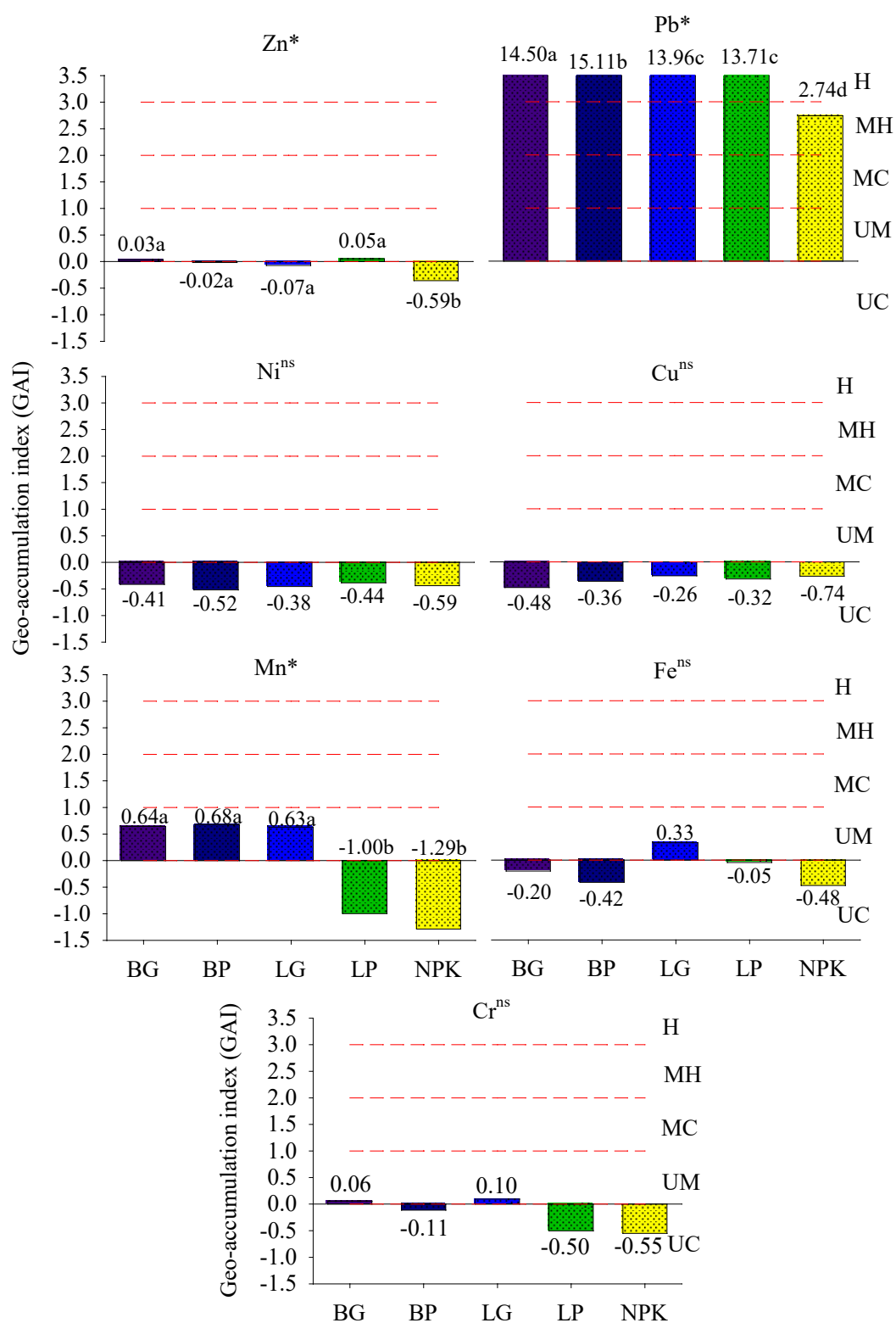


Figura 2. Índice de geo-acumulação de metais pesados no solo (Zn, Pb, Ni, Cu, Fe,

Mn e Cr) depois da adubação de semeadura com fertilizante organomineral biocarvão granulado (BG), em pó (BP), fertilizante organomineral lodo de esgoto granulado (LG), em pó (LP) e NPK. Explicação: UC, não contaminado ($GAI < 0$); UM, não contaminado a moderadamente contaminado ($0 < GAI < 1$); MC, moderadamente contaminado ($1 < GAI < 2$); MH: Moderadamente a fortemente contaminado ($2 < GAI < 3$) e fortemente contaminado ($GAI > 3$). *, diferença significativa; ns, não significativo.

O índice de poluição (IP) dos metais pesados no solo variou entre as diferentes adubações (Figura 3). Para o Zn, observou-se diferença estatística significativa entre os tratamentos. Os maiores índices de poluição foram registrados nas adubações organominerais, que não diferiram entre si, sendo classificados como poluição de nível médio. O menor índice foi observado no tratamento NPK, que diferiu estatisticamente dos demais e apresentou reduções de 23% em relação ao LP e BG, 20% ao BP e 18% ao LG.

Para o Pb, observaram-se diferenças estatisticamente significativas entre os tratamentos (Figura 3). O maior índice de poluição foi registrado no tratamento com BP, com incremento de 4,2% em relação ao BG. Os tratamentos com LP e granulado LG não diferiram entre si e apresentaram, respectivamente, aumentos de 400 e 409% em comparação com o tratamento com fertilização mineral (NPK), que exibiu o menor índice entre os tratamentos. Todos os tratamentos foram classificados como de poluição em alto nível ($PI > 3$).

Para o Pb, houve diferenças estatisticamente significativas entre os tratamentos (Figura 3). O tratamento com BP apresentou o maior índice de poluição (IP), com incremento de 4,2% em relação ao BG. Os tratamentos com LP e LG não diferiram entre si, apresentando incrementos de 400 e 409%, respectivamente, em comparação ao tratamento com fertilização mineral (NPK), que apresentou o menor índice. Todos os tratamentos foram classificados na categoria de poluição com PI superior a 3.

Em relação ao Mn, os tratamentos com BG, BP e LG apresentaram os maiores índices de poluição, diferindo estatisticamente dos tratamentos com lodo em pó (LP) e adubação mineral (NPK) (Figura 3).

Os primeiros foram classificados como poluição de nível médio, enquanto LP e NPK se enquadraram como de baixo nível de poluição. Os tratamentos BG, BP e LG foram classificados na categoria de poluição de nível médio ($1 < PI \leq 2$), enquanto LP e NPK foram classificados como de baixo nível de poluição ($PI \leq 1$).

Os demais metais (Ni, Cu, Fe e Cr) não apresentaram diferenças estatísticas significativas entre os tratamentos, situando-se entre os níveis médios de poluição (Figura 3).

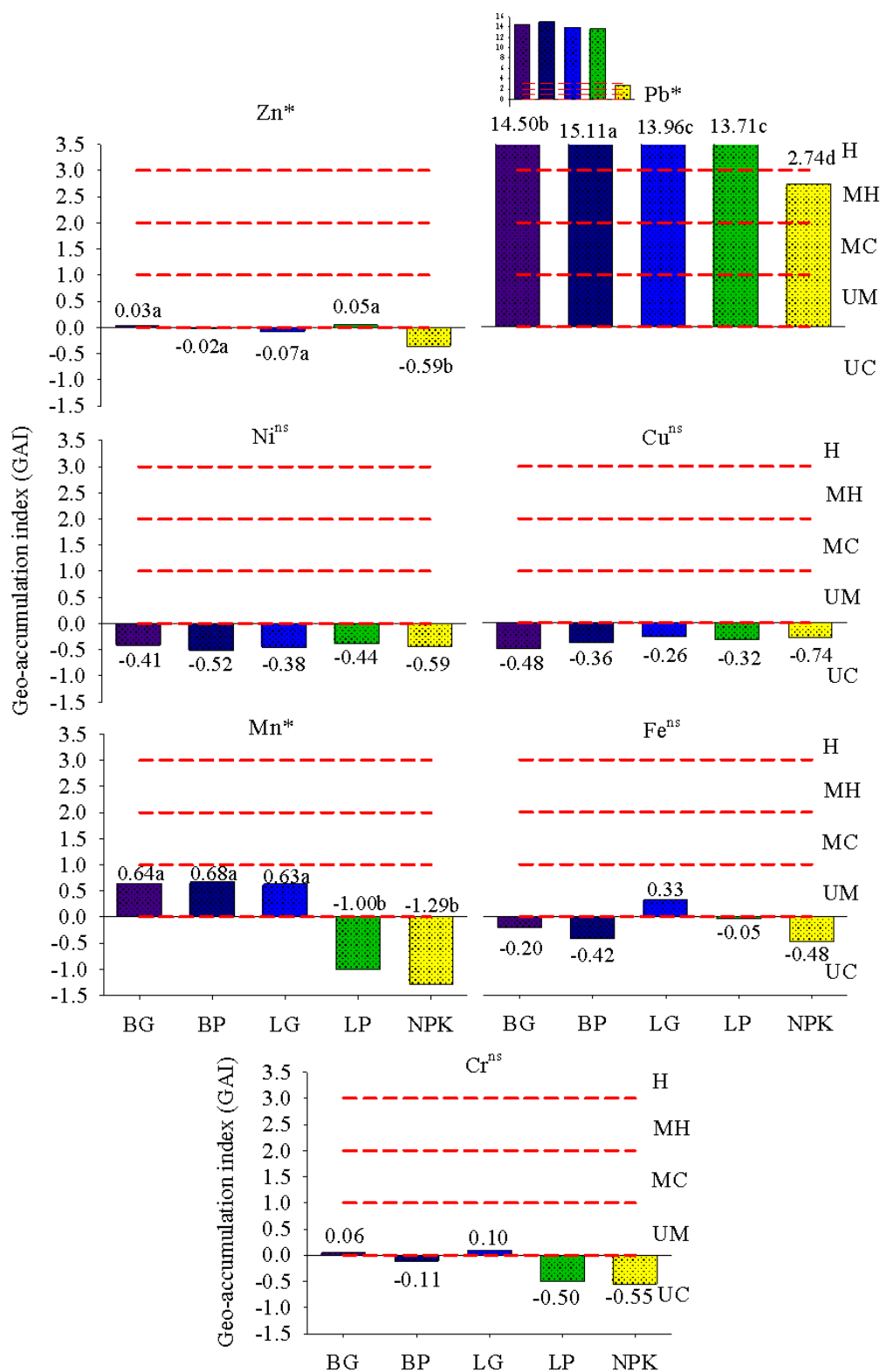


Figura 3. Índice de poluição (PI) de metais pesados no solo zinco (Zn), chumbo (Pb),

níquel (Ni), cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn) e cromo (Cr) depois da fertilização com biocarvão granulado (BG), em pó (BP), lodo de esgoto granulado (LG), em pó (LP) e NPK. * diferença significativa; ^{ns}, não significativo.

A maioria dos metais avaliados no solo não apresentou correlação estatisticamente significativa com os respectivos teores acumulados nas plantas (Figura 4). A análise de correlação de Pearson indicou associações significativas para o níquel (Ni) e o cobre (Cu). O Ni apresentou correlação positiva com seu teor no solo ($r = 0,72$) e com o índice geral de acúmulo (IGA) ($r = 0,71$), enquanto o Cu se correlacionou com o solo ($r = 0,69$) e com o IGA ($r = 0,65$) (Figura 4).

A absorção de Ni pelas plantas mostrou correlação positiva significativa com os teores de Ni, Cu, Zn e Fe no solo, evidenciando que a disponibilidade desses elementos influenciou diretamente sua absorção. Adicionalmente, observaram-se correlações positivas significativas entre a absorção de Cu e os teores de Ni no solo, bem como entre a absorção de Zn e os teores de Cu, sugerindo possíveis interações entre esses elementos durante os processos de absorção pelas plantas (Figura 4).

Para os demais pares avaliados, não foram observadas correlações estatisticamente significativas. Em especial, a absorção de metais como Pb, Mn, Cr e Fe não apresentou associação significativa com os respectivos teores no solo, assim como a maioria das correlações cruzadas entre diferentes elementos também foi não significativa (Figura 4).

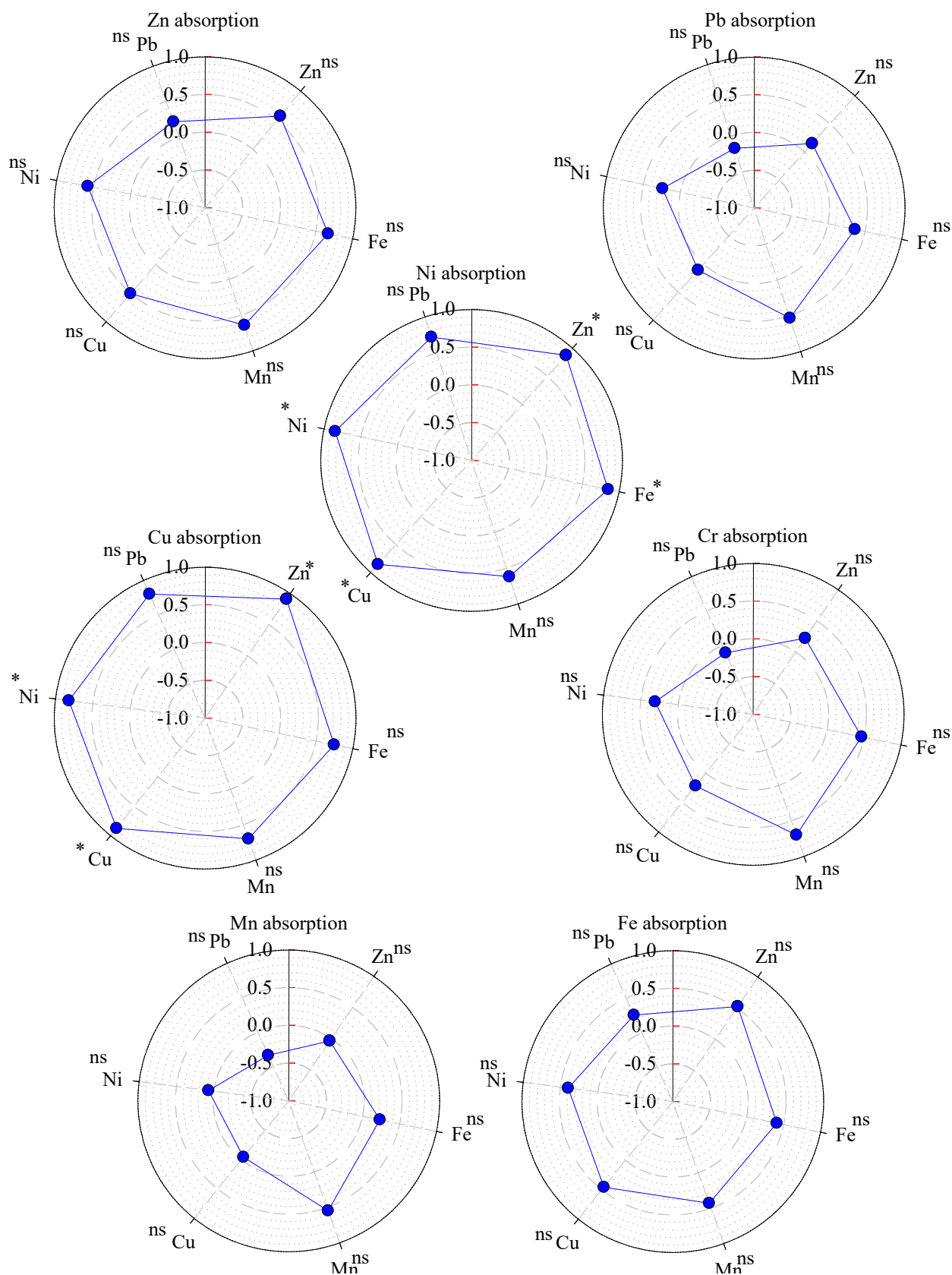


Figura 4. Correlação de Pearson entre conteúdo total de metais absorvidos pelas plantas e seus teores no solo. *, ns: significativo a 5% e não significativo, respectivamente.

Discussão

Influência do biocarvão e lodo de esgoto na produção de matéria seca

A utilização de adubações minerais (NPK) e organominerais tem sido amplamente estudada quanto ao impacto no crescimento e na produtividade das culturas. O uso de lodo de esgoto tem mostrado efeitos positivos no crescimento das plantas e na melhoria das propriedades do solo. A adição de biocarvão pode aumentar significativamente o carbono orgânico total do solo, bem como os níveis de nitrogênio e fósforo disponíveis, o que contribui para o aumento da matéria seca das plantas (Velli et al. 2021; Hansen et al. 2023). Em experimentos com tomate, a aplicação de biocarvão resultou em um aumento na matéria seca da parte aérea e raízes, embora o rendimento total do tomate não tenha sido significativamente alterado (Velli et al. 2021).

Os tratamentos organominerais, com biocarvão e lodo de esgoto nas diferentes formas, desempenharam performance inferior no acúmulo de matéria seca na parte aérea (Tabela 3). De fato, a fertilização com NPK é referência, amplamente utilizada devido à rápida disponibilização de nutrientes. Neste estudo, os fertilizantes organominerais de biocarvão e lodo de esgoto desempenharam performance significativa, inferior, porém podendo oferecer vantagens adicionais. Por exemplo, o biocarvão tem mostrado potencial para substituir fertilizantes minerais, fornecendo nutrientes de forma mais sustentável e com efeitos residuais prolongados (Fachini et al. 2021; Faria et al. 2017). Em experimentos de campo, a combinação de biocarvão com NPK resultou em um aumento de 16% no rendimento de grãos de milho, destacando a eficácia dessa abordagem combinada (Chagas et al. 2021). Além disso, o biocarvão derivado de lodo de esgoto pode melhorar a eficiência do uso de nitrogênio, reduzindo a necessidade de fertilizantes minerais (Figueiredo et al. 2020). Portanto, a combinação de fontes orgânicas e minerais, potencializa a eficiência do uso de nutrientes pelas plantas, diminuindo as perdas e promovendo uma liberação gradual dos nutrientes ao longo do ciclo da cultura (Mota et al. 2019).

Quando observadas a matéria seca da raiz e a matéria seca total da planta, não houve diferenças significativas entre os tratamentos de fertilização mineral e organomineral (Tabela 3). Isso pode indicar que, embora a fertilização mineral tenha promovido um crescimento superior da parte aérea, a formação de raízes e a massa total da planta não foram afetadas de maneira significativa por essas práticas de

adubação (Rodrigues et al. 2021).

Os efeitos positivos do biocarvão no crescimento das raízes são influenciados por fatores, como matéria-prima do biocarvão, taxa de aplicação, tipo de planta e pH do solo (Xiang et al. 2017). Ao avaliar a matéria seca das raízes, observou-se que o tratamento com biocarvão em pó apresentou maior teor de (Mn) no sistema radicular. Esse padrão sugere que o BP pode atuar, aumentando a disponibilidade de Mn no solo, possivelmente através da liberação de nutrientes adsorvidos em sua matriz porosa influenciando positivamente o desenvolvimento radicular das plantas (Jalali et al. 2023). Além disso, Zou et al. (2021) observaram que a aplicação de biocarvão resultou em aumento na biomassa, volume e área de superfície da raiz, levando a um melhor desenvolvimento morfológico, fundamental para absorção eficiente de nutrientes. Os mecanismos subjacentes a esses efeitos parecem ser modulados por múltiplos fatores, incluindo as características intrínsecas do biocarvão (matéria-prima e temperatura de pirólise), taxas de aplicação e propriedades edáficas, particularmente o pH do solo (Xiang et al. 2017).

Por outro lado, a fertilização mineral com NPK é uma prática convencional que fornece os nutrientes para o crescimento das plantas e proporciona um aumento do rendimento de grãos, proteína bruta e outras qualidades nutricionais em culturas como trigo e milho (Ahmed et al. 2019). A combinação de biocarvão com fertilizantes minerais pode potencializar os efeitos benéficos, uma vez que o biocarvão pode atuar como um reservatório de nutrientes, melhorando a eficiência do uso de fertilizantes (Ochiai et al. 2020).

Absorção e acúmulo de metais pesados nos diferentes compartimentos da planta

Um dos principais desafios associados aos fertilizantes orgânicos é o potencial acúmulo de metais pesados no solo, sua transferência para as plantas e, consequentemente, os riscos ambientais e à saúde humana. A aplicação prolongada de lodo de esgoto pode aumentar a concentração desses contaminantes no solo, resultando em efeitos prejudiciais ao meio ambiente e à saúde das plantas (Nunes et al. 2021; Kominko et al. 2019). Diante do potencial de bioacumulação de metais pesados ao longo da cadeia alimentar, a implementação de legislações rigorosas e o estabelecimento de diretrizes claras por órgãos reguladores, como a Organização Mundial da Saúde (OMS) e a Organização das Nações Unidas para a Alimentação e

Agricultura (FAO), são fundamentais para mitigar a contaminação de solos agrícolas e garantir a segurança alimentar (Nunes et al. 2021).

Os resultados indicaram que *U. brizantha* apresenta padrões distintos de acúmulo de metais, refletindo mecanismos fisiológicos de compartimentalização. O Fe concentrou-se nas raízes devido à sua baixa mobilidade e risco de toxicidade, enquanto o Mn, mais móvel no xilema e essencial à fotossíntese, foi predominante na parte aérea (Caione et al. 2023; Silva et al. 2024). O Pb também se acumulou nas raízes, resultado de sua baixa mobilidade e forte ligação com a parede celular, o que impede sua translocação (Collin et al. 2022). Observou-se, ainda, maior teor e acúmulo de Ni em comparação ao Cu, explicado pela maior solubilidade do Ni em solos ácidos e menor retenção no solo, ao contrário do Cu, que é fortemente adsorvido por matéria orgânica e óxidos de ferro e alumínio, acumulando-se nas raízes (Ghassemi-Golezani et al. 2025). Esses achados destacam a eficiência da espécie na regulação interna de metais pesados, reforçando seu potencial em estratégias de fitorremediação e manejo sustentável de solos contaminados (Tabela 3).

Os tratamentos adubados com biocarvão, lodo de esgoto e NPK resultaram em acúmulos equivalentes de metais nas diferentes partes da planta. Para o Ni, Cu e Fe, os acúmulos foram semelhantes nas raízes e no total da planta. Também foram observadas similaridades no acúmulo de Zn e Mn nas raízes (Tabela 3). Esses resultados indicam que o uso de fertilizantes organominerais à base de lodo de esgoto ou biocarvão promove acúmulo de metais em níveis comparáveis à fertilização mineral, reforçando sua viabilidade como alternativa agronômica sustentável (Velli et al. 2021). Em experimentos com tomate, milho, rabanete e outras culturas, as concentrações de metais pesados nas plantas tratadas com biocarvão de lodo de esgoto ou fertilizantes à base de lodo foram baixas e, em geral, não ultrapassaram os limites permitidos para consumo (Velli et al. 2021; Zhang et al. 2020).

O Pb, reconhecido como poluente ambiental, apresentou padrões distintos de acúmulo em *U. brizantha* cv. BRS Paiaguás conforme o fertilizante utilizado. O tratamento com NPK promoveu o maior acúmulo de Pb nas raízes, evidenciando um mecanismo de exclusão que limita sua translocação para a parte aérea (Farahat et al. 2021). Esse padrão pode ser atribuído à maior disponibilidade de Pb proporcionada por essas fontes, sendo o NPK particularmente eficaz devido à rápida solubilização dos nutrientes (Boudjabi, 2023). Em contraste, os tratamentos com lodo de esgoto e biocarvão demonstraram menor acúmulo de Pb nas raízes e total da planta (Tabela

3), destacando seu potencial para imobilização deste metal no solo (Nascimento et al. 2020; Toková et al. 2020). Essa capacidade está associada às propriedades físico-químicas do biocarvão, incluindo alta capacidade de adsorção (Zhang et al. 2019) e influência no pH do solo (Ali et al. 2020), sendo mais eficaz quando produzido em altas temperaturas de pirólise (Zhao et al. 2020). A baixa mobilidade pode ser potencializada pelo uso de biocarvão, que mostrou capacidade de reduzir a disponibilidade de Pb, enquanto aumentava a de Mn (Salam et al. 2019).

O Mn destacou-se como o metal mais abundante, com exceção do Fe, em todos os compartimentos avaliados (Tabela 3). Na parte aérea as adubações organominerais e minerais foram semelhantes entre si quanto aos teores de Mn (Tabela 3). Este padrão sugere que ambas as formas físicas do biocarvão e lodo (granulado e em pó) e fertilizante mineral são igualmente eficazes na disponibilização dos metais (You et al. 2021). No sistema radicular, não houve diferença no acúmulo entre as adubações organominerais e minerais, indicando que diferentes estratégias de adubação podem promover eficiência equivalente na absorção de Mn (Balidakis et al. 2023). Contudo, quando considerado o acúmulo total de Mn na planta, os tratamentos com biocarvão destacaram-se, corroborando estudos prévios que atribuem esta vantagem à estrutura porosa e alta capacidade adsorptiva do biocarvão (Alejandro et al. 2020; Angulo-Bejarano et al. 2021). Essa eficiência pode ser explicada pela influência positiva do biocarvão nas propriedades do solo, como o aumento da capacidade de troca catiônica (CTC), o que favorece a retenção e disponibilização de metais, incluindo o Mn (Hossain et al. 2020; Farhangi-Abriz et al. 2021). Em contraste, o tratamento com lodo em pó (LP) apresentou os menores acúmulos de Mn na parte aérea e total da planta. Esse menor teor pode estar associado à forma em que o Mn está presente no lodo, ligado a frações de óxidos de Fe-Mn, o que pode limitar sua biodisponibilidade em comparação com outras formas (Hawrot-Paw et al. 2020; Anthonio et al. 2020; Wierzbowska et al. 2018).

Os teores de metais pesados acumulados na *U. brizantha* BRS Paiaguás, tanto na parte aérea quanto nas raízes, não ultrapassaram os limites estabelecidos pelas principais normativas nacionais e internacionais, indicando que a absorção dos elementos ocorreu dentro de faixas consideradas seguras para o uso agrícola, mesmo sob aplicação de fertilizantes organominerais à base de resíduos. Na União Europeia, a Diretiva 2002/32/CE sobre substâncias indesejáveis na alimentação animal, estabelece limites máximos para contaminantes em alimentos animais, incluindo um

teor máximo de 30 mg kg⁻¹ de chumbo (Pb) em forragens verdes (União Europeia, 2002). O teor de Pb ($\leq 14,26$ mg kg⁻¹ nas raízes e $\leq 6,26$ mg kg⁻¹ na parte aérea) ficou abaixo do valor estipulado. Além da diretiva, a FAO/WHO no Codex Alimentarius estipula o teor limite de chumbo em 60 mg kg⁻¹ em alimentos destinados ao consumo humano e animal, abaixo do obtido no experimento, tanto para tratamentos com biocarvão ou lodo de esgoto, quanto tratamento referência NPK (FAO/WHO, 1995). Esses resultados indicam que, mesmo em tratamentos com maiores teores de metais (como lodo de esgoto), a *Urochloa brizantha* não apresentou risco de contaminação, reforçando seu potencial seguro para uso em áreas com baixa a média contaminação ou em sistemas de fitoestabilização.

Apesar dos resultados deste estudo indicarem conformidade com os limites legais estabelecidos para metais pesados no solo e no lodo de esgoto, vem aumentando a preocupação em relação aos níveis desses contaminantes em produtos agrícolas destinados ao consumo humano, particularmente em países em desenvolvimento (Viera et al. 2025). Neste contexto, torna-se imperativa a implementação de diretrizes rigorosas e sistemas eficazes de fiscalização para o uso agrícola de biossólidos e lodo de esgoto. Tais medidas devem assegurar um rigoroso controle sobre a aplicação desses materiais como fertilizantes e condicionantes de solo, especialmente em áreas destinadas à produção de alimentos.

O modelo regulatório europeu, combina a Diretiva do Conselho 86/278/CEE, relativa à proteção do ambiente, e em especial dos solos, na utilização agrícola de lamas de depuração (União Europeia, 1986), junto com o Regulamento (UE) 2023/915 relativo aos teores máximos de contaminantes em alimentos (União Europeia, 2023). De fato, a regulamentação de metais pesados em solos e produtos agrícolas é fundamental para garantir a segurança alimentar e ambiental. Essas diretrizes de caráter jurídico, serve como referência para garantir que a aplicação desses fertilizantes orgânicos não comprometa a segurança alimentar.

No Brasil, a Resolução CONAMA nº 498/2020 estabelece valores máximos para metais pesados em solos, porém carece de regulamentação específica para teores em alimentos para animais (Brasil, 2020). Esta lacuna normativa torna particularmente relevante a adoção de princípios preventivos quando do uso de fertilizantes orgânicos como biocarvão e lodo de esgoto, especialmente em cultivos destinados à alimentação humana ou animal. Do ponto de vista ambiental, os resultados apresentados ganham maior relevância quando consideramos a dinâmica

de transferência dos metais para a cadeia alimentar. Especificamente, os dados sugerem que o uso de biocarvão se mostra como uma estratégia eficaz para reduzir a mobilidade do Pb no sistema solo-planta, contrastando com fertilizantes minerais e lodo de esgoto que, embora também dentro dos limites legais, apresentaram maior potencial de disponibilização deste metal pesado (Albert et al. 2020; Turan, 2019). Esta distinção é particularmente relevante para políticas de manejo sustentável, indicando que o biocarvão pode oferecer vantagens adicionais na mitigação de riscos ambientais, mesmo quando todos os tratamentos se mostram tecnicamente dentro dos parâmetros regulatórios.

Teor de Metais no solo

Após o cultivo da *U. brizantha* cv. BRS Paiaguás, observaram-se variações significativas nos teores de metais pesados no solo em função dos tratamentos aplicados (Tabela 4). Os teores observados de Zn, Pb, Ni, Cu, Mn e Fe não ultrapassaram os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 420/2009 (Brasil, 2009), indicando que, mesmo com a adição de insumos como biocarvão e lodo de esgoto, não houve contaminação do solo (Tabela 4). O Fe destacou-se como o metal mais abundante, refletindo sua origem natural e baixa mobilidade (Bogusz & Oleszczuk, 2020), enquanto Zn e Mn apresentaram teores elevados em tratamentos com fertilizantes organominerais, corroborando estudos prévios (El-Naggar et al. 2018) (Tabela 4). Metais menos móveis, como Ni e Pb, tiveram absorção limitada pelas plantas, especialmente em solos com alta matéria orgânica (Protano et al. 2020), evidenciando a interação entre a origem dos metais, tratamentos aplicados e propriedades edáficas.

Os tratamentos com biocarvão (BG e BP) e lodo de esgoto (LG e LP) promoveram teores significativamente maiores de Zn no solo em comparação ao NPK e ao tratamento sem adubação (Tabela 4). Esse efeito é atribuído ao aporte direto do nutriente pelos resíduos orgânicos e à alta capacidade de adsorção e retenção de cátions, principalmente do biocarvão, que pode ter contribuído para reduzir a lixiviação e aumentar a permanência de metais no solo, especialmente de Zn e Mn, cuja mobilidade é moderada em solos tropicais (Nie et al. 2020). Entretanto, mesmo com esses teores mais elevados no solo, o acúmulo de Zn na planta, sobretudo na parte aérea, foi superior, evidenciando a eficiência de absorção e translocação do nutriente pela *Urochloa brizantha*, o que contribuiu para a redução dos níveis residuais no solo

ao final do cultivo. O biocarvão, com sua estrutura porosa e grande área superficial (Balidakis et al. 2023), e o lodo, rico em matéria orgânica (Wydro et al. 2021), formam complexos estáveis com metais, reduzindo sua lixiviação. Em contraste, o NPK apresentou teores menores de Zn, possivelmente por aumentar a solubilidade e mobilidade desse metal (Li et al. 2021).

A distribuição do Pb entre os compartimentos da planta e o solo indicou maior acúmulo nas raízes, seguido pela parte aérea (Tabela 3), enquanto os menores teores foram observados no solo (Tabela 4). Esse padrão é característico da baixa mobilidade do Pb nas plantas, o que favorece sua retenção nas raízes após a absorção e limita seu deslocamento para os tecidos aéreos (Daghestani et al. 2014). Nos tratamentos com lodo (LG e LP), fertilização mineral e sem adubação, os teores de Pb não diferiram estatisticamente entre si e apresentaram os menores teores o que sugere que o Pb foi prontamente absorvido ou lixiviado em condições de baixa capacidade de retenção, como solos com baixa matéria orgânica e pH desfavorável (Rengifo et al. 2024). Em contraste, o tratamento BP apresentou o maior teor no solo, seguido pelo BG, ambos diferindo estatisticamente dos demais tratamentos (Tabela 4). Isso indica que o biocarvão foi mais eficaz na retenção e imobilização do Pb, resultado de sua estrutura altamente porosa e abundância de grupos funcionais, que promovem a adsorção e diminuem a mobilidade e biodisponibilidade do metal no solo (Guan et al. 2018; Igalavithana et al. 2019). O Mn teve teores elevados com biocarvão e lodo granulado, atribuídos à alta capacidade de troca catiônica (Xie et al. 2021), enquanto o NPK mostrou menor retenção, reforçando a limitação de fertilizantes minerais na disponibilização de micronutrientes.

Os índices de geoacumulação (GAI) e de poluição (IP) evidenciaram que o Pb foi o metal de maior preocupação ambiental neste estudo. Os valores de GAI ultrapassaram o limite de 3 em tratamentos com biocarvão e lodo, sendo classificados como “fortemente contaminados” (Figura 2). De forma consistente, o índice de poluição (PI) também indicou alto nível de poluição para Pb nos mesmos tratamentos (Figura 3). Esses achados sugerem que resíduos orgânicos aplicados ao solo, embora eficazes para melhorar atributos físicos e químicos, podem representar uma fonte significativa de metais pesados, especialmente quando derivados de matérias-primas contaminadas ou mal estabilizadas. Estudos indicam que o biocarvão pode atuar como agente de imobilização de metais, mas esse comportamento depende de fatores como a origem da biomassa, temperatura de pirólise e pH do solo. Quando essas

condições não são adequadas, o biocarvão pode liberar metais previamente adsorvidos ou presentes em sua composição (Rodríguez et al. 2019). Por exemplo, Rodríguez et al. (2019) observaram aumento na imobilização de Pb em solos tratados com biocarvão vegetal, embora ressaltem que a eficácia depende da estrutura porosa e da área superficial do material. Shen et al. (2017) e Ibrahim et al. (2022) reforçam que o biocarvão pode tanto adsorver quanto liberar Pb, dependendo da interação com a matriz do solo e das condições ambientais.

O manganês (Mn) apresentou GAI positivo nos tratamentos com biocarvão, sendo classificado como "não contaminado a moderadamente contaminado", enquanto os tratamentos com NPK e lodo em pó apresentaram valores negativos, indicando ausência de acúmulo (Figura 2). O PI confirmou essa tendência, com classificação de poluição moderada nos tratamentos com resíduos orgânicos (Figura 3). Embora o Mn seja essencial às plantas, seu acúmulo excessivo pode causar fitotoxicidade e afetar o equilíbrio nutricional. Estudos indicam que o biocarvão pode reduzir a biodisponibilidade de Mn, dependendo de suas características. Jee et al. (2024) demonstraram que biocarvão de esterco de galinha foi eficaz na adsorção de Mn^{2+} , promovendo sua imobilização em solos contaminados. Enquanto Ni, Cu, Fe e Cr não indicaram contaminação em nenhum tratamento.

Os valores positivos de GAI para Zn nos tratamentos com biocarvão granulado (BG) e lodo em pó (LP) refletem o aporte direto do elemento via fertilização orgânica (Figura 2). No entanto, a baixa magnitude dos índices e os valores negativos nos demais tratamentos indicam que grande parte do Zn foi rapidamente absorvida pela planta ou retida em formas pouco disponíveis no solo, como por adsorção no biocarvão ou complexação com matéria orgânica (Penido et al. 2019). O índice PI (Figura 3), por sua vez, apontou baixo risco de poluição em todos os tratamentos, reforçando que, embora o Zn tenha sido introduzido no sistema, sua biodisponibilidade e mobilidade foram limitadas, reduzindo o potencial de contaminação ambiental (Bogusz et al. 2018).

A análise de correlação de Pearson (Figura 4) indicou que a absorção de metais pelas plantas não dependeu linearmente de seus teores totais no solo, exceto para Ni e Cu, que apresentou correlação positiva significativa. A absorção de Ni pelas plantas apresentou correlação positiva significativa com os teores de Ni, Cu, Zn e Fe no solo, evidenciando que a presença simultânea desses elementos influenciou diretamente sua absorção. Esses resultados indicam que a absorção de metais pelas plantas

ocorre por meio de mecanismos interdependentes, nos quais a disponibilidade de um elemento pode afetar a absorção de outros (Kumar et al. 2025). Isso ocorre porque diferentes metais competem ou interagem em processos de transporte e regulação fisiológica, podendo facilitar ou inibir a entrada de outros elementos com características químicas semelhantes (Ameen et al. 2019). Em solos enriquecidos com resíduos orgânicos, como lodo de esgoto e biocarvão, essas interações são intensificadas, em razão da alteração da dinâmica iônica e da complexação no solo, o que favorece o aumento da biodisponibilidade de múltiplos metais simultaneamente (Liu et al. 2019; Borah et al. 2020).

Adicionalmente, foram observadas correlações significativas entre a absorção de Cu pelas plantas e os teores de Ni, Zn e Cu no solo, o que reforça a hipótese de coabsorção e regulação cruzada entre esses metais durante os processos fisiológicos de aquisição de nutrientes. Resultados semelhantes foram relatados por Li et al. (2023), que observaram correlações positivas entre os teores de Ni-Zn, Cu-Zn, Cu-Ni, Cd-Zn, Cd-Ni e Cd-Cu, em plantas de azevém cultivadas em solos adubados com lodo de esgoto. Os autores atribuíram esses padrões à sobreposição de rotas de transporte e à presença de efeitos sinérgicos na absorção de metais pesados, amplificados pela interação entre colóides do solo e constituintes da solução (Li et al. 2023).

Além disso, o aumento da biodisponibilidade de Cu pode estar relacionado à competição com o Fe por sítios de adsorção no complexo coloidal do solo. Em ambientes com alta concentração de Fe, como em solos tropicais intemperizados, é possível que o Cu seja deslocado para a solução do solo, tornando-se mais acessível para as plantas, como demonstrado por Vieira et al. (2025) em estudo com mamona. Tais interações físico-químicas reforçam a necessidade de considerar os efeitos combinados entre metais, sobretudo em sistemas manejados com resíduos orgânicos, onde a dinâmica de troca iônica e complexação pode ser intensificada (Borah et al. 2020). A baixa correlação para a maioria dos elementos reforça que a biodisponibilidade, influenciada por pH, matéria orgânica e características do solo (Raklami et al. 2021) é mais crítica que o teor total.

Os resultados demonstram que, embora o biocarvão e lodo possam aumentar a retenção de nutrientes e metais no solo, seu uso requer cuidados para evitar acúmulo de Pb e Mn. Estratégias combinadas, como a aplicação de biocarvão com fertilizantes minerais, poderiam equilibrar eficiência agrônômica e segurança ambiental (Tan et al. 2022). Além disso, a ausência de Cr detectável em todas as

amostras (limite: 0,625 mg L⁻¹) sugere que esse metal não representa risco imediato no sistema estudado.

Em conjunto, os índices GAI e PI permitiram identificar os elementos com maior potencial de acúmulo e risco ambiental, enquanto a correlação de Pearson demonstrou a complexidade dos mecanismos de absorção de metais pelas plantas. Nesse sentido, em grande parte, a absorção dos metais pelas plantas não foi explicada exclusivamente pelos seus teores totais no solo, evidenciando a influência de outros fatores, como a biodisponibilidade dos elementos e as características químicas do solo.

O biocarvão e lodo podem ser alternativas viáveis para melhorar a fertilidade, seu uso deve ser acompanhado de monitoramento de metais como Pb, garantindo a sustentabilidade em sistemas agrícolas. Tais evidências ressaltam a importância de avaliar não apenas o teor total de metais no solo, mas também sua forma biodisponível e comportamento solo-planta, visando uma gestão segura e sustentável do uso de fertilizantes orgânicos na agricultura.

Conclusão

A aplicação de fertilizantes organominerais à base de lodo de esgoto e biocarvão, nas formas granulada e em pó, demonstrou ser uma alternativa eficaz e ambientalmente segura à fertilização mineral convencional no cultivo de *U. brizantha* cv. BRS Paiaguás. A fertilização mineral (NPK) resultou no maior acúmulo de matéria seca na parte aérea de *U. brizantha* cv. BRS Paiaguás, enquanto os fertilizantes organominerais à base de lodo de esgoto e biocarvão, nas formas granulada e em pó, apresentaram desempenho semelhante em biomassa total, evidenciando sua eficiência agrônômica. Os organominerais também promoveram menor mobilização de Pb para os tecidos vegetais, em comparação ao NPK, que resultou nos maiores acúmulos do metal na planta, sugerindo maior mobilidade no sistema solo-planta.

Em relação à presença de metais pesados no solo, os tratamentos com adubações organominerais apresentaram maior eficiência na retenção de metais, o que indica menor potencial de lixiviação e menor risco ambiental. Todos os tratamentos mantiveram os teores de metais dentro dos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 420/2009.

Dessa forma, os fertilizantes organominerais não apenas mantiveram a

produtividade da forrageira, como também contribuíram para o manejo seguro de resíduos urbanos e agrícolas. A sua aplicação representa uma estratégia promissora para uma agricultura mais sustentável, com benefícios agronômicos, ambientais e econômicos, alinhada à gestão circular de nutrientes e à redução da dependência de fertilizantes minerais.

Referências

- Ahmed W., Liu K, Qaswar M, Huang J., Huang Q, Xu Y, Ali, S, Mehmood S., Asghar R, Mahmood M, Zhang, H (2019) Long-Term Mineral Fertilization Improved the Grain Yield and Phosphorus Use Efficiency by Changing Soil P Fractions in Ferralic Cambisol. *Agronomy*. <https://doi.org/10.3390/agronomy9120784>.
- Alam M., Gorman-Lewis D., Chen N., Flynn SL, Ok YS, Konhauser KO, Alessi DS (2018). Thermodynamic Analysis of Nickel(II) and Zinc(II) Adsorption to Biochar *Environmental Science & Technology*, 52:6246-6255. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b06261>
- Albert H, Li X, Jeyakumar P, Wei L, Huang L, Huang Q, Kamran M, Shaheen S, Hou D, Rinklebe J, Liu Z, Wang H (2020) Influence of biochar and soil properties on soil and plant tissue concentrations of Cd and Pb: A meta-analysis *The Science of the total environment*, 755:142582. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142582>.
- Alcarde JC (2009). Manual de análise de fertilizantes. 3ª ed. Piracicaba: FEALQ.
- Alejandro S, Höller S, Meier B, Peiter E (2020) Manganese in plants: from acquisition to subcellular allocation. *Frontiers in Plant Science*, 11. <https://doi.org/10.3389/fpls.2020.00300>
- Ali I, He L, Ullah S, Zhao Q, Wei S, Iqbal A, Munsif F, Shah T, Xuan Y, Luo Y, Tian L, Jiang L (2020) Biochar addition coupled with nitrogen fertilization impacts on soil quality, crop productivity, and nitrogen uptake under double-cropping system. *Food and Energy Security*, 9:3. <https://doi.org/10.1002/fes3.208>
- Ali U, Shaaban M, Bashir S, Fu Q, Zhu J, Islam M, Hu H (2020) Effect of rice straw, biochar and calcite on maize plant and Ni bioavailability in acidic Ni contaminated soil. *Journal of environmental management*, 259:109674. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109674>.
- Ameen N, Amjad M, Murtaza B., Abbas G, Shahid M., Imran M, Naeem MA, Niazi NK (2019) Biogeochemical behavior of nickel under different abiotic stresses: toxicity and detoxification mechanisms in plants. *Environmental Science and Pollution Research*, 26:10496-10514. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-04540-4>
- Angulo-Bejarano P., Puente-Rivera J, Cruz-Ortega R. (2021) Metal and metalloid toxicity in plants: an overview on molecular aspects. *Plants*, 10:35. <https://doi.org/10.3390/plants10040635>
- Antonio CK., Jing H, Tianfu H, Qaswar M, Liu K, Jiangxue D, Khan MN, Abbas M, Alib S, Matelele LA, Liu1S, Liu G, Zhang H, Chen J (2020) Depth Distribution of Bulk and Aggregate-Associated Manganese Oxides Mediated by Soil Chemical Properties in a Long-Term Fertilized Paddy Soil. *J Soil Sci Plant Nutr* 20:2631–2642. <https://doi.org/10.1007/s42729-020-00329-4>
- Balidakis A., Karagianni A, Ipsilantis I. (2023). Sewage sludge treated with bentonite, vermiculite or biochar can improve soil properties and enhance growth of grasses. *Soil*

Use and Management, 39:1403-1421. <https://doi.org/10.1111/sum.12931>

Barra Netto-Ferreira J, Palmeira Gabetto F, Araujo ACM, Dias RC, Sobrinho NMBA, Zonta E (2023) Combining biosolid and mineral sources of phosphorus and potassium in organomineral fertilizers influences the dynamics and efficiency of nutrient release. *Environ Geochem Health* 45:4965–4978. <https://doi.org/10.1007/s10653-023-01555-2>.

Bhatt M, Raverkar K, Chandra R, Labanya R, Kumar V, Kaushik SJ., Singh DK (2019) Effect of long-term balanced and imbalanced inorganic fertilizer and fym application on chemical fraction of dtpa-extractable micronutrients and yields under rice–wheat cropping system in mollisols. *Soil Use and Management*, 36: 261-273. <https://doi.org/10.1111/sum.12560>

Bicalho TF, Souza GC, Pegoraro RF, Duarte ACS, Alves PFS, Silva UC, Ferreira EA, Frazão LA (2024) Atividade biológica do solo cultivado com feijão-guandu sob diferentes manejos de adubação. *Ciênc. Rural* 54:e20220635. <https://doi.org/10.1590/0103-8478cr20220635>

Biyada S, Merzouki M, Elkarrach K, Benlemlih M (2020). Spectroscopic characterization of organic matter transformation during composting of textile solid waste using UV–Visible spectroscopy, Infrared spectroscopy and X-ray diffraction (XRD). *Microchem. J.* 159:105314. <https://doi.org/10.1016/j.microc.2020.105314>

Bogusz A, Oleszczuk P (2018) Sequential extraction of nickel and zinc in sewage sludge- or biochar/sewage sludge-amended soil. *The Science of the total environment*, 636:927-935. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.072>.

Boudjabi S. (2023). Enhancing soil resilience and crop physiology with biochar application for mitigating drought stress in durum wheat (*triticum durum*). *Heliyon*, 9:e22909. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e22909>

Boostani HR, Najafi-Ghiri M, Mirsoleimani A (2019) The effect of biochar application on reducing the toxic effects of nickel and growth indices of spinach (*Spinacia oleracea* L.) in a calcareous soil. *Environ Sci Pollut Res* 26:1751–1760. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-3760-x>

Borah P, Gujre N, Rene ER, Rangan L, Paul RK, Karak T, Mitra S (2020) Assessment of mobility and environmental risks associated with copper, manganese and zinc in soils of a dumping site around a Ramsar site. *Chemosphere*, 254:126852. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126852>

Borges B, Abdala D, Souza M, Viglio L, Coelho M Pavinato P, Franco H (2019). Organomineral phosphate fertilizer from sugarcane byproduct and its effects on soil phosphorus availability and sugarcane yield. *Geoderma*. 339, 20-30. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.12.036>

Bose S, Bhattacharyya A. (2008) Heavy metal accumulation in wheat plant grown in soil amended with industrial sludge. *Chemosphere*, 70 7:1264-72 . <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2007.07.062>.

Brasil, Resolução nº 498, de 19 de agosto de 2020. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). R DOU: 21/08/2020, Seção 1. P.265. Available via <https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/resolucao-n-498-de-19-de-agosto-de-2020-273467970> (2020) Accessed 07 April 2025

Briffa J, Sinagra E, Blundell R (2020) Heavy metal pollution in the environment and their toxicological effects on humans. *Heliyon*, 6: e04691. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e04691>

Caione G, Campos LM, Kume WT, Ferbonink GF, Caione DFO (2023) Tolerance of marandu grass to excess iron and manganese. *Revista de Agricultura Neotropical* 10. <https://doi.org/10.32404/rean.v10i1.7027>.

Calzone A, Baldoni E, Cabassi G, Toscani G, Gasparini A, Casaletta E, Picchi V (2024). Sewage sludge amendment of rice as a potential alternative to mineral fertilizer: analyses of physiological, biochemical and molecular mechanisms of plant response. *Plant Physiology and Biochemistry*, 208:108527. <https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2024.108527>

Carciochi WD, Ferrari JL, Orden L, Galantini JA (2024) Pelletized Organomineral vs. Inorganic Nitrogen and Phosphorus Fertilizers: Impact on Wheat Nutritional Status, Productivity, and Grain Quality. *J Soil Sci Plant Nutr* 24:7361–7372 <https://doi.org/10.1007/s42729-024-02045-9>

Chagas JKM, Figueiredo CC, Paz-Ferreiro J. (2021) Sewage sludge biochars effects on corn response and nutrition and on soil properties in a 5-yr field experiment. *Geoderma* 401:115323. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115323>

Chen, H, Teng, Y, Lu, S, Wang Y, Wang, J (2015) Contamination features and health risk of soil heavy metals in China. *Sci Total Environ* 512–513:143–153. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.01.025>

Chen D, Liu X, Bian R, Cheng K, Zhang X, Zheng J, Joseph S, Crowley D, Pan G, Li L (2018) Effects of biochar on availability and plant uptake of heavy metals - A meta-analysis. *Journal of environmental management*, 222:76-85. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.05.004>.

Chen A, Zhang W, Sheng R, Liu Y, Hou H, Liu F, Ma G, Wei W., Qin H (2021) Long-term partial replacement of mineral fertilizer with in situ crop residues ensures continued rice yields and soil fertility: A case study of a 27-year field experiment in subtropical China. *The Science of the total environment*, 787:147523. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147523>.

Chen Y, Liu D, Ma J, Jin B, Peng J, He X (2021) Assessing the influence of immobilization remediation of heavy metal contaminated farmland on the physical properties of soil. *The Science of the total environment*, 781:146773. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146773>.

Cheng X, Wei C, Ke X, Pan J, Wei G, Chen Y, Wei C, Li F, Preis S (2022) Nationwide review of heavy metals in municipal sludge wastewater treatment plants in China: Sources, composition, accumulation and risk assessment. *Journal of hazardous materials*, 437:129267. <https://doi.org/10.2139/ssrn.4022293>.

Choudhary T, Khan K, Hussain Q, Ashfaq M (2021) Nutrient Availability to Maize Crop (*Zea mays L.*) in Biochar Amended Alkaline Subtropical Soil. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 21:1293-1306. <https://doi.org/10.1007/s42729-021-00440-0>.

Collin S, Baskar A, Geevarghese D, Ali M, Bahubali P, Choudhary R, Lvov V, Tovar G, Senatov F, Koppala, S, Swamiappan S (2022) Bioaccumulation of Lead (Pb) and its effects in plants: A review. *Journal of Hazardous Materials Letters*, 3:100064. <https://doi.org/10.1016/j.hazl.2022.100064>.

Cordovil C, Pinto R, Silva B, Sas-Paszt L, Sakrabani R, Skiba U (2019) The impact of woody biochar on microbial processes in conventionally and organically managed arable soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 50: 1387-1402. <https://doi.org/10.1080/00103624.2019.1614609>

Cui H, Zhang X, Wang Y, Zhang X, Lv J (2024) Binding characteristics of heavy metal contaminations and sewage sludge dom products: determination based on complexing-variance partitioning analysis. *Chemical Engineering Journal*, 489: 151387. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2024.151387>

Curci M, Lavecchia A, Cucci G, Lacolla G, Corato UD, Crecchio C (2020) Short-term effects of sewage sludge compost amendment on semiarid soil. *Soil Systems*, 4:48. <https://doi.org/10.3390/soilsystems4030048>

Czarnecki S. and Düring R (2017) Transfer of metals in soil-grass ecosystems under long-term n, p, k fertilization in hesse, germany. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 48:1020-1028. <https://doi.org/10.1080/00103624.2017.1323088>

Daghestani M, Kolahi M (2024) Phytoremediation potential of seedlings: comparing heavy metal accumulation in *Ailanthus*, *Acer*, and *Fraxinus* species. *Environmental monitoring and assessment*, 196:920. <https://doi.org/10.1007/s10661-024-13054-7>.

Dai Y, Zheng H, Jiang Z, Xing B (2020) Combined effects of biochar properties and soil conditions on plant growth: A meta-analysis. *The Science of the total environment*, 713:136635. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136635>.

Das R, Purakayastha T, Das D, Ahmed N, Kumar R, Biswas S, Walia S, Singh R, Shukla V, Yadava M, Ravisankar N, Datta S (2019) Long-term fertilization and manuring with different organics alter stability of carbon in colloidal organo-mineral fraction in soils of varying clay mineralogy. *The Science of the total environment*, 684:682-693. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.327>.

De C, Liu X., Bian R, Cheng K, Zhang X, Zheng J, Li L (2018) Effects of biochar on availability and plant uptake of heavy metals – a meta-analysis. *Journal of Environmental Management*, 222:76-85. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.05.004>

Eid EM, Hussain AA, Taher MA, Galal TM, Shaltout KH, Sewelam N (2020) Sewage Sludge Application Enhances the Growth of *Corchorus olitorius* Plants and Provides a Sustainable Practice for Nutrient Recirculation in Agricultural Soils. *J Soil Sci Plant Nutr* 20: 149–159. <https://doi.org/10.1007/s42729-019-00113-z>

European Union. (1986). *Council Directive 86/278/EEC of 12 June 1986 on the protection of the environment, and in particular of the soil, when sewage sludge is used in agriculture*. Official Journal of the

European Communities, L181, 6–12. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:31986L0278>

European Union. (2002). *Directive 2002/32/EC of the European Parliament and of the Council of 7 May 2002 on undesirable substances in animal feed*. Official Journal of the European Union, 140:10–21. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:32002L0032>

Fachini J, Figueiredo C, Frazão J, Rosa S, Silva , Vale A (2021) Novel K-enriched organomineral fertilizer from sewage sludge-biochar: Chemical, physical and mineralogical characterization. *Waste management*, 135:98-108. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.08.027>.

Faloye O, Faloye O, Alatise M, Ajayi A, Ajayi A, Ewulo B (2019) Effects of biochar and inorganic fertiliser applications on growth, yield and water use efficiency of maize under deficit irrigation. *Agricultural Water Management*, 217:165-178. <https://doi.org/10.1016/J.AGWAT.2019.02.044>.

Fan J, Cai C, Chi H, Reid B, Coulon F, Zhang Y, Hou Y (2020) Remediation of cadmium and lead polluted soil using thiol-modified biochar. *Journal of hazardous materials*, 388:122037. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122037>.

FAO/WHO. (1995) Codex Alimentarius Commission. General Standard for Contaminants and Toxins in Food and Feed (CODEX STAN 193-1995). Roma: FAO/WHO, 1995.

Farahat E, Mahmoud W, Awad H, Farrag H, Arshad M, Eid E, Fahmy G (2021) Prediction Models for Evaluating the Uptake of Heavy Metals by the Invasive Grass *Vossia cuspidata* (Roxb.) Griff. in the River Nile, Egypt: A Biomonitoring Approach. *Sustainability*, 131:10558. <https://doi.org/10.3390/su131910558>.

Farhangi-Abriz S and Ghassemi-Golezani K (2022) The modified biochars influence nutrient and osmotic statuses and hormonal signaling of mint plants under fluoride and cadmium toxicities. *Frontiers in Plant Science*, 13. <https://doi.org/10.3389/fpls.2022.1064409>

Farhangi-Abriz S and Ghassemi-Golezani K (2021) Changes in soil properties and salt tolerance of safflower in response to biochar-based metal oxide nanocomposites of magnesium and manganese. *Ecotoxicology and environmental safety*, 211:111904. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.111904>.

Faria WM, Figueiredo CC, Coser TR, Vale AT, Schneider BG (2017) Is sewage sludge biochar capable of replacing inorganic fertilizers for corn production? evidence from a two-year field experiment. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 64:505-519. <https://doi.org/10.1080/03650340.2017.1360488>

Farooq M, Shah MY, Gani KM (2024) Soft soil stabilization using co-pyrolytic biochars from sewage sludge and nymphaeale, an invasive plant biomass. *Journal of Cleaner Production*, 480:143981. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2024.143981>

Feng H, Zhou S, Guan W, Zhu L, Li R, Wang S (2024) Enhancement of apatite-phosphorus-rich biochar production from sewage sludge pyrolysis assisted by carbide slag. *Process Safety and Environmental Protection*, 192: 26-35. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2024.10.031>

Feng J, Burke IT, Chen X, Stewart DI (2023) Assessing metal contamination and speciation in sewage sludge: implications for soil application and environmental risk. *Rev Environ Sci Biotechnol* 22:1037–1058. <https://doi.org/10.1007/s11157-023-09675-y>

Figueiredo CC, Wickert ÉG, Vieira Neves HC, Coser TR, Paz-Ferreiro J, (2020) Sewage sludge biochar increases nitrogen fertilizer recovery: Evidence from a 15N tracer field study. *Soil Use Manag.* 37:689–697. <https://doi.org/10.1111/sum.12672>

Figueiredo CC, Reis A.S.P.J, Araujo A.S, Blum LEB, Shah K, Paz-Ferreiro J, (2021) Assessing the potential of sewage sludge-derived biochar as a novel phosphorus fertilizer: Influence of extractant solutions and pyrolysis temperatures. *Waste Manag.* 124: 144–153. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.01.044>

Filho J, Barbosa C, Carneiro J, Melo L (2019) Diffusion and phosphorus solubility of biochar-based fertilizer: Visualization, chemical assessment and availability to plants. *Soil and Tillage Research*, 194:104298. <https://doi.org/10.1016/J.STILL.2019.104298>.

Ghassemi-Golezani K, Latifi S, Farhangi-Abriz S (2025) Biochar-mediated remediation of nickel and copper improved nutrient availability and physiological performance of dill plants. *Sci Rep* 15:13660. <https://doi.org/10.1038/s41598-025-98646-0>

Goldan E, Nedeff V, Barsan N., Culea M, Tomozei C, Panainte-Lehadus M, Mosnegutu E, (2022) Evaluation of the Use of Sewage Sludge Biochar as a Soil Amendment—A Review. *Sustainability* 14:5309. <https://doi.org/10.3390/su14095309>

Guan DX, Sun FS, Yu GH, Polizzotto ML, Liu YG (2018) Total and available metal concentrations in soils from six long-term fertilization sites across China. *Environ Sci Pollut Res* 25:31666–31678. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-3143-3>

Guo X, Zuo Y, Wang BR, Li JM, Ma Y (2010) Toxicity and accumulation of copper and nickel in maize plants cropped on calcareous and acidic field soils. *Plant and Soil*, 333:365-373. <https://doi.org/10.1007/s11104-010-0351-0>

Hamdi H, Hechmi S, Khelil M, Zoghlami I, Benzarti S, Mokni-Tlili S, Hassen A, Jedidi N (2019) Repetitive land application of urban sewage sludge: Effect of amendment

rates and soil texture on fertility and degradation parameters. *Catena*, 172:11-20. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.08.015>

Hansen DS, Turcios AE, Klamt AM, Wieth C, Reitzel K, Thomsen MH, Papenbrock J (2023) Characterization of biochar produced from sewage sludge and its potential use as a substrate and plant growth improver. *J. Environ. Manage.* 348:119271. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.119271>

Hawrot-Paw M, Mikiciuk M, Koniuszy A, Meller E (2022) Influence of Organomineral Fertiliser from Sewage Sludge on Soil Microbiome and Physiological Parameters of Maize (*Zea mays L.*). *Agronomy* 12:1114. <https://doi.org/10.3390/agronomy12051114>.

Hossain MZ, Bahar MM, Sarkar B, Donne SW, Ok JS, Palansooriya KN, Kirkham MB, Chowdhury S, Bolan N (2020) Biochar and its importance on nutrient dynamics in soil and plant. *Biochar* 2:379–420 <https://doi.org/10.1007/s42773-020-00065-z>

Hu, X., Zhang, R., Xia, B., Ying, R., Hu, Z., Xu, T., ... & Qian, J. (2022). Effect of pyrolysis temperature on removal efficiency and mechanisms of Hg (II), Cd (II), and Pb (II) by maize straw biochar. *Sustainability*, 14(15), 9022. <https://doi.org/10.3390/su14159022>

Ibrahim EA, El-Sherbini M, Selim EM (2022) Effects of biochar on soil properties, heavy metal availability and uptake, and growth of summer squash grown in metal-contaminated soil. *Scientia Horticulturae*, 301:111097. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2022.111097>

Igalavithana A, Kwon E, Vithanage M, Rinklebe J, Moon D, Meers E, Tsang D, Ok Y (2019) Soil lead immobilization by biochars in short-term laboratory incubation studies. *Environment international*, 127:190-198. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.03.031>.

INMET. Instituto Nacional de Meteorologia do Brasil (2022, mês de abril). Tabela de Dados de Estações. <https://portal.inmet.gov.br/dadoshistoricos> Accessed 7 April 2025.

Jabborova D, Sulaymanov K, Sayyed RZ, Alotaibi SH, Enakiev, YI, Azimov A, Datta R (2021) Mineral fertilizers improves the quality of turmeric and soil. *Sustainability*, 13:9437. <https://doi.org/10.3390/su13169437>

Jalali M, Farahani EA, Jalali M (2023) The impact of organic and inorganic fertilizers on availability and speciation of phosphorus and heavy metals in calcareous soils. *Environ Earth Sci* 82:142. <https://doi.org/10.1007/s12665-023-10833-2>.

Jee HK, Kim HN, Park JH (2024) Immobilization of manganese in solution and soil contaminated with trivalent chromium using biochars. *Applied Biological Chemistry*, 67(1). <https://doi.org/10.1186/s13765-024-00969-5>

Kalyvas G, Gasparatos D, Liza C, Massas I (2019) Single and combined effect of chelating, reductive agents, and agro-industrial by-product treatments on As, Pb, and Zn mobility in a mine-affected soil over time. *Environmental Science and Pollution Research*, 27:5536-5546. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-07230-3>.

Karimi A, Moezzi A, Chorom M, Enayatizamir N (2019) Chemical Fractions and Availability of Zn in a Calcareous Soil in Response to Biochar Amendments. *J Soil Sci Plant Nutr* 19:851–864. <https://doi.org/10.1007/s42729-019-00084-1>

Kätterer T, Roobroeck D, Andrén O, Kimutai G, Karlton E, Kirchmann H, Nyberg G, Vanlauwe B, Nowina K (2019) Biochar addition persistently increased soil fertility and yields in maize-soybean rotations over 10 years in sub-humid regions of Kenya. *Field Crops Research*, 235:18-26. <https://doi.org/10.1016/J.FCR.2019.02.015>.

Kendziorek M, Barabasz A, Rudzka J, Tracz K, Mills R, Williams L, Antosiewicz D (2014) Approach to engineer tomato by expression of AtHMA4 to enhance Zn in the aerial parts. *Journal of plant physiology*, 171:1413-1422. <https://doi.org/10.1016/j.jplph.2014.04.017>.

Kominko H, Gorazda K, Wzorek Z, (2019) Potentiality of sewage sludge-based organo-mineral fertilizer production in Poland considering nutrient value, heavy metal content and phytotoxicity for rapeseed crops. *Journal of Environmental Management* 248:109283. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109283>

Kominko H, Gorazda K, Wzorek Z (2024) Sewage sludge: a review of its risks and circular raw material potential. *Journal of Water Process Engineering*, 63:105522. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2024.105522>

Kumar U, Kumar I, Sing PK, Dwivedi A, Singh P, Mishra S, Seth CS, Sharma RK (2025) Nickel contamination in terrestrial ecosystems: insights into impacts, phytotoxicity mechanisms, and remediation technologies. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 263(1). <https://doi.org/10.1007/s44169-024-00075-z>

Lapaz AM, Yoshida CHP, Gorni PH, Freitas-Silva L, Araújo TO, Ribeiro C (2022) Iron toxicity: effects on the plants and detoxification strategies. *Acta Botanica Brasilica*, 36. <https://doi.org/10.1590/0102-33062021abb0131>

Lee Y, Ahmed O, Wahid S, Jalloh M, Muzah A (2021) Nutrient Release and Ammonia Volatilization from Biochar-Blended Fertilizer with and without Densification. *Agronomy* 11:2082. <https://doi.org/10.3390/agronomy11102082>.

Li F, Chen X, Feng J, Liang Z, Xu X, Ding T (2023) Ryegrass extraction of heavy metals from municipal sewage sludge compost-amended soils assisted with citric acid. *Environ Sci Pollut Res* 30:33598–33608. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-24611-3>

Li R, Zhang S., Zhang M., Fei C, Ding X (2021) Phosphorus fractions and adsorption–desorption in aggregates in coastal saline-alkaline paddy soil with organic fertilizer application. *Journal of Soils and Sediments*, 21:3084 - 3097. <https://doi.org/10.1007/s11368-021-02999-8>.

Lisboa L, Dias GO, Sacco H, Padovan J, Rodrigues G, Ribeiro K, Silva G, Cardoso A, Pereira L, Figueiredo P (2021) *Urochloa brizantha* cultivated in aluminum-toxic soil: Changes in plant growth and ultrastructure of root and leaf tissues. *Tropical Grasslands*

- Forrajes Tropicales., 9:23-33. [https://doi.org/10.17138/TGFT\(9\)23-33](https://doi.org/10.17138/TGFT(9)23-33).

Liu X, Liu C, Gao W, Xue C., Guo Z., Jiang L, Li F, Liu Y (2019). Impact of biochar amendment on the abundance and structure of diazotrophic community in an alkaline soil. The Science of the total environment, 688:944-951. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2019.06.293>.

Liu Y, Liu D, Zhang W, Chen X, Zhao Q, Chen X, Zou C (2019) Health risk assessment of heavy metals (Zn, Cu, Cd, Pb, As and Cr) in wheat grain receiving repeated Zn fertilizers. Environmental pollution, 257:113581. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113581>.

Liu Y, Chen X, Leng Y, Wang S, Liu H, Zhang W, Chen M (2024) Molecular-level insight into the effect of fertilization regimes on the chemodiversity of dissolved organic matter in tropical cropland. Environmental Research, 262:119903. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2024.119903>

Liu Y, Sun X., Li S., Li S., Zhou W, Ma Q, Zhang, J (2019) Influence of green waste compost on Pb-polluted soil remediation, soil quality improvement, and uptake by Pakchoi cabbage (*Brassica campestris* L. ssp) Environmental Science and Pollution Research, 27:7693-7701. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-07505-9>

Lustosa Filho JF, Penido ES, Castro PP, Silva CA, Melo LCA, (2017) Co-Pyrolysis of Poultry Litter and Phosphate and Magnesium Generates Alternative Slow-Release Fertilizer Suitable for Tropical Soils. ACS Sustain. Chem. Eng. 5:9043–9052. <https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.7b01935>

Malavolta E, Vitti, GC, Oliveira S.A (1997) Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações. Piracicaba: Potafos, 319 p.

Malavolta E, Moraes MF (2006) Sobre a sugestão dos metais pesados tóxicos em fertilizantes e sobre a Portaria 49 de 25/04/2005 da Secretaria de Defesa Agropecuária do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Inf Agron 114, 10–4.

Maneechakr P, Mongkollertlop S (2020) Investigation on adsorption behaviors of heavy metal ions (Cd^{2+} , Cr^{3+} , Hg^{2+} and Pb^{2+}) through low-cost/active manganese dioxide-modified magnetic biochar derived from palm kernel cake residue. Journal of environmental chemical engineering, 8:104467. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104467>.

Martins CTVD, do Nascimento TL, Bueno LG, Antônio RP, Borges RME, Melo NF (2024) *Urochloa mosambicensis* in the Brazilian semi-arid region: morpho-agronomic characterization of accessions under restricted climatic conditions. Genet Resour Crop Evol 71:2673–2686 (2024). <https://doi.org/10.1007/s10722-023-01797-0>

Méndez A, Gómez A, Paz-Ferreiro J, Gascó G (2012). Effects of sewage sludge biochar on plant metal availability after application to a Mediterranean soil. Chemosphere 89:1354–1359. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.05.092>

Mengmeng C, Shirong Z, Lipeng, W, Chao F, Xiaodongb D (2021) Organic Fertilization Improves the Availability and Adsorptive Capacity of Phosphorus in Saline-Alkaline Soils. *J Soil Sci Plant Nutr* 21:487–496. <https://doi.org/10.1007/s42729-020-00377-w>

Mi W, Sun Y, Xia S, Zhao H, Mi W, Brookes P, Liu Y, Wu L (2018) Effect of inorganic fertilizers with organic amendments on soil chemical properties and rice yield in a low-productivity paddy soil. *Geoderma*, 320:23-29. <https://doi.org/10.1016/J.GEODERMA.2018.01.016>.

Morais EG, Silva CA, Maluf HJGM, Paiva IO, Paula LHD (2023) How Do NPK-Organomineral Fertilizers Affect the Soil Availability and Uptake of Iron, Manganese, Copper, and Zinc by Maize Cultivated in Red and Yellow Oxisols? *J Soil Sci Plant Nutr* 23:6284–6298. <https://doi.org/10.1007/s42729-023-01484-0>

Morais EG, Silva CA., Maluf, H.J.G.M, Paiva IO, Paula LHD (2023) Effects of Compost-Based Organomineral Fertilizers on the Kinetics of NPK Release and Maize Growth in Contrasting Oxisols. *Excess Biomass Valor* 14:2299–232. <https://doi.org/10.1007/s12649-022-02019-x>

Mota RP, Camargo R, Lemes EM, Lana RMQ, Almeida RFA, Moraes ER (2019) Biosolid and sugarcane filter cake in the composition of organomineral fertilizer on soybean responses. *Int J Recycl Org Waste Agricult* 8:131–137. <https://doi.org/10.1007/s40093-018-0237-3>

Molaey R, Appels L., Yesil H, Tugtas AE, Çalli B (2024) Sustainable heavy metal removal from sewage sludge: a review of bioleaching and other emerging technologies. *Science of the Total Environment*, 955:177020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.177020>

Nascimento AL, Souza AJ, Oliveira FC, Coscione AR, Viana DG, Regitano JB (2020) Chemical attributes of sewage sludges: Relationships to sources and treatments, and implications for sludge usage in agriculture. *The Journal of Cleaner Production*. 258:120746. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120746>.

Nawrot N, Wojciechowska E, Pazdro K, Szmagliński J, Pempkowiak J (2021) Uptake, accumulation, and translocation of Zn, Cu, Pb, Cd, Ni, and Cr by *P. australis* seedlings in an urban dredged sediment mesocosm: Impact of seedling origin and initial trace metal content. *The Science of the total environment*, 768:144983. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.144983>.

Ndong OCN, Souza LR, Fachini J, Leão TP, Sandri D, Figueiredo CC (2023) Dynamics of potassium released from sewage sludge biochar fertilizers in soil. *Journal of Environmental Management* 346:119057. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.119057>

Ngo HT, Watts-Williams SJ, Panagaris A, Baird R, McLaughlin MJ, Cavagnaro TR (2022) Development of an organomineral fertiliser formulation that improves tomato growth and sustains arbuscular mycorrhizal colonisation. *Science of the Total Environment*, 815:151977. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151977>

Ni B, Huang Q, Wang C, Ni T, Sun J, Wei W (2019). Competitive adsorption of heavy metals in aqueous solution onto biochar derived from anaerobically digested sludge. *Chemosphere*, 219:351-357. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.12.053>.

Nie T, Yang X, Chen H, Müller K, Shaheen S, Rinklebe J, Song H, Xu S, Wu F, Wang H (2020) Effect of biochar aging and co-existence of diethyl phthalate on the mono-sorption of cadmium and zinc to biochar-treated soils. *Journal of hazardous materials*, 408:124850. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124850>.

Novotny EH, Maia CMBF, Carvalho MTM, Madari BE (2015) pyrogenic carbon for agricultural use - a critical review. *Rev. Bras. Ciênc. Solo* 39:321–344. <https://doi.org/10.1590/01000683rbc20140818>

Nunes N, Ragonezi C, Gouveia CSS, Pinheiro de Carvalho MÂA (2021) Review of Sewage Sludge as a Soil Amendment in Relation to Current International Guidelines: A Heavy Metal Perspective. *Sustainability* 13, 2317. <https://doi.org/10.3390/su13042317>

Ochiai S, Iwabuchi K, Itoh T, Watanabe T, Osaki M, Taniguro K (2021) Effects of Different Feedstock Type and Carbonization Temperature of Biochar on Oat Growth and Nitrogen Uptake in Coapplication with Compost. *J Soil Sci Plant Nutr* 21:276–285. <https://doi.org/10.1007/s42729-020-00359-y>

Peng X, Deng Y, Peng Y, Yue K (2018) Effects of biochar addition on toxic element concentrations in plants: a meta-analysis. *Science of the Total Environment*, 616-617:970-977. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.222>

Penido ES, Martins GC, Mendes TBM, Melo LCA, Guimarães IR, Guilherme LRG (2019) Combining biochar and sewage sludge for immobilization of heavy metals in mining soils. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 172:326–333. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.01.110>

Protano, G., Baroni, F., Di Lella, L.A. et al. How do properties and heavy metal levels change in soils fertilized with regulated doses of urban sewage sludge in the framework of a real agronomic treatment program? *J Soils Sediments* 20, 1383–1394 (2020). <https://doi.org/10.1007/s11368-019-02511-3>

Protopopescu M, Murindangabo YT, Frouz J, Brom J (2024) Characterization, fractionation and untapped potential of phosphate-amended sewage sludge biochar in soil-plant systems. *Chemosphere*, 367:143565. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.143565>

Qaswar M, Yiren L, Jing H, Kaillou L, Mudasir M, Zhenzhen L, Hongqian H, LanXianjin, Jianhua J, Ahmed W, Dongchu L, Huimin Z (2020) Soil nutrients and heavy metal availability under long-term combined application of swine manure and synthetic fertilizers in acidic paddy soil. *J Soils Sediments* 20:2093–2106. <https://doi.org/10.1007/s11368-020-02576-5>

Raklami A, Tahiri A, Bechtaoui N, Abdelhay E, Pajuelo E, Baslam M, Meddich A, Oufdou K (2021) Restoring the plant productivity of heavy metal-contaminated soil

using phosphate sludge, marble waste, and beneficial microorganisms. Journal of environmental sciences, 99: 210-221. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2020.06.032>.

Rehman RA, Rizwan M, Qayyum MF, Ali S, Zia-ur-Rehman M, Zafar-ul-Hye M, Hafeez F, Iqbal MF (2018) Efficiency of various sewage sludges and their biochars in improving selected soil properties and growth of wheat (*Triticum aestivum*). J. Environ. Manage. 223:607–613. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.06.081>

Rengifo AFC, Sánchez-Andica, RA (2024). Understanding the leaching dynamics of lead (Pb^{+2}) in artificial soils under different conditions. Agronomy, 14:1520. <https://doi.org/10.3390/agronomy14071520>

Resende RMS, Silva DD, Santos FC, Vilela L, Silveira MCT, Resende AC, Albuquerque PEP (2022) Adaptation and indication of forage crops for agricultural production in sandy soils in western bahia state, brazil. Acta Scientiarum. Agronomy, 45, e56144. <https://doi.org/10.4025/actasciagron.v45i1.56144>

Ribeiro AC; Guimarães PTG; Alvarez VH.V (Ed.) Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais - 5ª Aproximação. Viçosa: Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais, (1999). p. 43-61.

Rizwan M, Imtiaz M, Zhu J, Yousaf B, Hussain M, Ali L, Ditta A, Ihsan M, Huang G, Ashraf M, Hu H (2021). Immobilization of Pb and Cu by organic and inorganic amendments in contaminated soil. Geoderma, 385:114803. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114803>.

Rodriguez A, Lemos D, Trujillo YT, Amaya JG, Ramos LD (2019) Effectiveness of Biochar Obtained from Corn cob for Immobilization of Lead in Contaminated Soil. Journal of Health and Pollution, 9(23). <https://doi.org/10.5696/2156-9614-9.23.190907>

Rodrigues MTV, Viana DG, Oliveira FC, Alves MC, Regitano JB (2021) Sewage sludge as organic matrix in the manufacture of organomineral fertilizers: physical forms, environmental risks, and nutrients recycling. Journal of Cleaner Production, 313:127774. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.127774>

Rodrigues M, Viana D, Oliveira F, Alves M, Regitano, J. (2021) Sewage sludge as organic matrix in the manufacture of organomineral fertilizers: Physical forms, environmental risks, and nutrients recycling. Journal of Cleaner Production, 313:127774. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2021.127774>.

Salam A, Bashir S, Khan I, Hussain Q, Gao R, Hongqinghu (2019) Biochar induced Pb and Cu immobilization, phytoavailability attenuation in Chinese cabbage, and improved biochemical properties in naturally co-contaminated soil. J Soils Sediments 19: 2381–2392. <https://doi.org/10.1007/s11368-019-02250-5>

Saleem A, Ur Rahim H, Khan U, Irfan S, Akbar WA, Akbar Z, Alatalo JM (2024) Organic materials amendments can improve NPK availability and maize growth by reducing heavy metals stress in calcareous soil. Int. J. Environ. Sci. Technol. 21:2533–2546. <https://doi.org/10.1007/s13762-023-05135-w>.

Shambhavi S, Kumar R, Padbhushan, Verma G, Sharma S, Sharma S, Sharma R (2020) Dynamics of zinc under long-term application of chemical fertilizers and amendments by maize–wheat cropping sequence in Typic Hapludalfs. *Soil Use and Management*, 36: 507 - 523. <https://doi.org/10.1111/sum.12566>.

Santolin J, Vlaeminck SE, Appiah-Twum H, Van Winckel T, Spiller M (2024) Consequential lca of npk fertilizers from microbial, animal, plant, and mineral origin highlights resource constraints and environmental impacts. *Journal of Cleaner Production*, 457:142312. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2024.142312>.

Sarango E, Leimer S, Manosalvas C, Wilcke W (2022) Does biochar improve nutrient availability in ultisols of tree plantations in the ecuadorian amazonia? *Soil Science Society of America Journal*, 86:1072-1085. <https://doi.org/10.1002/saj2.20421>.

Schmidt S, Husted S (2019) The Biochemical Properties of Manganese in Plants. *Plants*, 8. <https://doi.org/10.3390/plants8100381>.

Schmidt HP, Kammann C, Hagemann N, Leifeld J, Bucheli TD, Sánchez Monedero MA, Cayuela ML (2021) Biochar in agriculture – A systematic review of 26 global meta-analyses. *GCB Bioenergy* 13:1708–1730. <https://doi.org/10.1111/qcbb.12889>

Singh D, Geat N, Rajawat MVS, Mahajan M, Prasanna R, Singh S, Saxena AK (2017). Deciphering the mechanisms of endophyte-mediated biofortification of fe and zn in wheat. *Journal of Plant Growth Regulation*, 37:174-182. <https://doi.org/10.1007/s00344-017-9716-4>

Shahgoli M, Reyhanitabar A, Najafi N, Oustan S (2022) Kinetic and equilibrium studies on the zinc adsorption–desorption characteristics of some promising biochars in aqueous solutions. *Arabian Journal of Geosciences*, 15(8). <https://doi.org/10.1007/s12517-022-10072-y>

She D, Sun X, Gamareldawla AHD, Nazar EA, Hu W, Edith K, Yu S (2018) Benefits of soil biochar amendments to tomato growth under saline water irrigation. *Sci Rep* 8, 14743 (2018). <https://doi.org/10.1038/s41598-018-33040-7>

Shen Z., Zhang Y, Jin F, McMillan O, Al-Tabbaa A. (2017) Qualitative and quantitative characterisation of adsorption mechanisms of lead on four biochar. *Science of the Total Environment*, 609:1401-1410. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.008>

Sigua G, Novak J, Watts D, Ippolito J, Ducey T, Johnson M, Spokas, K (2019) Phytostabilization of Zn and Cd in mine soil using corn in combination with biochars and manure-based compost. *Environments*, 6:69. <https://doi.org/10.3390/environments6060069>

Silva EB, Souza WCL, Nardis BO, Alleoni LRF, Graziotti PH, Santos LL, Bezerra IRS, Alves FAF, Silva W, Uane1 BG, Nascimento AS (2024) Toxicity and availability of manganese in the growth of tropical grasses in contaminated soil. *Applied and Environmental Soil Science*, 2024(1). <https://doi.org/10.1155/2024/7444193>

Soares GR, Tavares BV, Neiva Júnior AP, Fernandes LO (2024) Nitrogenated Fertilization in Pasture *Brachiaria Brizantha* Cv. Marandu Via Organic Compounds. *Boletim de Indústria Animal*, 81:1-15, 2024. <https://doi.org/10.17523/bia.2024.v81.e1769>.

Taj A, Bibi H, Akbar WA, Rahim HU, Iqbal M, Ullah S (2022) Effect of poultry manure and NPK compound fertilizer on soil physicochemical parameters, NPK availability, and uptake by spring maize (*Zea mays L.*) in alkaline-calcareous soil. *Gesunde Pflanzen*, 75:393-403. <https://doi.org/10.1007/s10343-022-00710-6>

Tan W, Zhou H, Tang S, Chen Q, Zhou X, Liu X, Zeng P, Gu J, Liao B (2022) Simultaneous alleviation of Cd availability in contaminated soil and accumulation in rice (*Oryza sativa L.*) by Fe-Mn oxide-modified biochar. *The Science of the total environment*, 858: 159730. <https://doi.org/10.2139/ssrn.420008>

Tedesco .JM, Gianello C; Bissani CA; Bohnem H, Volkweiss SJ (1995) Análise de solo, plantas e outros materiais. 2.ed. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Departamento de solos, 174 (Boletim Técnico de Solos, 5).

Teixeira PC, Donagemma GK, Fontana A, Teixeira WG.(2017) Manual de métodos de análise de solo. 3.ed. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 573p.

Tognacchini A, Rosenkranz T, Ent A, Machinet G, Echevarria G, Puschenreiter M (2019) Nickel phytomining from industrial wastes: Growing nickel hyperaccumulator plants on galvanic sludges. *Journal of environmental management*, 254:109798. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109798>.

Toková L, Igaz D, Hořák J, Aydın E (2020) Effect of biochar application and re-application on soil bulk density, porosity, saturated hydraulic conductivity, water content and soil water availability in a silty loam haplic luvisol. *Agronomy*, 10: 1005. <https://doi.org/10.3390/agronomy10071005>

Torres WGA, Colen F, Pandey SD, Frazão LA, Sampaio RA, Fernandes LA (2020) Phosphorus availability in soil amended with biochar from rice rusk and cattle manure and cultivated with common bean. *Ciênc. E Agrotecnologia* 44: e014620. <https://doi.org/10.1590/1413-7054202044014620>

Turan V (2019) Potential of pistachio shell biochar and dicalcium phosphate combination to reduce Pb speciation in spinach, improved soil enzymatic activities, plant nutritional quality, and antioxidant defense system. *Chemosphere*, 245:125611. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125611>.

Vahedi R, Rasouli-Sadaghiani MH, Barin M, Vetukuri RR. Effect of biochar and microbial inoculation on P, Fe, and Zn bioavailability in a calcareous soil. *Processes* 10:343. 2022. <https://doi.org/10.3390/pr10020343>.

Velli P, Manolikaki I, Diamadopoulos E (2021). Effect of biochar produced from sewage sludge on tomato (*Solanum lycopersicum L.*) growth, soil chemical properties and heavy metal concentrations. *Journal of environmental management*, 297:113325.

<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113325>.

Xiao X, Chen B, Chen Z, Zhu L, Schnoor JL (2018) Insight into Multiple and Multilevel Structures of

Biochars and Their Potential Environmental Applications: A Critical Review. *Environ. Sci. Technol.* 52:5027–5047. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b06487>

Xiang Y, Deng Q, Duan H, Guo Y (2017) Effects of biochar application on root traits: a meta-analysis. *GCB Bioenergy*, 9: 1563-1572. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12449>

Xiong J, Zhou M, Qu C, Yu D, Chen C, Wang M, Tan W (2021) Quantitative analysis of Pb adsorption on sulfhydryl-modified biochar. *Biochar* 3:37–49. <https://doi.org/10.1007/s42773-020-00077-9>

Xie S, Yu G, Jiang R, Ma J, Shang X, Wang G, Wang Y, Yang Y, Li C (2021) Moderate sewage sludge biochar application on alkaline soil for corn growth: a field study. *Biochar*, 3:135 - 147. <https://doi.org/10.1007/s42773-021-00085-3>.

Yakamercan E, Arı A, Aygün A (2021) Land application of municipal sewage sludge: human health risk assessment of heavy metals. *Journal of Cleaner Production*, 319:128568. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.128568>

Ye G, Lin Y, Kuzyakov Y, Liu D, Luo J, Lindsey S, Wang W, Fan J, Ding W (2019) Manure over crop residues increases soil organic matter but decreases microbial necromass relative contribution in upland Ultisols: Results of a 27-year field experiment. *Soil Biology and Biochemistry*, 134:15-24. <https://doi.org/10.1016/J.SOILBIO.2019.03.018>.

You X, Yin S, Suo F, Xu Z, Chu D, Kong Q, Zhang C, Li Y, Liu, L (2021) Biochar and fertilizer improved the growth and quality of the ice plant (*Mesembryanthemum crystallinum* L.) shoots in a coastal soil of Yellow River Delta, China. *The Science of the total environment*, 775:144893. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144893>.

Wang J, Chen X, Chi Y, Chu S, Hayat K, Zhi Y, Zhou P (2020) Optimization of npk fertilization combined with phytoremediation of cadmium contaminated soil by orthogonal experiment. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 189:109997. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.109997>

Wang J, Shi L, Zhai L, Zhang H, Wang S, Zou J, Shen Z, Lian C, Chen Y (2020a) Analysis of the long-term effectiveness of biochar immobilization remediation on heavy metal contaminated soil and the potential environmental factors weakening the remediation effect: A review. *Ecotoxicology and environmental safety*, 207: 111261. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111261>.

Wang L, Deng J, Yang X, Hou R, Hou D, (2023) Role of biochar toward carbon neutrality. *Carbon Res.* 2:2. <https://doi.org/10.1007/s44246-023-00035-7>

Wei B, Yu J, Cao Z, Meng M, Yang L, Chen Q (2020) The Availability and Accumulation of Heavy Metals in Greenhouse Soils Associated with Intensive Fertilizer Application. *International*

Journal of Environmental Research and Public Health, 17:5359.
<https://doi.org/10.3390/ijerph17155359>.

Weinand T, Asch J, Asch F (2023) Effects of endophytic bacillus spp. on accumulation and distribution of iron in the shoots of lowland rice grown under iron toxic conditions. Journal of Plant Nutrition and Soil Science, 186:351-363.
<https://doi.org/10.1002/jpln.202200426>

Wen Y, Liu W, Deng W, He X, Yu G (2019) Impact of agricultural fertilization practices on organo-mineral associations in four long-term field experiments: implications for soil C sequestration. Science of the Total Environment, 651:591-600.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.233>

Wierzbowska J, Kovačik P, Sienkiewicz S, Krzebietke S, Bowszys T (2018) Determination of heavy metals and their availability to plants in soil fertilized with different waste substances. Environ Monit Assess 190:567.
<https://doi.org/10.1007/s10661-018-6941-7>

Wydro U, Jabłońska-Trypuć A, Hawrylik E, Butarewicz A, Rodziewicz J, Janczukowicz W, Wołejko E (2021) Heavy Metals Behavior in Soil/Plant System after Sewage Sludge Application. Energies 14:1584. <https://doi.org/10.3390/EN14061584>.

Zghari B, Doumenq P, Romane A, Boukir A (2017) GC-MS, FTIR and ¹H, ¹³C NMR structural analysis and identification of phenolic compounds in olive mill wastewater extracted from oued Oussefrou effluent (Beni Mellal-Morocco). Journal of Materials and Environmental Sciences, 8:4496-4509.
<https://doi.org/10.26872/jmes.2017.8.12.475>

Zhang M, Li J, Wang Y, Yang C (2019) Impacts of different biochar types on the anaerobic digestion of sewage sludge. RSC Advances, 9:42375-42386.
<https://doi.org/10.1039/c9ra08700a>

Zhang J, Hu H, Wang M, Li Y, Wu S, Cao Y, Liang P, Zhang J, Naidu R, Liu Y, Man Y, Wong M, Zhang C, Shan S (2020) Land application of sewage sludge biochar: Assessments of soil-plant-human health risks from potentially toxic metals. The Science of the total environment, 144137.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144137>.

Zhang W, Zhang W, Wang X, Liu D, Zou C, Chen X (2021) Quantitative evaluation of the grain zinc in cereal crops caused by phosphorus fertilization. a meta-analysis. Agronomy for Sustainable Development, 41:1. <https://doi.org/10.1007/s13593-020-00661-0>

Zhang M, Wang Y (2020) Effects of Fe-Mn-modified biochar addition on anaerobic digestion of sewage sludge: Biomethane production, heavy metal speciation and performance stability. Bioresource technology, 313:123695.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123695>.

Zhao S, Qiu S, He P (2018). Changes of heavy metals in soil and wheat grain under long-term environmental impact and fertilization practices in North China. Journal of

Plant Nutrition, 41:1970-1979. <https://doi.org/10.1080/01904167.2018.1485158>.

Zhao M, Dai Y, Zhang M, Feng C, Qin B, Zhang W, Zhao N, Li Y, Ni Z, Xu Z, Tsang D, Qiu R (2020). Mechanisms of Pb and/or Zn adsorption by different biochars: Biochar characteristics, stability, and binding energies. *The Science of the total environment*, 717:136894. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136894>.

Zhou M, Ying S, Chen J, Jiang P, Teng Y (2021) Effects of biochar-based fertilizer on nitrogen use efficiency and nitrogen losses via leaching and ammonia volatilization from an open vegetable field. *Environ Sci Pollut Res* 28: 65188–65199 (2021). <https://doi.org/10.1007/s11356-021-15210-9>

Zhu Y, Liu D, Tan Z, Liu H, Kan T, Zhang W, Yang, H (2024) Volatile-char interactions during co-pyrolysis of sewage sludge and poplar wood. *Journal of the Energy Institute*, 117:101820. <https://doi.org/10.1016/j.joei.2024.101820>

Zou Z, Fan L, Li X, Dong C, Zhang L, Zhang L, Peng Y (2021) Response of plant root growth to biochar amendment: a meta-analysis. *Agronomy*, 11:2442. <https://doi.org/10.3390/agronomy11122442>

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A utilização de fertilizantes organominerais formulados com lodo de esgoto e resíduos de serragem apresenta-se como uma alternativa sustentável à adubação mineral em sistemas de produção de forrageiras. Os fertilizantes organominerais reúnem vantagens agronômicas, ambientais e econômicas, promovendo a ciclagem de nutrientes e a valorização de resíduos urbanos e industriais. A compostagem do lodo com serragem contribui para a estabilização da matéria orgânica e o aumento do carbono recalcitrante, melhorando a qualidade do fertilizante e favorecendo práticas alinhadas à economia circular.

Os resultados observados no cultivo de *Urochloa brizantha* cv. BRS Paiaguás indicam que esses fertilizantes são capazes de manter a produtividade da forrageira, promover o acúmulo de nutrientes (N, P, Mg e S) e melhorar atributos químicos do solo, como o aumento da capacidade de troca catiônica, o teor de matéria orgânica e a redução da acidez e da toxicidade por alumínio. Além disso, os organominerais apresentaram menor mobilização de metais pesados, como o Pb, para os tecidos vegetais, reforçando seu potencial de segurança ambiental. Dada a variabilidade de solos, espécies forrageiras e tipos de resíduos, novos estudos são essenciais para ampliar o conhecimento sobre a eficiência agronômica e os possíveis impactos ambientais associados ao uso desses insumos em diferentes condições edafoclimáticas.