

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO DE MESQUITA FILHO”
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E VETERINÁRIAS
CÂMPUS DE JABOTICABAL**

GABRIELLA LEAL DO VALLE

**METAIS PESADOS NO SOLO E NA CULTURA DO MILHO APÓS 28 ANOS DE
APLICAÇÃO DE LODO DE ESGOTO**

Jaboticabal
2026

GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÔNOMICA

GABRIELLA LEAL DO VALLE

METAIS PESADOS NO SOLO E NA CULTURA DO MILHO APÓS 28 ANOS DE APLICAÇÃO DE LODO DE ESGOTO

Trabalho de conclusão de curso apresentado à
Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias –
UNESP como parte dos requisitos para obtenção
do título de Graduação em Engenharia
Agrônoma

Prof. Dr. Thiago Assis Rodrigues Nogueira
Orientador

Me. Rodrigo Silva Alves
Coorientador

Jaboticabal
2026

V181m	<p>Valle, Gabriella Leal do</p> <p>Metais pesados no solo e na cultura do milho após 28 anos de aplicação de lodo de esgoto / Gabriella Leal do Valle. -- Jaboticabal, 2026</p> <p>49 f.</p> <p>Trabalho de conclusão de curso (Bacharelado - Engenharia Agrônômica) - Universidade Estadual Paulista (UNESP), Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Jaboticabal</p> <p>Orientador: Thiago Assis Rodrigues Nogueira</p> <p>Coorientador: Rodrigo Silva Alves</p> <p>1. Lodo de esgoto. 2. Economia circular. 3. Milho. 4. Metais pesados. 5. Latossolos.</p> <p>I. Título.</p>
-------	---

Impacto potencial desta pesquisa

A aplicação de lodo de esgoto por 28 anos em solo tropical, na sucessão *Urochloa ruziziensis*–milho, demonstra que um dos principais fatores limitantes ao uso desse resíduo na agricultura, o risco de (bio)acumulação de metais pesados, pode ser controlado por meio de critérios técnicos, monitoramento contínuo e manejo conservacionista. Embora Ba, Cr, Ni e Zn tenham aumentado no solo, Cd e Pb não foram influenciados pelo lodo, e, nos grãos de milho, apenas o Zn apresentou incremento significativo em relação ao tratamento com adubação mineral convencional, enquanto Ba, Cd, Cr, Ni e Pb não diferiram entre os tratamentos. Portanto, os resultados indicam baixa translocação de metais pesados para a parte comestível, reforçando a viabilidade ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto em sistemas tropicais de produção.

Potential impact of this research

The application of sewage sludge for 28 years in tropical soil, in a *Urochloa ruziziensis*–maize succession, demonstrates that one of the main limiting factors to the agricultural use of this waste – the risk of heavy metal (bio)accumulation – can be controlled through technical criteria, continuous monitoring, and conservationist management. Although Ba, Cr, Ni, and Zn increased in the soil, Cd and Pb were not influenced by the sludge. In the maize grains, only Zn showed a significant increase compared to the conventional mineral fertilization treatment, while Ba, Cd, Cr, Ni, and Pb did not differ between treatments. Therefore, the results indicate low translocation of heavy metals to the edible portion, reinforcing the environmental feasibility of agricultural sewage sludge use in tropical production systems.

Gabriella Leal do Valle

**METAIS PESADOS NO SOLO E NA CULTURA DO MILHO APÓS 28 ANOS DE
APLICAÇÃO DE LODO DE ESGOTO**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado à Universidade Estadual Paulista (UNESP), Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Jaboticabal, para obtenção do título de Bacharel em **Engenharia Agrônômica**.

Orientador: Prof. Dr. Thiago Assis Rodrigues Nogueira

Coorientador (se houver): Me. Rodrigo Silva Alves

Área de Concentração: Uso de resíduos na agricultura

Trabalho aprovado em 15/07/2026

Banca Examinadora:

Documento assinado digitalmente
 **THIAGO ASSIS RODRIGUES NOGUEIRA**
Data: 21/07/2026 14:46:05-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Thiago Assis Rodrigues Nogueira

UNESP - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias - Campus de Jaboticabal

Documento assinado digitalmente
 **PAULO SERGIO COSTA TRINDADE**
Data: 31/07/2026 11:19:18-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Me. Paulo Sérgio Costa Trindade

UNESP - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias - Campus de Jaboticabal

Documento assinado digitalmente
 **PHILIPPE SOLANO TOLEDO SILVA**
Data: 24/07/2026 18:02:27-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Dr. Philippe Solano Toledo Silva

UNESP - Faculdade de Engenharia - Campus de Ilha Solteira

Documento assinado digitalmente
 **MARA CRISTINA PESSOA DA CRUZ**
Data: 04/08/2026 17:43:54-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Mara Cristina Pessoa da Cruz
Chefe do Departamento

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho aos meus pais Angélica e Rodrigo que me incentivaram desde sempre a me dedicar e não medir esforços para alcançar meus objetivos.

À minha irmã, pelo companheirismo, amizade, conversas e pelo apoio.

Aos meus familiares, por todo suporte, carinho, conversas e conselhos.

Ao meu namorado João Vitor, por todo apoio, conselho, incentivo, carinho, amizade, amor e companheirismo, a faculdade não seria a mesma sem você.

Às minhas companheiras Júlia, Lara, Lívia, Maria Gabriela e Tainá pelo companheirismo, apoio, conversas, risadas e momentos compartilhados desde o início da graduação, vocês trouxeram a leveza, carinho e amor que toda amizade deve ter.

À República Rep Hour, pelos ensinamentos, amizades, carinho e por ser meu lar durante os cinco anos de graduação.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus por abençoar e guiar meus caminhos, por todas as oportunidades, preces atendidas e por ser paz e calma nos momentos mais difíceis da minha vida.

À minha mãe, Angélica que sempre faz de tudo por mim e por meus irmãos, pelos conselhos, carinho e por ser meu maior exemplo de força e amor.

A todos os meus familiares, mas principalmente: Aos meus avós Jorge, Sônia e Marilene, à minha bisavó Hedy, e aos meus tios Elaine e Rodrigo, que, mesmo com as dificuldades da vida, não mediram esforços para me ajudar a concluir a graduação. Serei eternamente grata a cada um por todo apoio, incentivo e carinho.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Thiago Assis Rodrigues Nogueira, pela oportunidade de desenvolver este trabalho, pela confiança depositada em mim, pela orientação, pelos ensinamentos compartilhados e pela dedicação ao longo de toda esta trajetória, contribuindo de forma significativa para minha formação acadêmica e profissional.

Ao meu coorientador, Me. Rodrigo Silva Alves, pelo suporte fundamental, pela paciência e pelas valiosas contribuições teóricas que enriqueceram a condução deste estudo.

Ao Grupo de Estudos em Nutrição, Adubação e Fertilidade do Solo (GENAFERT), pelo apoio técnico e pelo companheirismo durante a condução da pesquisa. Em especial, ao Me. Fabrício Vasconcelos, pelo suporte essencial na orientação e auxílio na elaboração deste TCC.

À Universidade Estadual Paulista (UNESP), em especial à Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias (FCAV), campus de Jaboticabal, por proporcionar uma formação de excelência, pela infraestrutura, pelos recursos disponibilizados e por todas as oportunidades de aprendizado, pesquisa e crescimento.

À Fundação de Apoio à Pesquisa, Ensino e Extensão (FUNEP), pela concessão da bolsa de Iniciação Científica, e à UNESP, pela bolsa de monitoria na disciplina “Corretivos,

Fertilizantes e Adubação de Culturas”, auxílios financeiros que contribuíram para minha formação.

A todos os professores, técnicos, funcionários e colegas que, de alguma forma, fizeram parte desta trajetória e contribuíram para a minha formação, meus sinceros agradecimentos.

*“Entrega o teu caminho ao Senhor;
confia nele, e ele tudo fará”.*

Salmos 37:5

SUMÁRIO

Página

1.	Erro! Indicador não definido.
2.	Erro! Indicador não definido.
2.1.	Erro! Indicador não definido.
2.2.	Erro! Indicador não definido.
2.3.	Erro! Indicador não definido.
2.4.	Erro! Indicador não definido.
3.	Erro! Indicador não definido.
3.1.	Erro! Indicador não definido.
3.2.	Erro! Indicador não definido.
3.3.	Erro! Indicador não definido.
3.4.	Erro! Indicador não definido.
3.5.	Erro! Indicador não definido.
3.6.	Erro! Indicador não definido.
3.6.1.	Erro! Indicador não definido.
3.6.2.	Erro! Indicador não definido.
3.7.	Erro! Indicador não definido.
4.	Erro! Indicador não definido.
4.1.	Erro! Indicador não definido.
4.2.	Erro! Indicador não definido.
4.3.	Erro! Indicador não definido.
4.4.	Erro! Indicador não definido.
5.	Erro! Indicador não definido.

RESUMO

A reciclagem agrícola do lodo de esgoto (LE) destaca-se como alternativa sustentável integrada aos preceitos da economia circular. Contudo, a aplicação continuada desse resíduo pode ocasionar o acúmulo de metais pesados no sistema solo-planta, demandando monitoramento de longo prazo. Logo, objetivou-se com este trabalho, avaliar os impactos de 28 anos de aplicação de doses de LE na disponibilidade no solo e absorção de metais pesados, incluindo bário (Ba), cádmio (Cd), cromo (Cr), níquel (Ni), chumbo (Pb) e zinco (Zn) na cultura do milho (*Zea mays* L.) em sucessão à *Urochloa ruziziensis*. O estudo foi conduzido em condições de campo, no ano agrícola 2024/25, em um Latossolo Vermelho Distrófico em Jaboticabal, SP. O delineamento experimental foi o de blocos casualizados, com quatro tratamentos e cinco repetições. Os tratamentos consistiram em: adubação mineral convencional (AMC) e três doses de LE (5, 10 e 20 t ha⁻¹, base seca), totalizando, no 28º ano, as doses acumuladas de 120, 240 e 427 t ha⁻¹. Ao fim do ciclo da cultura do milho, foram coletadas amostras de solo (0–0,2 m) e folhas diagnósticas, sendo que a coleta da parte aérea ocorreu aos 90 DAE e dos grãos aos 125 DAE. Os dados foram submetidos à análise de variância e ao teste de Tukey ($p < 0,05$). Os resultados indicaram que a aplicação prolongada de LE aumentou significativamente os teores de Ba, Cr, Ni e Zn na camada superficial do solo, com incrementos de 62,1%, 57,5%, 91,8% e 53,1%, respectivamente, na dose acumulada de 240 t ha⁻¹, em relação ao tratamento AMC, enquanto Cd e Pb não apresentaram diferenças entre os tratamentos. Na parte aérea do milho, apenas Ba e Zn apresentaram aumento significativo, com incrementos de 44,7% e 286,0%, respectivamente, na dose acumulada de 427 t ha⁻¹ em relação ao tratamento AMC. Nos grãos de milho, as concentrações de Zn aumentaram em relação ao tratamento com adubação mineral convencional (AMC), enquanto Ba, Cd, Cr, Ni e Pb não diferiram entre os tratamentos. Após 28 anos de aplicação de lodo de esgoto, as concentrações dos metais pesados avaliados no solo, na parte aérea e nos grãos de milho permaneceram abaixo dos limites máximos estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 498/2020 para o uso agrícola de lodo de esgoto, indicando que, nas condições deste estudo, a utilização agrícola de longo prazo do resíduo constitui uma alternativa ambientalmente viável quando realizada com base em critérios técnicos e monitoramento contínuo.

Palavras-chave: Adubação orgânica. Biossólido. Economia circular. Resíduo urbano. Sustentabilidade.

ABSTRACT

Agricultural recycling of sewage sludge (SS) stands out as a sustainable alternative integrated into the principles of the circular economy. However, the continuous application of this waste can cause heavy metal accumulation in the soil-plant system, requiring long-term monitoring. Thus, the objective of this study was to evaluate the impacts of 28 years of SS application rates on soil availability and heavy metal uptake, including barium (Ba), cadmium (Cd), chromium (Cr), nickel (Ni), lead (Pb), and zinc (Zn), in corn (*Zea mays* L.) grown in succession to *Urochloa ruziziensis*. The study was conducted under field conditions during the 2024/25 crop year on a Rhodic Eutrudox (Latossolo Vermelho Distrófico) in Jaboticabal, São Paulo, Brazil. The experimental design was a randomized complete block with four treatments and five replications. The treatments consisted of: conventional mineral fertilization (CMF) and three SS application rates (5, 10, and 20 t ha⁻¹, dry basis), totaling cumulative rates of 120, 240, and 427 t ha⁻¹ in the 28th year. At the end of the corn crop cycle, soil samples (0–0.2 m) and diagnostic leaves were collected, with shoot biomass collected at 90 DAE (days after emergence) and grains at 125 DAE. Data were subjected to analysis of variance and Tukey's test ($p < 0.05$). The results indicated that long-term SS application significantly increased soil surface layer concentrations of Ba, Cr, Ni, and Zn, with increments of 62.1%, 57.5%, 91.8%, and 53.1%, respectively, at the cumulative rate of 240 t ha⁻¹ compared to the CMF treatment, while Cd and Pb showed no differences among treatments. In the maize shoots, only Ba and Zn showed a significant increase, with increments of 44.7% and 286.0%, respectively, at the cumulative rate of 427 t ha⁻¹ compared to the CMF treatment. In maize grains, only Zn showed a significant increase compared to the conventional mineral fertilization (CMF) treatment, whereas Ba, Cd, Cr, Ni, and Pb did not differ among treatments. After 28 years of sewage sludge application, heavy metal concentrations evaluated in the soil, shoots, and corn grains remained below the maximum limits established by CONAMA Resolution No. 498/2020 for agricultural use of sewage sludge, indicating that, under the conditions of this study, long-term agricultural use of this waste constitutes an environmentally viable alternative when carried out based on technical criteria and continuous monitoring.

Keywords: Biosolid. Circular economy. Organic fertilization. Sustainability. Urban waste.

1. INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA

Com a rápida industrialização e urbanização, houve um aumento na capacidade das estações de tratamento de esgoto (ETEs), o que elevou a produção de lodo de esgoto (LE), intensificando os desafios relacionados ao seu gerenciamento e destinação ambientalmente adequada (Li *et al.*, 2024). Uma vez que a projeção indica que a população mundial atingirá 9,7 bilhões em 2050, espera-se que a produção de LE cresça 51% em relação ao nível atual (Qadir *et al.*, 2020; Molaey *et al.*, 2024).

A produção de LE é um problema significativo no tratamento de águas residuais, que requer gerenciamento apropriado, eficiente e ambientalmente sustentável, tornando sua disposição segura (Mateo-Sagasta; Medlicott; Qadir, 2017). Algumas alternativas de descarte deste material são: aplicação no solo, despejo no mar, aterro e incineração, porém, os métodos de descarte de LE mais econômicos são o aterro e a aplicação no solo (Sanchez Monedero *et al.*, 2004).

A aplicação do LE no solo, apresenta vantagens significativas, como a melhoria das propriedades físicas e químicas do solo, o aumento da capacidade de retenção de água e o estímulo à atividade microbológica (Oliveira, 2017; Doll *et al.*, 2021). Além disso, quando adequadamente manejado, seu uso agrícola contribui para a economia circular, modelo de produção e consumo que busca manter produtos, materiais e recursos em uso pelo maior tempo possível, reduzindo a geração de resíduos e promovendo a regeneração dos sistemas naturais (Geissdoerfer *et al.*, 2017), facilitando a destinação ambientalmente adequada de um resíduo urbano que teria como destino os grandes aterros sanitários (Kalavrouziotis; Koukoulakis, 2015).

Apesar de sua utilidade agronômica, seu uso pode acarretar problemas ambientais significativos, especialmente quando o manejo não segue critérios técnicos e normas de segurança ambiental (Melo *et al.*, 2018). Pesquisas recentes destacam que LE pode conter metais pesados (MPs), como bário (Ba) cádmio (Cd), chumbo (Pb), cobre (Cu), cromo (Cr), níquel (Ni), e zinco (Zn). A longo prazo os teores desses elementos no solo podem aumentar, afetando propriedades edáficas e representando risco de entrada na cadeia alimentar por bioacumulação em plantas e animais (Grobelak *et al.*, 2024).

A mobilidade e a biodisponibilidade desses elementos dependem de condições ambientais, incluindo pH, teor de matéria orgânica (MO), a capacidade de troca catiônica (CTC), o teor de argila e a presença de óxidos de ferro e alumínio no solo (Melo *et al.*, 2018).

Diante dessas preocupações com o acúmulo de MPs nos solos e os organismos potencialmente prejudiciais, muitos países começaram a reconsiderar ou reduzir o uso do LE na agricultura (Molaey et al., 2024).

Pesquisas sobre o tema têm se intensificado desde a década de 1980, com destaque para as que avaliam o equilíbrio entre os benefícios agrônômicos e os riscos ambientais e sanitários associados ao uso do LE (Guimarães et al., 2018). No Brasil, a utilização agrícola do biossólido é regulamentada pela Resolução CONAMA nº 498/2020, que define os critérios e procedimentos para aplicação no solo, os limites máximos de metais pesados e as restrições quanto ao tipo de cultura e ao local de aplicação (Oliveira, 2017). Apesar dos avanços normativos, ainda existem desafios relacionados à padronização do tratamento do lodo, à fiscalização e à conscientização dos produtores sobre as boas práticas de manejo (Pedrosa et al., 2017).

No cenário agrícola brasileiro, o cultivo do milho (*Zea mays* L.) desempenha um papel socioeconômico estratégico, consolidando-se como a segunda maior cultura em volume de produção de grãos no país, com safras expressivas que abastecem os mercados interno e externo (CONAB, 2024). Esse grão constitui a principal base energética para a formulação de rações na cadeia de produção de proteína animal, além de suprir a crescente demanda das indústrias de biocombustíveis e de alimentação humana (Embrapa, 2013).

Nesse contexto, a *Urochloa ruziziensis* destaca-se como uma das forrageiras mais utilizadas em esquemas de rotação e sucessão na entressafra devido ao seu rápido estabelecimento e elevada capacidade de produção de fitomassa (Pacheco et al., 2011). A espécie apresenta um sistema radicular agressivo e profundo que favorece a estruturação física do solo, mitiga processos erosivos e eleva o aporte de carbono orgânico nas camadas superficiais (Chioderoli et al., 2012). Diante disso, a intensa atividade biológica e a reciclagem de nutrientes promovidas por essa gramínea exercem influência direta na dinâmica de elementos-traço no sistema solo-planta, justificando a avaliação conjunta desse binômio em áreas tratadas com resíduos urbanos (Melo et al., 2018).

Monitoramentos regulares da presença de contaminantes e da evolução das propriedades do solo a longo prazo são fundamentais, pois garantem o uso seguro de LE na agricultura, sem prejuízos ao ambiente e à segurança alimentar (Freddi, 2019). No presente estudo, objetivou-se avaliar os impactos de 28 anos de aplicação de lodo de esgoto em Latossolo Vermelho Distrófico, monitorando a disponibilidade dos metais pesados Ba, Cd, Cr, Ni, Pb e Zn no solo e a transferência desses elementos para a cultura do milho. Temos como hipótese que a aplicação agrícola sucessiva de lodo de esgoto durante 28 anos aumenta a disponibilidade de

metais pesados no solo, especialmente daqueles presentes em maiores concentrações no resíduo, como Ba, Cr, Ni e Zn. Entretanto, devido aos mecanismos de retenção do solo tropical e às estratégias fisiológicas de exclusão e homeostase do milho, o aumento da disponibilidade desses elementos no solo não resulta em acúmulo proporcional nos grãos, mantendo as concentrações de metais pesados em níveis seguros para a cultura.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. LODO DE ESGOTO: BENEFÍCIOS E POTENCIAL AGRONÔMICO

As águas residuais são produzidas por diferentes atividades relacionadas à água e provêm de residências, indústrias e estabelecimentos comerciais, contendo grande quantidade de água e matéria orgânica que necessitam de tratamento antes de serem lançadas em corpos hídricos receptores (Zagui et al., 2025). O LE é obtido do tratamento dessas águas residuais em estações de tratamento de esgoto e, dependendo da tecnologia empregada, três tipos de LE podem ser produzidos ao longo do processo de tratamento: lodo primário, lodo ativado residual e lodo químico (Canziani; Spinosa, 2019).

O processo de tratamento do lodo envolve etapas como espessamento, desaguamento e estabilização, podendo empregar digestão anaeróbia, compostagem ou secagem térmica, tecnologias que visam reduzir a carga orgânica, os patógenos e os odores, além de melhorar seu manuseio e a segurança para a aplicação final (Canziani; Spinosa 2019).

O LE municipal, ou apenas esgoto, pode ser um resíduo sólido, semissólido ou líquido lamacento. O esgoto é uma mistura de resíduos domésticos e industriais que contém mais de 99% de água. Sendo constituído principalmente por proteínas, açúcares, detergentes, fenóis e lipídios, bem como por fontes de poluentes orgânicos e inorgânicos tóxicos e perigosos (Demirbas et al., 2017). Dados recentes destacam o avanço de tecnologias de valorização energética e de recuperação de nutrientes, integradas a políticas de economia circular (Giwa et al., 2023). No Brasil, a destinação adequada do LE é regulamentada pela Resolução CONAMA n.º 498/2020, que estabelece critérios e valores máximos permitidos para metais pesados, indicadores microbiológicos e procedimentos de monitoramento para uso agrícola, uma vez que o uso do lodo só é permitido quando o resíduo atende às exigências legais, garantindo a segurança ambiental e a saúde pública. O propósito central dessa regulamentação é minimizar riscos associados à disposição inadequada, tais como contaminação do solo e da água, proliferação de patógenos e potencial de bioacumulação de contaminantes em cadeias tróficas.

Uma forma de destinação adequada é a utilização do LE na agricultura, e muitos países o utilizam como fertilizante, devido ao seu elevado teor de matéria orgânica e de nutrientes (CMPielewski et al., 2024; Uddin et al., 2025). O seu uso como fertilizante é uma alternativa ambiental e economicamente viável em relação ao descarte em aterros sanitários e incineradores (Sabbahi et al., 2022; Zagui et al., 2025).

Estudos de longa duração indicam que a utilização de LE contribui significativamente para a melhoria das características físicas, químicas e biológicas do solo, favorecendo a formação e estabilidade de agregados, o aumento da fertilidade e da atividade microbiana, bem como a elevação dos teores de matéria orgânica, da capacidade de retenção de água e da produtividade em culturas como girassol e eucalipto (Lobo; Lambert; Grassi Filho, 2014; Doll et al., 2021). Tais efeitos positivos estão relacionados à disponibilização de nutrientes contidos no lodo e ao estímulo promovido à microbiota do solo, fatores que podem inclusive diminuir a dependência de fertilizantes minerais (Kalavrouziotis; Koukoulakis, 2015).

No entanto, o uso inadequado do LE pode acarretar impactos ambientais significativos. A acumulação de metais pesados, a possível lixiviação de contaminantes e a introdução de organismos patogênicos e de micropoluentes emergentes no ambiente são riscos amplamente discutidos na literatura científica, especialmente quando não há controle adequado na origem e no processo de tratamento (Gubel et al., 2024).

Por outro lado, quando manejado dentro dos parâmetros legais e técnicos, o lodo apresenta grande potencial como condicionador de solo e fertilizante orgânico. Nesse contexto, sua reutilização surge como estratégia eficiente para a gestão de resíduos urbanos e fortalecimento da agricultura sustentável, favorecendo a economia circular e a recuperação de nutrientes (Kominko; Gorazda; Wzorek, 2024).

Em síntese, o LE apresenta elevado potencial para uso agrícola devido ao fornecimento de matéria orgânica e nutrientes, à melhoria das propriedades físicas, químicas e biológicas do solo e à possibilidade de reduzir a dependência de fertilizantes minerais, contribuindo para modelos de produção mais sustentáveis e alinhados aos princípios da economia circular. Entretanto, tais benefícios somente são alcançados quando o resíduo apresenta qualidade compatível com as exigências legais e é aplicado sob critérios técnicos rigorosos. Isso ocorre porque sua composição pode incluir contaminantes potencialmente prejudiciais ao ambiente e à saúde humana, tornando indispensável a avaliação dos riscos associados ao seu uso agrícola, especialmente aqueles relacionados aos metais pesados, aos organismos patogênicos e aos micropoluentes emergentes, temas abordados na seção seguinte.

2.2. RISCOS AMBIENTAIS E À SAÚDE PÚBLICA

Apesar das vantagens agronômicas, há riscos associados ao emprego de LE sem tratamento ou monitoramento adequados. Entre os principais problemas estão o acúmulo de metais pesados (Ba, Cd, Cr, Ni, Pb e Zn), a presença de patógenos (bactérias, vírus, helmintos) e a ocorrência de micro poluentes orgânicos emergentes (fármacos, hormônios, plastificantes) que podem persistir no solo e na cadeia alimentar (Freddi, 2019; Comineti et al., 2021).

O acúmulo de MPs ocorre predominantemente no solo, em razão de sua elevada persistência e da tendência desses elementos se associarem às frações argilosas e à matéria orgânica, o que pode favorecer sua retenção no ambiente edáfico (Freddi, 2019). Entretanto, alterações nas condições químicas do solo, como variações de pH e capacidade de troca catiônica, podem aumentar a biodisponibilidade desses metais, possibilitando sua absorção pelas plantas (Comineti et al., 2021). Assim, além do acúmulo progressivo no solo decorrente de aplicações sucessivas de LE, há risco de transferência para os tecidos vegetais, o que pode resultar na inserção desses contaminantes na cadeia alimentar e em potenciais impactos ambientais e à saúde humana (Freddi, 2019; Comineti et al., 2021).

Os MPs são resistentes à degradação e permanecem no solo, sendo absorvidos pelas plantas e, posteriormente, representando risco à saúde humana por meio da cadeia alimentar (Khan et al., 2010; Muhammad et al., 2011). Embora alguns MPs sejam vitais para a manutenção da vida, qualquer aumento injustificado de suas concentrações ambientais pode ter efeitos nocivos, representando ameaças diretas aos organismos (Nour e Aljahdali, 2025). A exposição prolongada a esses metais não degradáveis pode provocar efeitos irreversíveis, incluindo câncer, distúrbios respiratórios e sanguíneos, doenças cardiovasculares e osteoporose (Zhou et al., 2019; Nour e Aljahdali, 2025; Huang et al., 2026).

Por exemplo, o Pb é altamente prejudicial, especialmente ao sistema nervoso, podendo afetar a cognição e causar problemas de desenvolvimento. O Cd tende a se acumular no fígado e nos rins, o que pode levar a câncer, danos ósseos e disfunção renal. Na sua forma hexavalente (Cr VI), o cromo é carcinogênico e pode provocar alterações genéticas, irritação na pele e problemas respiratórios (Balali-Mood et al., 2021). A ingestão excessiva de Cu, Zn e Fe pode danificar os rins, fígado, sistema nervoso, imunológico e outros órgãos, além de promover estresse oxidativo (Shahriar, Rabby et al., 2025). Esses metais entram no corpo por meio de diversas vias, como o trato gastrointestinal, a inalação, o contato pela pele ou a ingestão de alimentos contaminados (Witkowska et al., 2021; Hasan et al., 2025).

Portanto, compreender os mecanismos de transferência de MPs entre os níveis tróficos é essencial para avaliar seus impactos na saúde ecológica e humana. A transferência dos MPs em teias alimentares é um processo complexo influenciado por diversos fatores, incluindo os hábitos alimentares dos organismos, seus níveis tróficos e o ciclo biogeoquímico dos metais. Muitos estudos têm destacado a variabilidade nos padrões de transferência trófica de diferentes metais e que a biomagnificação ocorre quando há aumento nas concentrações de MPs ao longo de pelo menos dois níveis tróficos em uma teia alimentar (Wang et al., 2026).

De acordo com Pedrosa et al. (2017), pesquisas realizadas no Brasil indicam que, quando as aplicações obedecem a normas técnicas e legais, os impactos negativos podem ser reduzidos. Contudo, a heterogeneidade e a variabilidade da composição dos lodos exigem monitoramento contínuo. A avaliação de impactos à saúde pública também revela a necessidade de avaliações e de indicadores epidemiológicos para relacionar exposições e desfechos em populações expostas (Cominetti et al., 2021).

Dessa forma, embora os riscos ambientais e à saúde pública associados ao lodo de esgoto sejam amplamente reconhecidos, diversos estudos demonstram que esses impactos podem ser significativamente reduzidos quando o resíduo é submetido a processos adequados de tratamento, estabilização e controle de qualidade antes de sua aplicação agrícola. Assim, compreender as tecnologias empregadas no tratamento do lodo e as estratégias de manejo disponíveis é fundamental para garantir sua utilização segura e ambientalmente adequada.

2.3. TRATAMENTO, ESTABILIZAÇÃO E MANEJO

O descarte e o manejo do LE representam um desafio global crescente que exige ação imediata. O tratamento do LE envolve a remoção de contaminantes das águas residuais, principalmente do esgoto doméstico, por meio de processos físicos, químicos e biológicos que visam obter águas residuais seguras ao meio ambiente. Esse tratamento ocorre em três fases: pré-tratamento, tratamento primário e tratamento secundário. No pré-tratamento, sólidos grosseiros e areia são eliminados por meio de peneiramento. Na etapa primária, a água permanece em repouso, permitindo que os sólidos se sedimentem e que os óleos e graxas se acumulem na superfície. O tratamento secundário consiste na digestão do lodo em digestores (Demirbas et al., 2017).

Atualmente, as grandes quantidades de LE produzidas são mitigadas por meio de tratamentos disponíveis, como os biológicos, hidrólise térmica, mecânicos (ultrassom, alta pressão e lise), químicos (oxidação, principalmente ozonização) e pré-tratamentos alcalinos

(Giwa et al., 2023). Outros métodos de tratamento incluem aterros sanitários, reforço de construções, geração de biogás e incineração, compostagem (Chithra et al., 2025).

Em diversos países, algumas opções de descarte desse resíduo estão sendo substituídas por alternativas mais econômicas, como o aterro sanitário, devido à dificuldade de encontrar novos locais de disposição, ou a incineração, que elimina aproximadamente 70% dos sólidos, gerando cinzas com elevado teor de metais (Fytli e Zabaniotou, 2008; Ferrentino et al., 2023). Além do alto custo dessas operações, que atingem 40-60% dos custos totais de gestão da ETE. De acordo com Domini et al. (2022), os valores na União Europeia para disposição em aterros sanitários variam entre 160 e 210 euros por tonelada de matéria seca (€ t Ms). Para incineração, esses valores são mais altos, situando-se entre 210 e 330 (€ t Ms), enquanto a recuperação na agricultura custa aproximadamente 139 (€ t Ms). Contudo, alguns desses métodos de disposição de LE, prejudicam o ecossistema e subutilizam o potencial de valor dos recursos do LE (Giwa et al., 2023), como por exemplo, o despejo no oceano, que é proibido ou está sendo eliminado gradualmente, substituído por estratégias mais alinhadas com o modelo de economia circular (Rorat et al., 2019; Di Costanzo et al., 2021; Rocha et al., 2025).

Portanto, o LE é agora visto como uma fonte de energia e de materiais, amplamente disponível e economicamente viável, em vez de simplesmente um resíduo indesejável. Sua valorização agrícola é frequentemente apontada como uma das estratégias de gestão mais adequadas (Hoang et al., 2022; D'Imporzano e Adani, 2023; Rocha et al., 2025).

Nesse contexto, o tratamento e o manejo adequado do lodo de esgoto representam etapas essenciais para reduzir a carga orgânica, eliminar patógenos, minimizar odores e viabilizar sua utilização agrícola de forma segura. Entretanto, mesmo após esses processos, determinados contaminantes inorgânicos permanecem no resíduo devido à sua elevada estabilidade química, destacando-se os metais pesados. Em razão de sua persistência no ambiente, do potencial de acúmulo no solo e da possibilidade de absorção pelas plantas, esses elementos constituem um dos principais fatores limitantes ao uso agrícola do lodo de esgoto. Assim, compreender sua origem, comportamento e dinâmica no sistema solo-planta é fundamental para avaliar os riscos associados ao uso agrícola do resíduo, tema abordado na seção seguinte.

2.4. METAIS PESADOS

Os metais pesados (MPs) são elementos naturais com pesos atômicos e números atômicos elevados e densidades superiores a 5 g cm⁻³ (Tchounwou et al., 2012; Lin et al., 2014; Molaey et al., 2024). Os MPs (e metaloides) no LE provêm principalmente das águas residuais

que chegam às estações de tratamento (Feng et al., 2023). Nos efluentes domésticos, os excrementos humanos representam uma fonte importante, especialmente de Cu e Zn (Sörme e Lagerkvist, 2002). Outras fontes incluem corrosão e lixiviação de sistemas de encanamento (Cu, Pb e Zn em tubulações antigas), uso de produtos de higiene pessoal, detergentes para roupas e produtos de limpeza doméstica (As, Cd, Cr, Cu, Zn), além de corantes, tintas e pigmentos têxteis (Zn, Cd, As). Além disso, ligas metálicas e revestimentos usados em utensílios de cozinha e instalações sanitárias também contribuem (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) (Buta et al., 2021; Feng et al., 2023; Rocha et al., 2025).

Os metais As, Cd, Cr, Hg e Pb são prioritários em estudos, devido às suas significativas implicações para a saúde pública, sendo muitos classificados como potenciais carcinógenos (Balali-Mood et al., 2021). No entanto, metais como Zn, Cu e Ni, em concentrações adequadas ($0,10\text{--}5\text{ mg L}^{-1}$), não são prejudiciais e podem até ser benéficos para os organismos vivos (Molaey et al., 2024). As concentrações benéficas variam conforme o metal pesado específico e o tipo de microrganismo. No entanto, devido à sua acumulação, os MPs se acumulam ao longo do tempo e podem ser prejudiciais a todo o ciclo de vida (Lin et al., 2014; Molaey et al., 2024).

A presença de MPs, como Ba, Cd, Cr, Ni, Pb e Zn em plantas cultivadas é uma preocupação crescente, especialmente quando esses elementos são introduzidos no solo por meio do LE. Esses metais apresentam diferentes graus de toxicidade e mobilidade no solo, podendo afetar o crescimento, a fisiologia e a qualidade nutricional das culturas (Feng et al., 2023).

Porém, a fitodisponibilidade dos MPs depende de fatores como o pH, o teor de matéria orgânica e a capacidade de troca catiônica do solo. Em solos mais argilosos e ricos em matéria orgânica, a tendência de imobilização dos metais é maior, reduzindo sua absorção pelas plantas. Por outro lado, quando a capacidade de adsorção do solo é reduzida ou o resíduo é aplicado em quantidades excessivas, a biodisponibilidade dos metais pode aumentar, favorecendo sua absorção e eventual acúmulo nos tecidos vegetais (Oliveira et al., 2017).

Além da absorção vegetal, a lixiviação de MPs para camadas mais profundas do solo representa um risco de contaminação das águas subterrâneas. Estudos de coluna com solos tratados com biossólido demonstraram a mobilidade de Cu, Ni e Zn, especialmente em condições de solos arenosos ou de pH ácido, onde a retenção é menos eficiente (Santos, 2018).

Diversos estudos têm avaliado a dinâmica dos MPs em solos adubados com LE, visando compreender sua mobilidade, disponibilidade e absorção pelas plantas. Em experimentos realizados com girassol (*Helianthus annuus* L.), observou-se que a adição de LE aumentou os teores de Cu, Ni e Zn no solo, embora, em doses recomendadas, os níveis tenham permanecido

abaixo dos teores máximos estabelecidos pela legislação (Lobo; Lambert; Grassi Filho, 2014; UFMG, 2022). De acordo com EMBRAPA (2006) e Scheeren et al. (2020), estudos com milho (*Zea mays* L.) demonstraram que o aumento nos teores de metais ocorre principalmente nas folhas, enquanto os grãos apresentam menor acúmulo, evidenciando baixa translocação para as partes comestíveis.

Os MPs presentes no solo podem causar efeitos adversos às plantas, sobretudo em ambientes contaminados por resíduos urbanos, como o LE. Por exemplo, o Ba apresenta potencial fitotóxico em concentrações elevadas, afetando a germinação, a fotossíntese e o desenvolvimento radicular, pois interfere na absorção de nutrientes (Amini et al., 2025). Já o Cd é um dos metais mais tóxicos para as plantas, mesmo em concentrações baixas. Ele prejudica processos fisiológicos essenciais, como a fotossíntese, a atividade enzimática e a divisão celular, induzindo estresse oxidativo e reduzindo o crescimento vegetativo. Nas plantas, o Cd tende a se acumular principalmente no sistema radicular; entretanto, dependendo da espécie, das características do solo e da disponibilidade do elemento, pode ser translocado para a parte aérea e, em alguns casos, alcançar os órgãos reprodutivos, representando um potencial risco à segurança alimentar (Kabata-Pendias, 2000).

Além do Cd, outro metal de alta periculosidade é o Cr, que apresenta elevada toxicidade e afeta negativamente a germinação e o crescimento radicular e foliar. Sua presença nas plantas provoca estresse oxidativo, que prejudica os processos de fotossíntese e o metabolismo celular. Ainda que sua absorção pelas plantas seja moderada, pode ocorrer acúmulo em solos regularmente contaminados por resíduos industriais e LE (Rashid et al., 2023). De modo semelhante, o Ni, embora seja um micronutriente necessário, em excesso promove clorose, diminuição da biomassa e prejuízo na absorção de ferro e magnésio, o que afeta a fotossíntese e o crescimento. Sua translocação eficiente para tecidos aéreos aumenta o risco de contaminação de plantas destinadas ao consumo (Rashid et al., 2023).

Somando-se a esses riscos, o Pb é altamente tóxico e tende a se acumular principalmente nas raízes, onde reduz a absorção de água e de nutrientes, resultando em clorose, necrose e redução significativa do crescimento vegetal. Embora a mobilidade do Pb para partes aéreas seja geralmente baixa, sua presença em plantas herbáceas pode representar risco às cadeias alimentares (Fahr et al., 2013). Por sua vez, o Zn, embora seja um micronutriente, torna-se tóxico em concentrações elevadas, provocando deformações foliares, clorose, estresse oxidativo e desequilíbrios nutricionais, ao interferir na absorção de elementos como ferro e manganês (Kaur; Garg, 2021).

Diante dos sérios efeitos fitotóxicos descritos, o uso seguro do LE na agricultura requer o equilíbrio entre seus benefícios agrônômicos e os riscos ambientais. A caracterização química prévia do bio sólido, o controle de dose, o monitoramento dos metais pesados no solo e nas plantas e a seleção de espécies menos acumuladoras são estratégias fundamentais para garantir a sustentabilidade e a segurança na prática agrícola (Pedrosa et al., 2017; Cominetti et al., 2021).

Diante do exposto, observa-se que a dinâmica dos metais pesados no sistema solo-planta depende da interação entre as características do solo, a composição do lodo de esgoto, as propriedades de cada elemento químico e a espécie vegetal cultivada. Embora diversos estudos demonstrem que o manejo adequado do resíduo reduz significativamente os riscos ambientais, ainda existem lacunas relacionadas aos efeitos de aplicações sucessivas em experimentos de longa duração sob condições tropicais. Nesse contexto, torna-se fundamental avaliar o comportamento de metais como Ba, Cd, Cr, Ni, Pb e Zn em sistemas agrícolas manejados com lodo de esgoto ao longo dos anos, fundamentando o desenvolvimento do presente estudo.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. DESCRIÇÃO DA ÁREA EXPERIMENTAL

O experimento foi conduzido à campo, no ano agrícola de 2024/25, no município de Jaboticabal, SP, Brasil. Apresentando as coordenadas geográficas de 21°13'S 48°17'O, com altitude de 620 m (Figura 1).

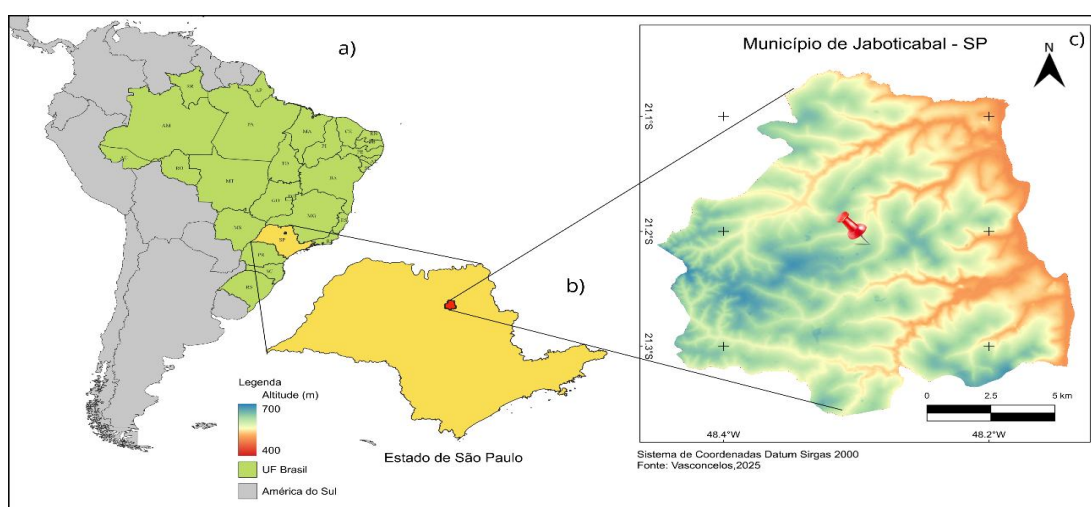


Figura 1. Localização do estudo: município de Jaboticabal, Estado de São Paulo. (a) Mapa da América do Sul em destaque o Brasil; (b) Mapa do estado de São Paulo; (c) Mapa do município de Jaboticabal.

As precipitações médias anuais são de 1.460 mm e a temperatura média é de 22,6 °C. A classificação climática de Köppen definida para a região é (Aw), típico de savana, com inverno seco e verões chuvosos. Durante a realização do experimento, foram coletados dados diários das condições climáticas da região, referentes à temperatura, à umidade relativa do ar e à precipitação (Figura 2). O solo da área experimental foi classificado como Latossolo Vermelho Distrófico (LVd) (EMBRAPA, 2025)

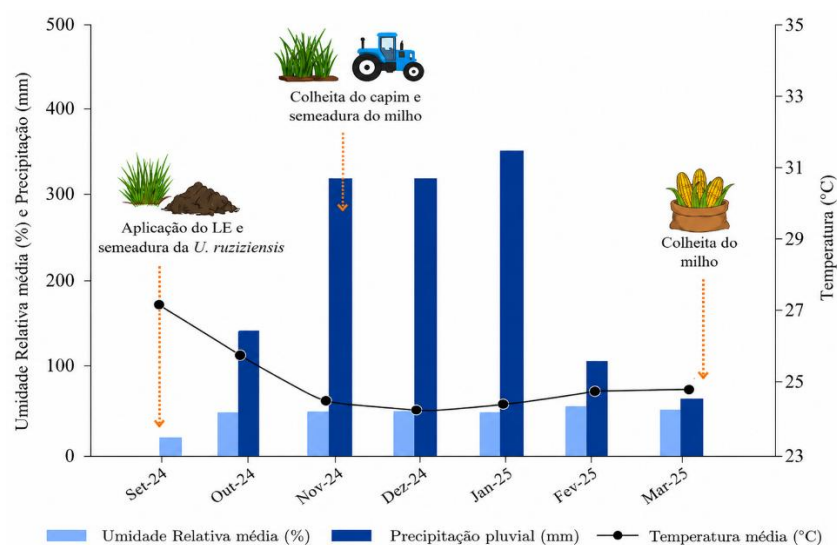


Figura 2. Variáveis climáticas registradas durante o cultivo de milho e gramíneas (Safr 2024/25)

3.2. DELINEAMENTO EXPERIMENTAL E TRATAMENTOS

Adotou-se o delineamento em blocos casualizados, com quatro tratamentos e cinco repetições, totalizando 20 unidades experimentais. Cada unidade experimental foi constituída por 6 m de largura e 10 m de comprimento, totalizando 60 m² por parcela. A área útil da parcela para as avaliações foi de 4 m de largura por 8 m de comprimento, totalizando 32 m².

Foram avaliados os seguintes tratamentos: adubação mineral convencional (AMC) – definida de acordo com o resultado da fertilidade do solo e com base nas recomendações de Cantarella et al. (2022) e três doses de lodo de esgoto (5, 10 e 20 t ha⁻¹, base seca). As doses de LE foram estabelecidas conforme recomendações agrônômicas visando o fornecimento de N para a cultura do milho (Figura 3).

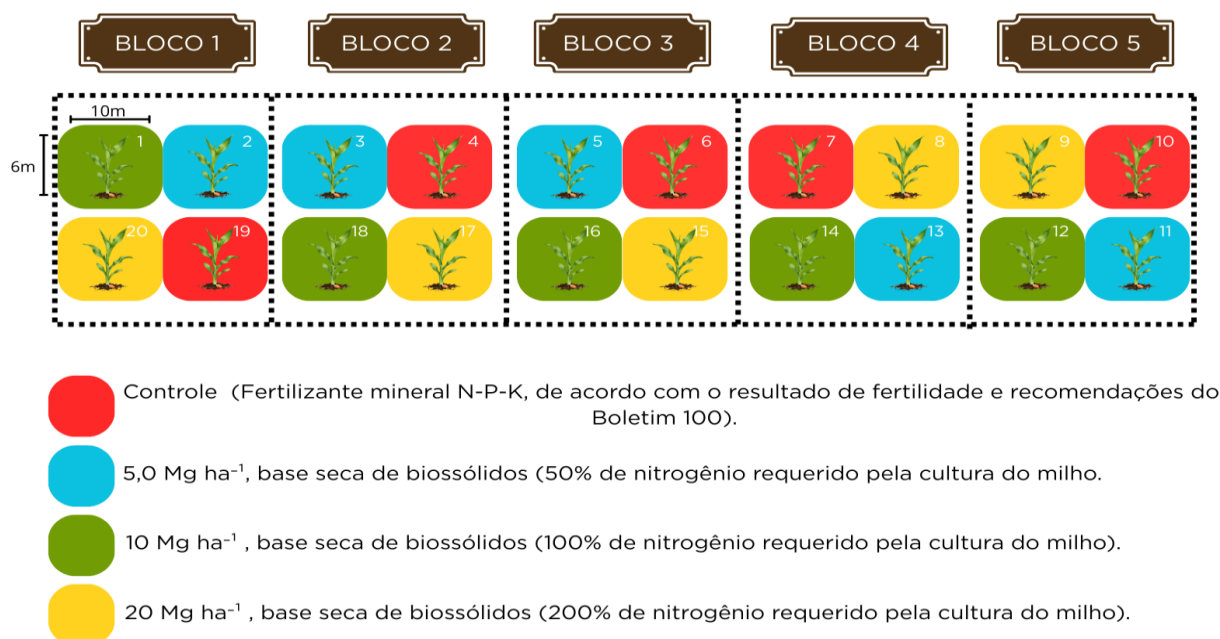


Figura 3. Croqui da área experimental.

3.3. OBTENÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DO LODO DE ESGOTO

O LE utilizado no experimento (28º ano de estudo) foi fornecido pela Estação de Tratamento de Esgoto (ETE), operada pela Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP), localizada no município de Monte Alto, SP. O material é proveniente de esgotos residenciais e de águas residuais oriundas do setor agroindustrial do município.

Para o processo de caracterização, realizou-se uma amostragem, coletando-se seis amostras simples em diferentes pontos do LE, a fim de obter uma amostra composta. O LE foi caracterizado do ponto de vista químico (pH, CTC, MO, C-orgânico, umidade, As, Ba, B, Cd, Ca, Cr, Cu, Fe, Hg, Mg, Mn, Mo, N, Na, Ni, P, Pb, S, Se e Zn) e microbiológico (coliformes termotolerantes, *salmonella* e ovos viáveis de helmintos), como mostra a Tabela 1 (Resolução 498, CONAMA, 2020), conforme classifica o em Classe A e Classe B com base em critérios rigorosos de caracterização química (metais pesados e contaminantes orgânicos) e biológica (patógenos), visando o seu uso seguro em solos, principalmente na agricultura.

Tabela 1. Composição química e microbiológica do lodo de esgoto (Média $\pm$ desvio-padrão; $n = 3$).

Característica	Unidade	2024/25	Valor permitido ⁽¹⁾
<i>Química</i>			
pH	-	8.4 $\pm$ 0.6	-- ⁽²⁾
Umidade (60–65°C)	%	45.8 $\pm$ 5.4	--
Sólidos Totais (105°C)	%	53.6 $\pm$ 4.6	
Soluções Voláteis (550°C)	%	53.9 $\pm$ 0.8	
MO Total (Combustão)	g kg ⁻¹	282.3 $\pm$ 18.5	--
CTC	mmol _c dm ⁻³	625.7 $\pm$ 93.2	--
C/N	-	12.0 $\pm$ 0.8	--
Nitrogênio Total	g kg ⁻¹	45.6 $\pm$ 3.3	--
Nitrogênio amoniacal	g kg ⁻¹	2.4 $\pm$ 0.7	
Nitrogênio Nítrico	g kg ⁻¹	0.2 $\pm$ 0.3	
Fósforo (P ₂ O ₅) Total	g kg ⁻¹	16.6 $\pm$ 0.9	--
Enxofre (S) Total	g kg ⁻¹	14.8 $\pm$ 0.2	--
Sódio	mg kg ⁻¹	593.3 $\pm$ 135.8	--
Potássio	g kg ⁻¹	0.8 $\pm$ 0.2	--
Cálcio	g kg ⁻¹	24.2 $\pm$ 1.2	--
Magnésio	g kg ⁻¹	4.3 $\pm$ 0.2	--
Arsênio	mg kg ⁻¹	3.2 $\pm$ 1.8	20.0
Alumínio	mg kg ⁻¹	14196.8 $\pm$ 3868.2	
Boro	mg kg ⁻¹	29.4 $\pm$ 1.6	--
Bário	mg kg ⁻¹	235.8 $\pm$ 63.3	
Cádmio	mg kg ⁻¹	1.3 $\pm$ 0.0	3.0
Cobre	mg kg ⁻¹	208.8 $\pm$ 11.2	--
Chumbo	mg kg ⁻¹	42.2 $\pm$ 1.9	150.0
Cromo	mg kg ⁻¹	136.1 $\pm$ 5.5	--
Ferro	mg kg ⁻¹	13062.5 $\pm$ 2788.8	--
Manganês	mg kg ⁻¹	146.6 $\pm$ 6.3	--
Mercúrio	mg kg ⁻¹	0.22 $\pm$ 0.1	1.0
Molibdênio	mg kg ⁻¹	4.5 $\pm$ 0.8	--
Níquel	mg kg ⁻¹	18.0 $\pm$ 1.6	70.0
Zinco	mg kg ⁻¹	1150.0 $\pm$ 85.4	--
<i>Microbiológica</i>			
<i>Salmonella</i> sp.	NMP/10g	Ausente	
<i>Coliformes Termotolerantes</i>	NMP/g	0	
Ovos Viáveis de helmintos	Ovos/g de ST	0	

⁽¹⁾Resolução Nº 498 CONAMA (2020). ⁽²⁾ Não determinado. NMP = Número mais provável. CTC: Capacidade de troca catiônica.

3.4. HISTÓRICO E DESENVOLVIMENTO DO EXPERIMENTO

O experimento vem sendo conduzido por 28 anos à campo (com início no ano agrícola de 1997/98), englobando o cultivo sucessivo de diferentes espécies vegetais. (Tabela 2).

Tabela 2. Histórico de aplicações de lodo de esgoto (LE), ano agrícola, espécie vegetal cultivada, origem e teor de N-P-K no LE.

Ano	Ano Agrícola	Cultura	ETE	N	P	K
		Lvd	Cidade/Estado	— $g\ kg^{-1}$ —		
1º	1997/98	Milho	Barueri/SP	32	17	4.8
2º	1998/99	Milho	Barueri/SP	37	11	1.7
3º	1999/00	Girassol	Barueri/SP	29	17	1.5
4º	2000/01	Crotalária	Barueri/SP	29	15	1.8
5º	2001/02	Milho	Barueri/SP	37	15	2.7
6º	2002/03	Milho	Barueri/SP	34	22	1.9
7º	2003/04	Milho	Barueri/SP	41	19	0.1
8º	2004/05	Girassol	Barueri/SP	34	19	1,3
9º	2005/06	Milho	Barueri/SP	34	19	1.3
10º	2006/07	Milho	Franca/SP	22	16	1,1
11º	2007/08	Milho	Franca/SP	33	38	1.5
12º	2008/09	Milho	Barueri/SP	33	19	1.8
13º	2009/10	Milho	Barueri/SP	25	20	2.4
14º	2010/11	Milho	Barueri/SP	33	19	1.8
15º	2011/12	Milho	Monte Alto/SP	45	20	3.9
16º	2012/13	Milho	Monte Alto/SP	47	21	2.8
17º	2013/14	Milho	Monte Alto/SP	32	32	1.7
18º	2014/15	Milho	Franca/SP	33	47	4
19º	2015/16	Milho	Monte Alto/SP	34	23	1.9
20º	2016/17	Milho	Monte Alto/SP	24	17	1.1
21º	2017/18	Milho	Monte Alto/SP	43	55	3.0
22º	2018/19	Feijão-guandu	Monte Alto/SP	29	45	1.5
23º	2019/20	Milho	Monte Alto/SP	32	35	1.2
24º	2020/21	_(1)	_(1)	_(1)	_(1)	_(1)
25º	2021/22	_(1)	_(1)	_(1)	_(1)	_(1)
26º	2022/23	_(1)	_(1)	_(1)	_(1)	_(1)
27º	2023/24	_(1)	Monte Alto/SP	45	16	1.10

⁽¹⁾Ano sem cultivo e sem aplicação de lodo de esgoto. ETE: Estação de tratamento de esgoto. LVd = Latossolo Vermelho Distrófico.

Essas espécies foram escolhidas devido à sua importância na dieta humana e animal e/ou visando à fitorremediação de MPs. Em todos os anos, a semeadura das culturas foi realizada mecanicamente, com densidade de plantas por hectare estabelecida conforme recomendação para cada espécie, além da aplicação de insumos e defensivos conforme as necessidades de cada cultura.

No 1º ano de estudo, os tratamentos testados foram: controle (sem adição de LE e sem AMC) e três doses de LE (2,5; 5,0 e 10 t ha⁻¹, base seca). Contudo, a partir do 2º ano agrícola (1998/99), o tratamento controle passou a receber fertilizantes minerais conforme a análise de fertilidade do solo e as recomendações descritas no Boletim 100 para a cultura do milho. No 3º ano agrícola 1999/00, começaram a ser aplicados anualmente 20 t ha⁻¹ de LE (base seca) nas parcelas que haviam recebido até então 2,5 t ha⁻¹. Dessa forma, os tratamentos do 3º ao 28º ano, são: controle (sem adição de LE e com adubação mineral convencional) e três doses de LE (5, 10 e 20 t ha⁻¹, base seca), de modo que, as doses acumuladas no 28º ano serão: 120; 240 e 427 t ha⁻¹ de LE.

Os tratamentos correspondentes às doses acumuladas foram obtidos da seguinte forma: dose de 120 t ha⁻¹ de LE = 24 anos x 5 t ha⁻¹; dose de 240 t ha⁻¹ de LE = 24 anos x 10 t ha⁻¹; dose de 427 t ha⁻¹ de LE = 3 anos x 2,5 t ha⁻¹ + 21 anos x 20 t ha⁻¹ de LE, base seca. Para os cálculos acima, foram considerados 24 anos, visto que, nos anos agrícolas de 2020/21 a 2023/24, não houve aplicação do LE devido à pandemia da Covid-19.

3.5. CONDUÇÃO DO EXPERIMENTO

No 28º ano de experimento (ano agrícola 2024/25), em maio, foram realizadas as coletas de 10 amostras simples de solo para compor uma amostra composta em cada unidade experimental, na camada de 0–0,2 m de profundidade. As amostras foram secas ao ar e à sombra, destorroadas, tamisadas em peneira de malha de 2 mm (TFSA) e acondicionadas em sacos plásticos, para caracterizações físicas (Teixeira et al., 2017) e químicas (Raij et al., 2001).

O LE foi aplicado manualmente e superficialmente, nas doses correspondentes a cada tratamento antes da semeadura. Após a realização das análises químicas para fins de fertilidade, cujos dados são apresentados na Tabela 3.

Tabela 3. Caracterização das propriedades químicas⁽¹⁾, físicas⁽²⁾ e mineralógicas⁽³⁾ do Latossolo Vermelho Distrófico na profundidade de 0–0,2 m no ano agrícola de 2024/25 (Média ± desvio-padrão; $n = 3$).

Atributos	Unidade	AMC	Lodo de esgoto ⁽⁴⁾		
			120 t ha ⁻¹	240 t ha ⁻¹	427 t ha ⁻¹
Química					
pH (CaCl2)	-	5.18 ± 0.16	5.12 ± 0.13	5.08 ± 0.19	4.80 ± 0.23
Matéria orgânica	g kg ⁻¹	22.0 ± 3.96	22.4 ± 1.67	24.6 ± 1.67	27.0 ± 1.87
Fósforo	mg kg ⁻¹	54.0 ± 35.3	80.2 ± 34.1	136 ± 37.3	168.0 ± 33.0
Potássio	cmolc kg ⁻¹	0.35 ± 0.04	0.40 ± 0.21	0.34 ± 0.10	0.35 ± 0.12
Cálcio	cmolc kg ⁻¹	1.59 ± 0.31	1.74 ± 0.28	2.24 ± 0.36	1.94 ± 0.28
Magnésio	cmolc kg ⁻¹	1.02 ± 0.13	1.14 ± 0.27	1.34 ± 0.21	1.20 ± 0.19
H+Al	cmolc kg ⁻¹	2.80 ± 0.57	3.15 ± 0.25	3.60 ± 0.69	4.90 ± 1.30
Alumínio	cmolc kg ⁻¹	0.06 ± 0.13	0.20 ± 0.18	0.24 ± 0.22	0.48 ± 0.30
SB	cmolc kg ⁻¹	2.95 ± 0.45	3.27 ± 0.71	3.92 ± 0.64	3.49 ± 0.45
S-SO4	mg kg ⁻¹	10.2 ± 0.84	11.20 ± 1.92	12.40 ± 2.51	17.20 ± 4.15
CTC	cmolc dm ⁻³	5.75 ± 0.86	6.43 ± 0.85	7.52 ± 0.74	8.39 ± 0.86
V	%	51.4 ± 5.4	51.0 ± 4.83	52.2 ± 6.46	42.2 ± 8.70
Boro	mg kg ⁻¹	0.38 ± 0.33	0.23 ± 0.08	0.31 ± 0.13	0.45 ± 0.11
Cobre (DTPA)	mg kg ⁻¹	3,56 ± 2,87	5.40 ± 2.01	11.52 ± 3.06	9.96 ± 2.59
Ferro (DTPA)	mg kg ⁻¹	75.0 ± 51.1	111 ± 37.0	175.4 ± 51.4	210.2 ± 35.1
Manganês (DTPA)	mg kg ⁻¹	12.7 ± 1.32	13.88 ± 1.61	13.2 ± 2.38	16.74 ± 2.23
Zinco (DTPA)	mg kg ⁻¹	15.9 ± 15.1	31.0 ± 15.1	53.0 ± 13.9	58.3 ± 7.30
Metais pesados ⁽⁵⁾					
Bário	mg kg ⁻¹	8.96 ± 5.95	14.62 ± 3.38	24.0 ± 26.0	26.0 ± 6.54
Cadmo	mg kg ⁻¹	0.40 ± 0.00	0.40 ± 0.40	0.40 ± 0.00	0.40 ± 0.0
Cromo	mg kg ⁻¹	28.0 ± 7.5	35.2 ± 6.09	48.0 ± 11.36	44.0 ± 8.66
Níquel	mg kg ⁻¹	3.06 ± 1.38	3.92 ± 1.16	6.08 ± 1.83	5.06 ± 1.63
Chumbo	mg kg ⁻¹	7.06 ± 1.57	8.76 ± 1.32	11.92 ± 2.21	11.84 ± 1.57
Distribuição granulométrica					
Areia (>0.05 mm)	g kg ⁻¹		627 ± 15.3		
Silte (>0.002 e <0.05 mm)	g kg ⁻¹		50 ± 27.0		
Argila (<0.002 mm)	g kg ⁻¹		323 ± 25.2		
Classe textural			franco-argilo-arenosa		
Mineralogia					
FeO	%	0.58 ± 0.21			
Fed	%	1.79 ± 0.31			
Teor de Gt	g kg ⁻¹	6.16 ± 1.90			

⁽¹⁾Raij et al. (2001). ⁽²⁾Embrapa solos (2011). ⁽³⁾Mehra e Jackson (1960); Camargo et al. (1986). AMC: Adubação mineral convencional. ⁽⁴⁾Doses acumuladas após vinte e seis aplicações ao longo de vinte e oito anos. ⁽⁵⁾EPA (Environmental Protection Agency) 3050 (USEPA, 2007). SB = Soma de bases; CTC = Capacidade de troca de cátions; V = Saturação por bases. Feo = ferro oxalato. Fed = ferro ditionito. Gt = Goethita. MP = Hematita. Média ± desvio-padrão; $n = 5$. As amostras foram coletadas em junho de 2024.

Realizou-se interpretação dos dados para as recomendações de calagem e adubação, conforme descrito em Raij e al (2001). Em setembro de 2024 houve a semeadura da *Urochloa ruziziensis*, que permaneceu na área por 60 dias, com objetivo principal de formação de palhada e ciclagem de nutrientes. Logo após, o milho foi semeado e tratado com fungicida e inseticida, a semeadura foi realizada de forma mecanizada. Nos tratamentos que receberam apenas fertilizantes minerais, a adubação ocorreu no momento da semeadura e em cobertura, considerando-se as análises químicas do solo e as recomendações do Boletim 100 (Cantarella et al., 2022).

Foi utilizado o híbrido de milho AG 8606 no experimento. Realizou-se adubação com NPK aos 25 e aos 40 dias após a semeadura com os seguintes fertilizantes: 30 kg ha⁻¹ de N (ureia), 30 kg ha⁻¹ de P₂O₅ (superfosfato simples) e 40 kg ha⁻¹ de K₂O (cloreto de Potássio) nas parcelas do tratamento com AMC, e somente 30 kg ha⁻¹ K₂O nas parcelas do tratamento com 5,0; 10,0 e 20,0 t ha⁻¹ de LE.

3.6. VARIÁVEIS AVALIADAS NO EXPERIMENTO

3.6.1. Solo

Ao final do ciclo da cultura das plantas de milho, foi realizada a amostragem de solo na profundidade de 0–0,2 m. Com o auxílio de um trado tipo holandês, foram coletadas 10 amostras simples por parcela, retiradas ao lado da linha de semeadura, a cerca de 5 cm de distância das plantas. Essas amostras simples foram reunidas e homogeneizadas para a constituição de uma amostra composta representativa de cada parcela.

Na sequência, em laboratório, as amostras compostas foram secas ao ar, destorroadas, passadas em peneira com abertura de malha de 2 mm para a obtenção de terra fina seca ao ar (TFSA) e, posteriormente, armazenadas em sacos de polietileno devidamente identificados para a realização das análises dos teores de bário (Ba), cádmio (Cd), cromo (Cr), níquel (Ni), chumbo (Pb) e zinco (Zn) (USEPA, 2007).

3.6.2. Planta

As amostragens de tecido vegetal foram segmentadas cronologicamente de acordo com o desenvolvimento da cultura. Aos 90 DAE, realizou-se a amostragem de plantas inteiras para a avaliação da parte aérea, utilizando cinco plantas selecionadas aleatoriamente por parcela, as quais foram cortadas rente ao solo e desconsiderando-se o sistema radicular. A colheita e

amostragem dos grãos ocorreu aos 125 DAE das plantas, mediante a coleta de todas as espigas localizadas em três metros da linha central da área útil de cada parcela, também com a exclusão das bordaduras, sendo as espigas posteriormente debulhadas mecanicamente para a separação dos grãos.

Todas as amostras vegetais correspondentes (parte aérea e grãos), foram submetidas a um processo de lavagem sequencial composto por solução de detergente neutro, água corrente, água destilada e água deionizada. Após esse procedimento, todo o material vegetal, incluindo as amostras de grãos, foi acondicionado individualmente em sacos de papel e transferido para estufa com circulação forçada de ar, mantida a 65 °C até 72 h. Uma vez secas, as amostras foram pesadas, moídas em moinho do tipo Willey equipado com facas e peneira de 40 mesh, ambas confeccionadas em aço inoxidável, e armazenadas em sacos de polietileno adequadamente identificados até a execução das análises químicas para a determinação dos elementos bário (Ba), cádmio (Cd), cromo (Cr), níquel (Ni), chumbo (Pb) e zinco (Zn) (Malavolta et al., 1997).

3.7. ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Os dados obtidos foram submetidos à análise de variância (ANOVA) pelo teste F. Quando verificado efeito significativo dos tratamentos, as médias foram comparadas e submetidas ao teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade ($p < 0,05$). Todas as análises estatísticas foram realizadas com o auxílio de software estatístico R, versão 4.4.0 (R Core Team, 2024).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. DISPONIBILIDADE DE METAIS PESADOS NO SOLO

A aplicação de doses acumuladas de lodo de esgoto (LE) ao longo de 28 anos promoveu alterações na disponibilidade de alguns metais pesados no solo. A análise de variância indicou efeito significativo dos tratamentos para os teores de Ba, Cr, Ni e Zn ($p \leq 0,05$), enquanto Cd e Pb não apresentaram diferenças estatísticas entre as doses de LE e a adubação mineral convencional (AMC).

Os teores de Cd permaneceram constantes em todos os tratamentos, com média geral de $0,40 \text{ mg kg}^{-1}$, enquanto os teores de Pb apresentaram média de $9,89 \text{ mg kg}^{-1}$, sem influência das aplicações sucessivas de LE. A ausência de resposta desses elementos pode ser atribuída às baixas concentrações presentes no LE utilizado e, principalmente, à elevada capacidade de retenção proporcionada pela fração argilosa, pelos óxidos de ferro e alumínio e pela matéria orgânica do Latossolo Vermelho Distrófico, reduzindo sua mobilidade e disponibilidade na camada superficial do solo (Oliveira; Mattiazzo, 2001; Melo et al., 2007).

Embora Ba, Cr, Ni e Zn tenham apresentado incrementos significativos em determinados tratamentos, todos os teores observados permaneceram muito inferiores aos Valores de Intervenção (VI) para uso agrícola estabelecidos pela CETESB (2021). Os maiores teores registrados corresponderam a $25,13 \text{ mg kg}^{-1}$ para Ba, $47,30 \text{ mg kg}^{-1}$ para Cr, $6,52 \text{ mg kg}^{-1}$ para Ni e $85,76 \text{ mg kg}^{-1}$ para Zn, valores bastante inferiores aos respectivos limites de intervenção agrícola de 500, 150, 190 e 1.900 mg kg^{-1} . Da mesma forma, os teores de Cd ($0,40 \text{ mg kg}^{-1}$) e Pb ($11,54 \text{ mg kg}^{-1}$) permaneceram muito abaixo dos valores de intervenção de 3,6 e 150 mg kg^{-1} , respectivamente. Esses resultados demonstram que, mesmo após quase três décadas de aplicações sucessivas de LE, não ocorreu acúmulo de metais pesados em concentrações capazes de comprometer a qualidade do solo ou representar risco para o uso agrícola da área.

Os teores de Ba no solo variaram de $14,75$ a $25,13 \text{ mg kg}^{-1}$. Observou-se que o maior valor ocorreu no tratamento correspondente à dose de 240 t ha^{-1} de LE, diferindo significativamente da adubação mineral convencional (AMC - $15,50 \text{ mg kg}^{-1}$) e das demais doses de LE, sendo a dose de 120 t ha^{-1} ($14,75 \text{ mg kg}^{-1}$) e 427 t ha^{-1} ($17,52 \text{ mg kg}^{-1}$) (Figura 4).

Esse comportamento indica que, embora o Ba possua potencial fitotóxico em elevadas concentrações e interfira no desenvolvimento radicular, o histórico de 28 anos de aplicação não resultou em um incremento proporcional em função do aumento das doses de LE. A estabilização ou decréscimo dos teores desse elemento na maior dose acumulada (427 t ha^{-1}) sugere uma dinâmica geoquímica complexa governada por múltiplos fatores. Além de processos de lixiviação para as camadas subsuperficiais (Campos, 2017) ou da forte adsorção específica aos óxidos de ferro e alumínio e à fração argilosa típicas do LVd (Magalhães et al., 2011), deve-se considerar a precipitação química do bário na forma de compostos de baixíssima solubilidade, como o sulfato de bário (BaSO_4) favorecida pelo aporte contínuo de enxofre via resíduo.

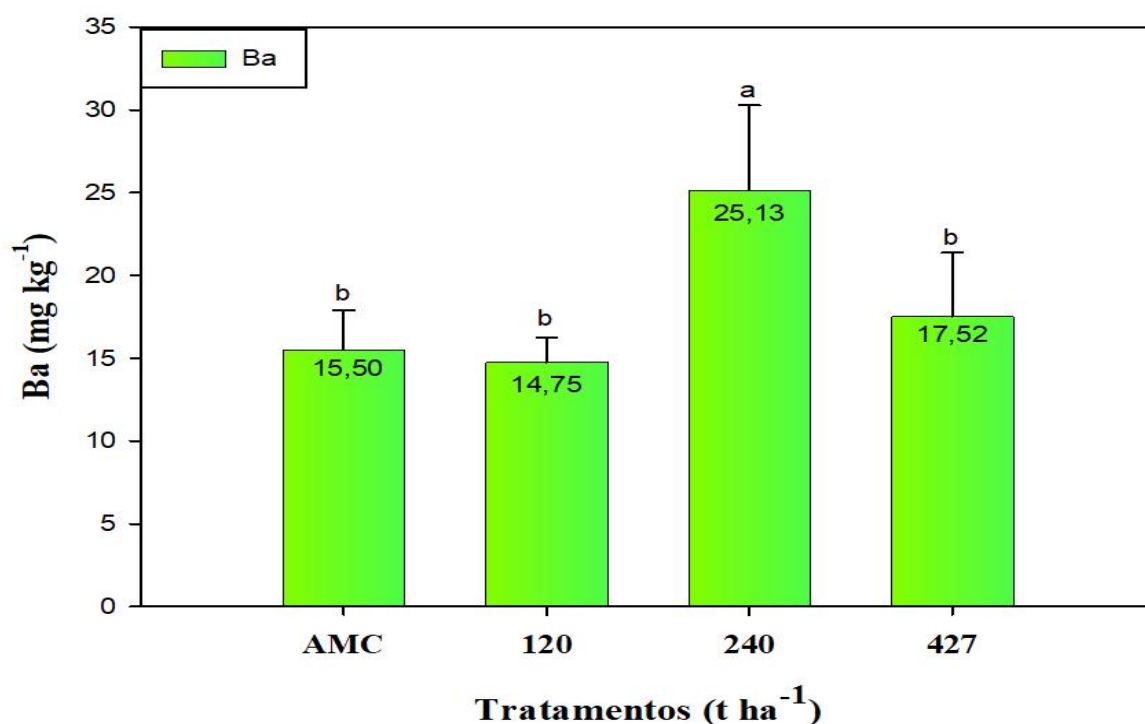


Figura 4. Teores semitotais de Ba no solo em função das doses acumuladas de lodo de esgoto (120, 240 e 427 t ha⁻¹, base seca) e do tratamento com adubação mineral convencional (AMC). As barras representam o erro-padrão da média. Médias seguidas por letras minúsculas diferentes diferem entre si pelo teste de Tukey ($p \leq 0,05$).

Adicionalmente, o acúmulo expressivo de matéria orgânica humificada ao longo de quase três décadas promove a formação de complexos de esfera interna altamente estáveis com cátions bivalentes, restringindo sua extração pelos métodos analíticos convencionais na camada avaliada. Por fim, o massivo aporte de lodo na dose máxima altera propriedades físicas como a porosidade e a densidade aparente do solo, o que pode gerar um efeito de diluição volumétrica na expressão das concentrações de elementos-traço na camada de 0–0,2 m, comportamento este que ampara as flutuações observadas de maneira geral para as demais variáveis avaliadas.

Para o Cr no solo, os teores semitotais aumentaram significativamente na dose de 240 t ha⁻¹ de LE (47,30 mg kg⁻¹) quando comparados à AMC (30,04 mg kg⁻¹). Os tratamentos com 120 t ha⁻¹ (38,93 mg kg⁻¹) e 427 t ha⁻¹ (41,55 mg kg⁻¹) mantiveram-se em níveis intermediários, não diferindo estatisticamente entre si (Figura 5), sendo também similares ao valor do tratamento que recebeu AMC (30,04 mg kg⁻¹).

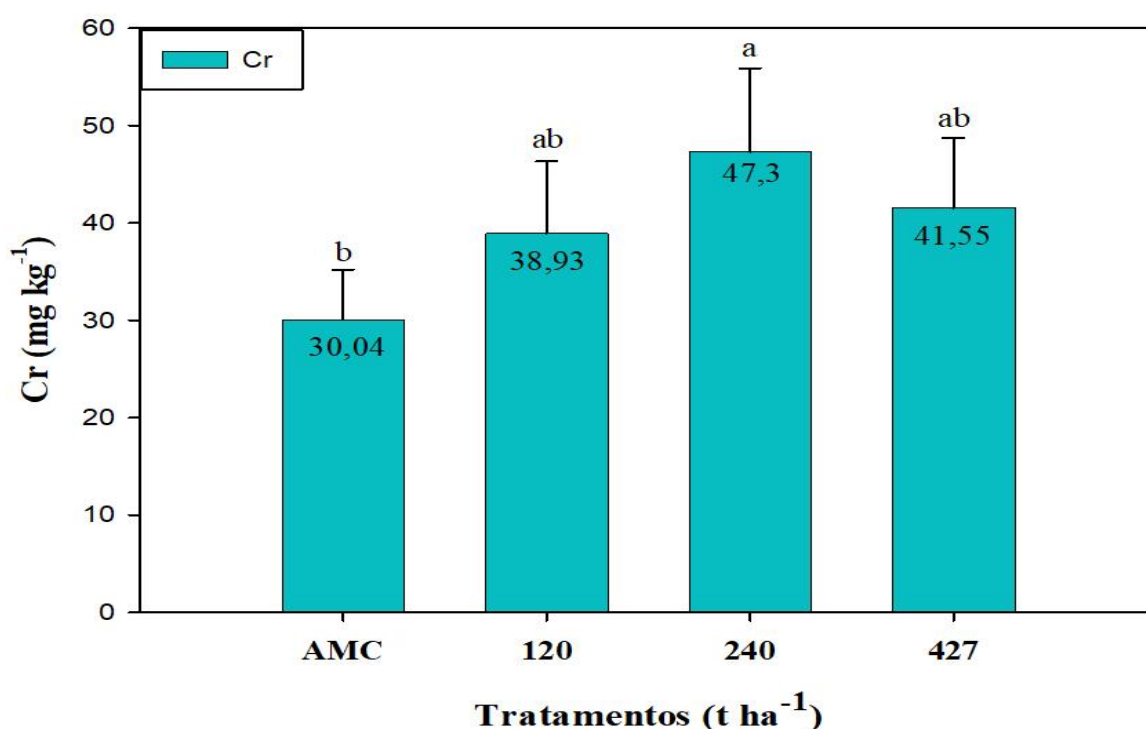


Figura 5. Teores semitotais de Cr no solo em função das doses acumuladas de lodo de esgoto (120, 240 e 427 t ha⁻¹, base seca) e do tratamento com adubação mineral convencional (AMC). As barras representam o erro-padrão da média. Médias seguidas por letras minúsculas diferentes diferem entre si pelo teste de Tukey ($p \leq 0,05$).

Os teores de Cr aumentaram significativamente com a aplicação de LE, apresentando maior concentração na dose acumulada de 240 t ha⁻¹. Entretanto, mesmo no tratamento de maior concentração, os valores permaneceram amplamente inferiores ao valor de intervenção agrícola de 150 mg kg⁻¹ estabelecido pela CETESB (2021).

O Cr proveniente do lodo de esgoto encontra-se predominantemente na forma trivalente (Cr³⁺), caracterizada por baixa mobilidade e elevada afinidade pela matéria orgânica e pelos oxihidróxidos presentes no solo (Merlino et al., 2010). Esse comportamento favorece sua retenção na matriz edáfica e reduz o risco de contaminação ambiental decorrente da aplicação agrícola do resíduo.

Os teores de Ni também apresentaram incremento significativo na dose acumulada de 240 t ha⁻¹ de LE, seguido de redução na maior dose aplicada, comportamento semelhante ao observado para Ba e Cr. Ainda assim, os valores permaneceram muito inferiores ao valor de intervenção agrícola de 190 mg kg⁻¹. (Figura 6).

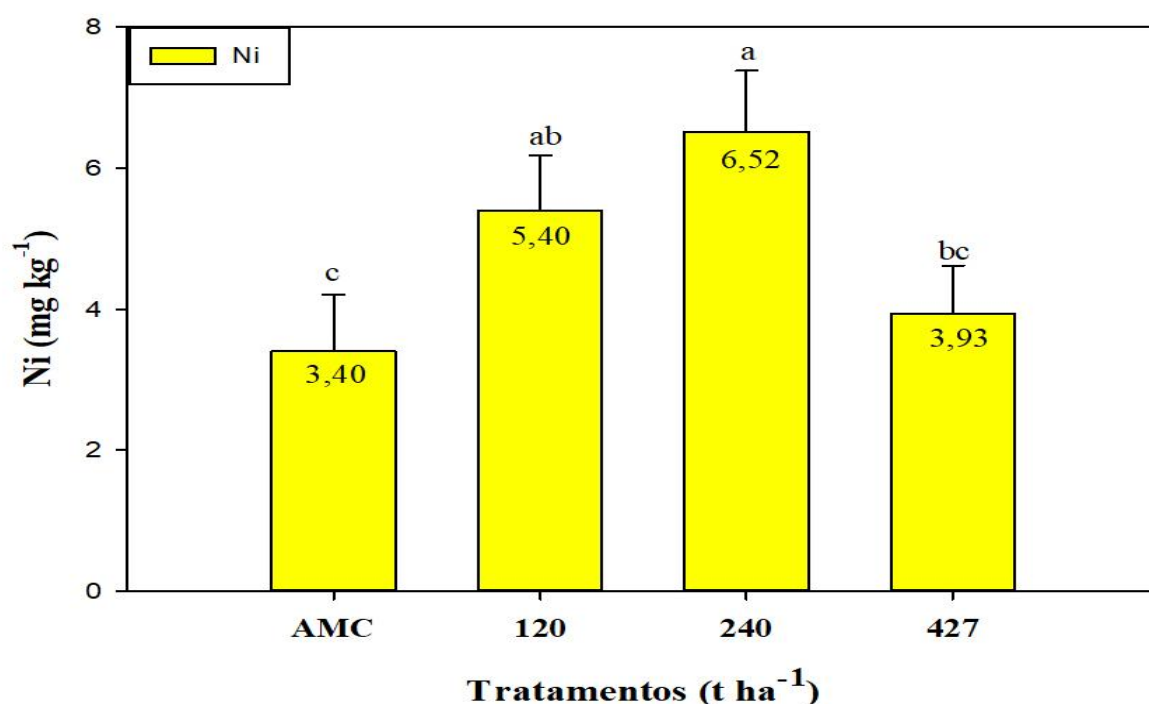


Figura 6. Teores semitotais de Ni no solo em função das doses acumuladas de lodo de esgoto (120, 240 e 427 t ha⁻¹, base seca) e do tratamento com adubação mineral convencional (AMC). As barras representam o erro-padrão da média. Médias seguidas por letras minúsculas diferentes diferem entre si pelo teste de Tukey ($p \leq 0,05$).

Sob determinadas condições de manejo, parte do Ni pode apresentar aumento temporário de sua disponibilidade ou ser redistribuído para camadas mais profundas do solo, especialmente quando ocorre saturação parcial dos sítios de adsorção (Oliveira; Mattiazzi, 2001). Esse mecanismo pode explicar a redução observada na maior dose acumulada.

O Zn foi o elemento que apresentou a resposta mais expressiva às aplicações de LE, com incremento significativo na dose acumulada de 240 t ha⁻¹. Apesar desse aumento, a concentração máxima observada (85,76 mg kg⁻¹) correspondeu a menos de 5% do valor de intervenção agrícola (1.900 mg kg⁻¹), demonstrando ampla margem de segurança quanto ao acúmulo desse elemento no solo. (Figura 7).

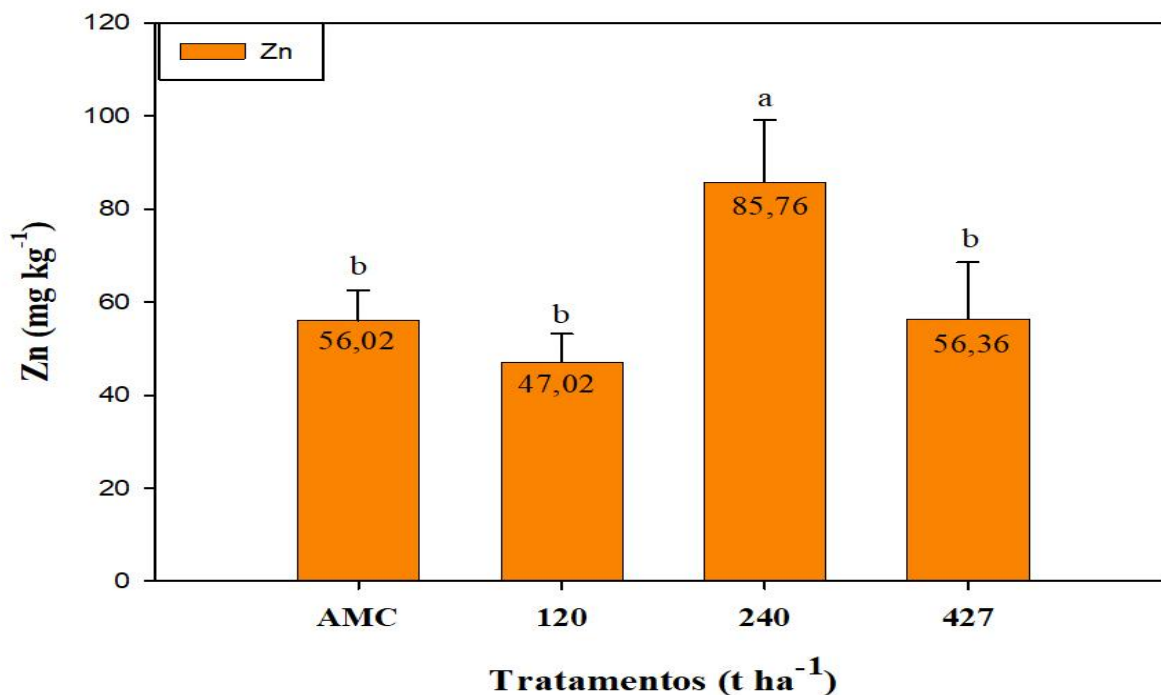


Figura 7. Teores semitotais de Zn no solo em função das doses acumuladas de lodo de esgoto (120, 240 e 427 t ha⁻¹, base seca) e do tratamento com adubação mineral convencional (AMC). As barras representam o erro-padrão da média. Médias seguidas por letras minúsculas diferentes diferem entre si pelo teste de Tukey ($p \leq 0,05$).

O Zn é conhecido como um dos metais mais abundantes no LE municipal devido à sua origem em efluentes domésticos, produtos de higiene e tubulações urbanas (Bertoncini et al., 2004). A expressiva concentração observada no solo com a dose de 240 t ha⁻¹ confirma a alta persistência do elemento e sua tendência de associação com as frações argilosas e orgânicas da matriz do solo. Entretanto, a variação observada na dose máxima (427 t ha⁻¹), associada aos aumentos significativos constatados nas folhas e nos grãos, evidencia a dinâmica desse elemento como um micronutriente de alta demanda metabólica. Esse comportamento demonstra o potencial das aplicações de longo prazo de LE na biofortificação agrônômica da cultura do milho. O incremento sistemático de Zn no tecido vegetal, aliado à manutenção de níveis estáveis e nutricionalmente adequados nos grãos (próximos a 55 mg kg⁻¹), indica que o resíduo atua de forma eficiente no enriquecimento mineral da produção sem atingir patamares de fitotoxicidade, resposta que pode ser potencializada pela elevada atividade biológica induzida na sucessão com *Urochloa ruziziensis* (Franchini et al. (2012).

Os teores de Cd e Pb não se mostraram com efeito significativo (Tukey, $p > 0,05$) em todos os tratamentos com doses acumuladas de LE e AMC (médias gerais: 0,40 mg kg⁻¹ para o

Cd e 9,89 mg kg⁻¹ para o Pb) (Tabela 4). Os baixos níveis desses elementos nos efluentes de origem e a forte retenção do Pb pela fração orgânica e mineral explicam esse comportamento na camada arável (0–0,2 m), que está em consonância com estudos de longa duração desenvolvidos em Latossolos semelhantes (Melo et al., 2007).

4.2. CONCENTRAÇÕES DE METAIS PESADOS NA PLANTA

A análise do tecido vegetal (parte aérea do milho) revelou que apenas o bário (Ba) e o zinco (Zn) tiveram suas concentrações significativamente alteradas pelas aplicações de longo prazo de lodo de esgoto (Tukey, $p < 0,05$). Para os demais metais avaliados (Cd, Cr, Ni e Pb), as concentrações não diferiram significativamente entre os tratamentos (Tabela 5). Esse comportamento indica uma baixa biodisponibilidade desses elementos na solução do solo ou restrições em seu transporte interno na planta, o que corrobora o papel das características do solo tropical na retenção desses constituintes (Oliveira; Mattiazzi, 2001).

Tabela 5. Concentração de metais pesados na parte aérea das plantas de milho após 28 anos de aplicações de doses de lodo de esgoto.

Tratamentos	Ba	Cd	Cr	Ni	Pb	Zn
mg kg ⁻¹						
AMC ⁽¹⁾	5,50 ab	0,40	0,52	1,30	0,00	21,40 c
120 t ha ⁻¹ de LE ⁽²⁾	5,00 b	0,40	0,52	1,30	0,00	29,82 bc
240 t ha ⁻¹ de LE ⁽²⁾	4,30 b	0,40	0,47	1,30	0,00	40,50 b
427 t ha ⁻¹ de LE ⁽²⁾	7,96 a	0,40	0,57	1,30	0,00	82,60 a
Teste F	6,80*	0 ^{NS}	2,15 ^{NS}	0 ^{NS}	0 ^{NS}	40,39**
Média Geral	5,91	0,40	0,52	1,30	5,00	43,58
CV (%)	23,98	0,00	11,86	0,00	0,00	21,92

**, * e ^{NS} – Significativo a 1 e 5% de probabilidade e não significativo, respectivamente. Médias seguidas da mesma letra não diferem entre si pelo teste Tukey a 5% de probabilidade. CV = Coeficiente de variação. ⁽¹⁾ Adubação mineral convencional. ⁽²⁾ Doses acumuladas (t ha⁻¹, base seca) após 24 aplicações de aplicação de lodo de esgoto (LE) no LVD.

As concentrações de Ba na parte aérea das plantas eram similares nas doses de 120 t ha⁻¹ (5,00 mg kg⁻¹) e 240 t ha⁻¹ (4,30 mg kg⁻¹) em comparação à AMC (5,50 mg kg⁻¹), porém, notou-se aumentou de forma acentuada e significativa na dose máxima acumulada de

427 t ha⁻¹, atingindo 8,84 mg kg⁻¹ de Ba (Figura 8). Esse incremento indica que as aplicações sucessivas de lodo de esgoto favoreceram o aumento da disponibilidade de Ba no solo, refletindo em maior absorção pelas plantas. Esse comportamento corrobora os resultados de Nogueira et al. (2010), que, em experimento de longa duração conduzido no mesmo Latossolo Vermelho Distrófico, verificaram aumento da concentração de Ba no solo e na parte aérea do milho em função das doses crescentes de lodo de esgoto, atribuindo esse efeito ao aporte contínuo do elemento pelo resíduo. Os autores também observaram que o aumento da absorção de Ba pela parte aérea não foi acompanhado por incremento proporcional nos grãos, indicando baixa translocação do elemento para a fração comestível e ausência de comprometimento da produtividade da cultura.

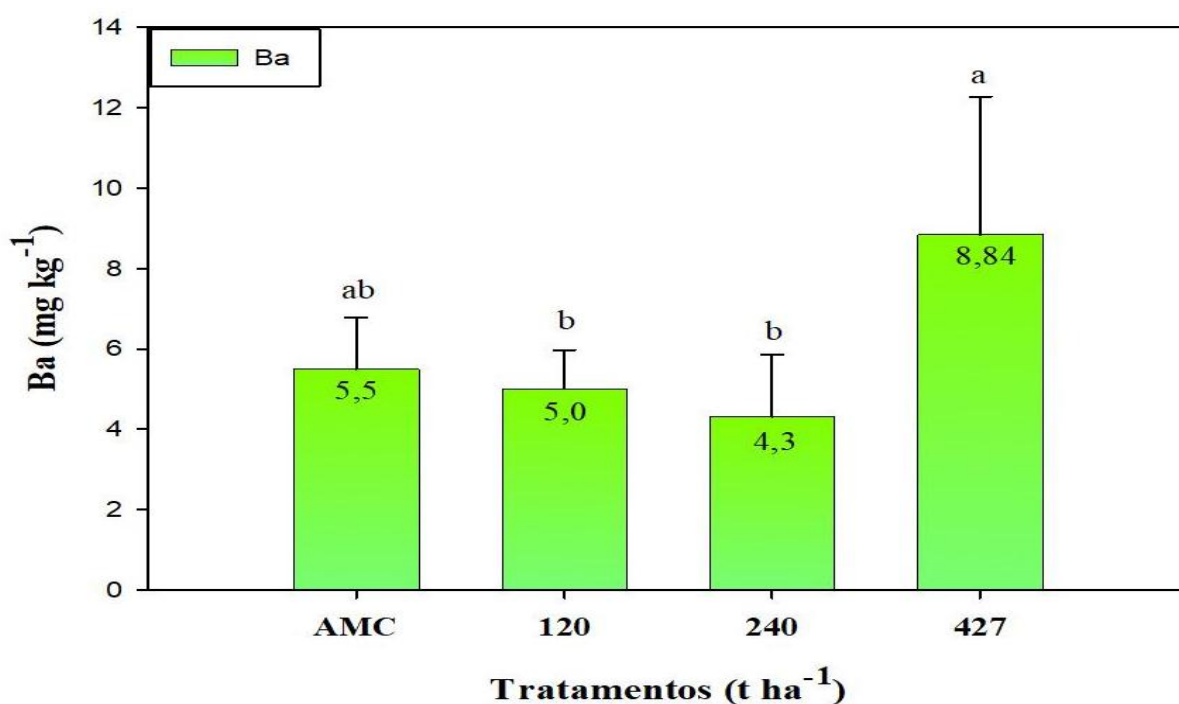


Figura 8. Concentração de Ba na parte aérea de plantas de milho em resposta à aplicação das doses acumuladas de lodo de esgoto (120, 240 e 427 t ha⁻¹, base seca) e do tratamento com adubação mineral convencional (AMC). As barras representam o erro-padrão da média. Médias seguidas por letras minúsculas diferentes diferem entre si pelo teste de Tukey ($p \leq 0,05$).

Para o zinco (Zn), a absorção vegetal respondeu de forma linear e progressiva às doses crescentes de lodo de esgoto, variando de 21,40 mg kg⁻¹ no tratamento AMC para 29,82 mg kg⁻¹ (120 t ha⁻¹), 40,50 mg kg⁻¹ (240 t ha⁻¹) e atingindo o ápice de 82,60 mg kg⁻¹ na dose de 427 t ha⁻¹ de LE (Figura 9). O teste F confirmou alta significância ($p < 0,01$) para essa variável.

Esse expressivo acúmulo na parte aérea reflete a elevada disponibilidade de Zn no solo decorrente das aplicações sucessivas de lodo de esgoto, favorecendo sua absorção pelas plantas, conforme observado por Lobo, Lambert e Grassi Filho (2014). A disponibilidade desse elemento é fortemente influenciada por atributos do solo, como pH, matéria orgânica e capacidade de troca catiônica, que regulam sua retenção e absorção pelas plantas (Melo et al., 2018). Embora tenha ocorrido incremento na concentração de Zn na parte aérea, o maior teor observado neste estudo (55 mg kg^{-1}) permaneceu muito abaixo das concentrações normalmente associadas à toxicidade em culturas agrícolas, cujos sintomas geralmente se manifestam acima de 300 mg kg^{-1} de matéria seca foliar, embora espécies mais sensíveis possam apresentar sintomas em concentrações inferiores a 100 mg kg^{-1} (Broadley et al., 2007; Marschner, 1995). Esses resultados indicam que o aumento da disponibilidade de Zn no sistema solo-planta favoreceu a absorção do micronutriente sem atingir níveis fitotóxicos para a cultura do milho (Figura 9).

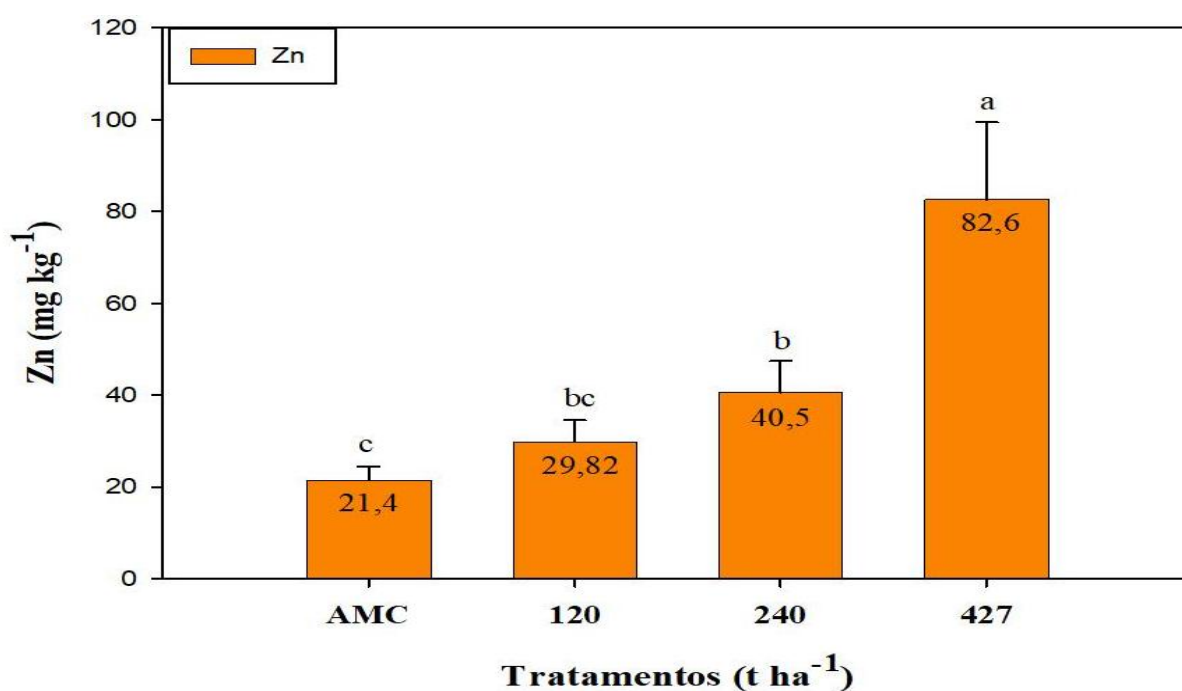


Figura 9. Concentração de Zn na parte aérea de plantas de milho em resposta à aplicação das doses acumuladas de lodo de esgoto (120, 240 e 427 t ha^{-1} , base seca) e do tratamento com adubação mineral convencional (AMC). As barras representam o erro-padrão da média. Médias seguidas por letras minúsculas diferentes diferem entre si pelo teste de Tukey ($p \leq 0,05$).

4.3. CONCENTRAÇÃO DE METAIS PESADOS NOS GRÃOS

A translocação de metais para os grãos constitui um dos principais indicadores da segurança alimentar em sistemas agrícolas que utilizam resíduos orgânicos como fertilizantes. No presente estudo, a aplicação de lodo de esgoto (LE) durante 28 anos não influenciou significativamente as concentrações de Ba, Cd, Cr, Ni e Pb nos grãos de milho ($p > 0,05$). Os teores desses elementos permaneceram semelhantes entre todos os tratamentos, variando de 0,92 a 1,04 mg kg⁻¹ para Ba, mantendo-se constantes em 0,40 mg kg⁻¹ para Cd, 0,50 mg kg⁻¹ para Cr e 1,30 mg kg⁻¹ para Ni, enquanto o Pb permaneceu abaixo do limite de detecção analítica (0,00 mg kg⁻¹) em todos os tratamentos. Esses resultados evidenciam a baixa translocação dos metais potencialmente tóxicos para a parte destinada ao consumo, corroborando os resultados obtidos por Nogueira et al. (2010) em experimento de longa duração conduzido no mesmo Latossolo Vermelho Distrófico. Dessa forma, a aplicação agrícola do LE, nas condições deste estudo, não comprometeu a qualidade dos grãos quanto à presença desses elementos.

A única exceção estatística observada ocorreu nos teores de Zn nos grãos ($F = 12,14$, $p < 0,01$). O tratamento AMC apresentou teor de 34,15 mg kg⁻¹, enquanto todas as doses de lodo de esgoto (120, 240 e 427 t ha⁻¹) promoveram um incremento homogêneo e estatisticamente superior, situando-se em 55,60 mg kg⁻¹, 56,15 mg kg⁻¹ e 54,45 mg kg⁻¹, respectivamente, sem diferirem entre si pelo teste de Tukey (Figura 10).

O incremento da concentração de Zn nos grãos demonstra que parte do micronutriente disponibilizado pelo lodo de esgoto foi efetivamente translocada para a fração destinada ao consumo, sem que ocorresse acúmulo excessivo desse elemento. Embora a concentração de Zn na parte aérea tenha aumentado expressivamente, atingindo 82,60 mg kg⁻¹ na maior dose, os teores nos grãos permaneceram próximos de 55 mg kg⁻¹, sugerindo mecanismos fisiológicos que regulam sua redistribuição para os órgãos reprodutivos. Sob a perspectiva agrônômica e nutricional, esse resultado é relevante, pois o Zn é um micronutriente para plantas, animais e seres humanos, e seu enriquecimento nos grãos caracteriza um processo de biofortificação. Assim, a aplicação de lodo de esgoto pode contribuir para a produção de grãos com maior valor nutricional, favorecendo a reciclagem de nutrientes, reduzindo a dependência de fertilizantes minerais contendo Zn e fortalecendo estratégias de economia circular. Além disso, o aumento da concentração de Zn ocorreu sem incremento concomitante de Cd, Cr, Ni e Pb nos grãos, indicando que a utilização agrícola do lodo, nas condições deste estudo, promove o

enriquecimento de um micronutriente sem comprometer a qualidade e a segurança do produto colhido.

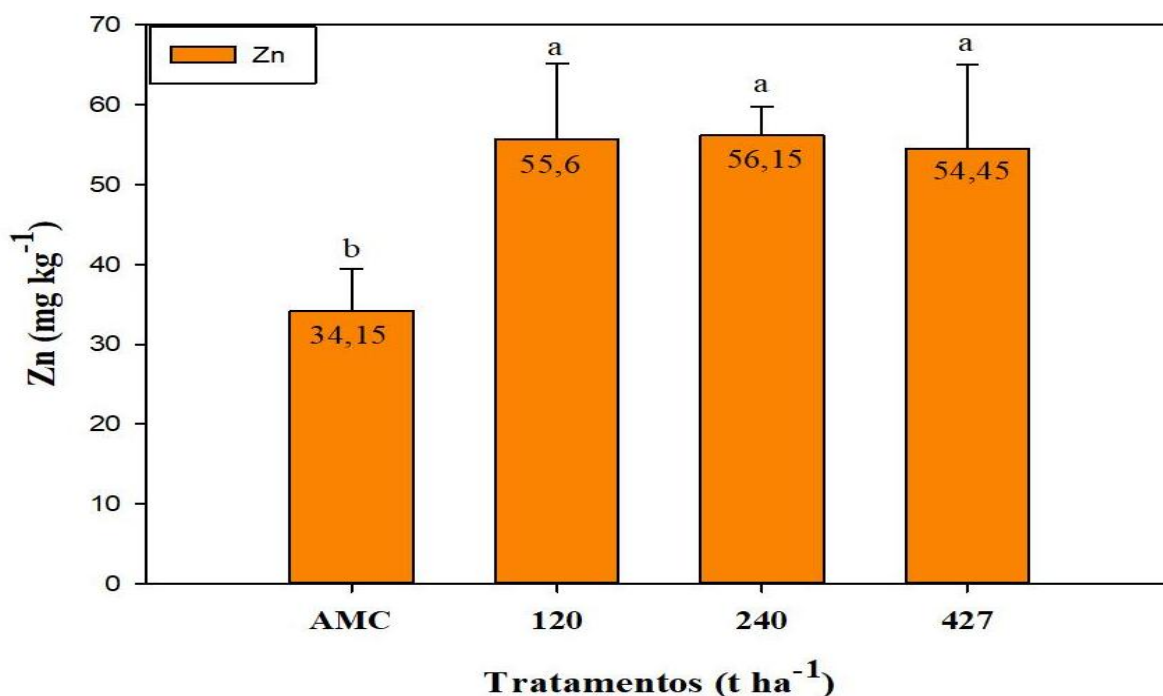


Figura 10. Concentração de Zn nos grãos de milho em resposta à aplicação das doses acumuladas de lodo de esgoto (120, 240 e 427 t ha⁻¹, base seca) e do tratamento com adubação mineral convencional (AMC). As barras representam o erro-padrão da média. Médias seguidas por letras minúsculas diferentes diferem entre si pelo teste de Tukey ($p \leq 0,05$).

4.4. PRODUTIVIDADE DA CULTURA DO MILHO

Os resultados obtidos neste estudo indicam que as alterações observadas nas concentrações de metais pesados no sistema solo-planta-grão não comprometeram o desenvolvimento da cultura do milho. Apesar dos incrementos pontuais de alguns MPs no solo, na parte aérea e nos grãos, não foram observados indícios de fitotoxicidade capazes de limitar o crescimento das plantas ou favorecer o acúmulo de metais nos grãos.

Esses resultados são corroborados por Vasconcelos (2026), que avaliou o desempenho agrônomo do milho na mesma área experimental, em Latossolo Vermelho Distrófico, após 28 anos consecutivos de aplicação de lodo de esgoto. O autor verificou que a maior produtividade de grãos foi obtida na dose acumulada de 120 t ha⁻¹ de lodo de esgoto, superando a produtividade observada no tratamento com adubação mineral convencional (AMC), além de não constatar prejuízos ao desenvolvimento das plantas (Figura 11).

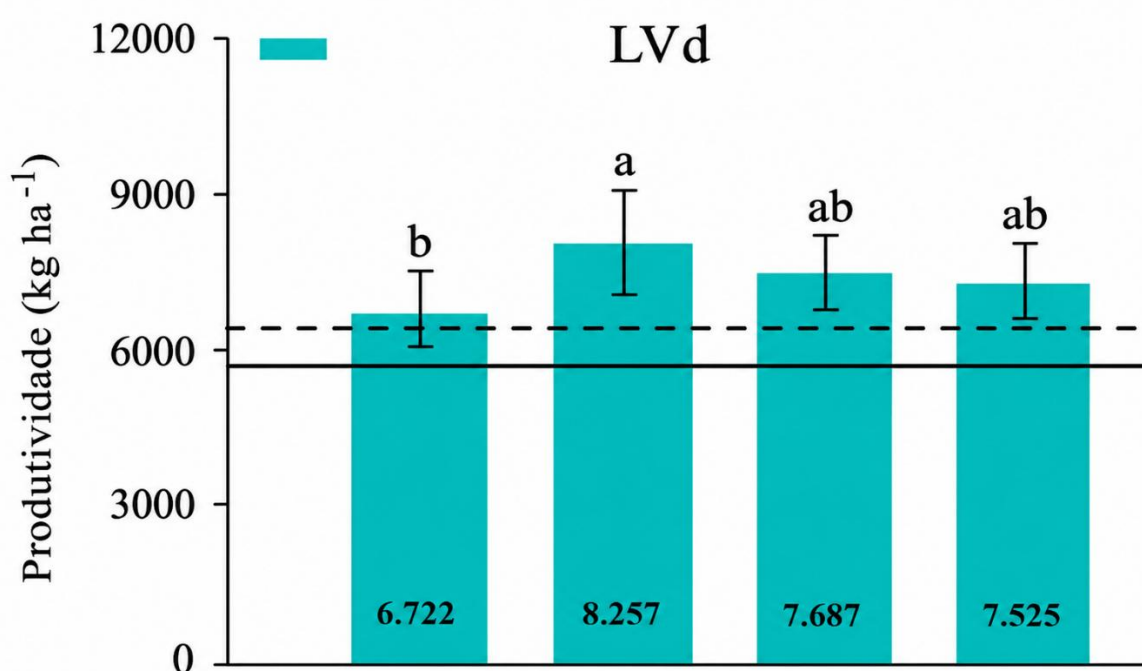


Figura 11. Produtividade de milho em resposta à aplicação das doses acumuladas de lodo de esgoto (120, 240 e 427 t ha⁻¹, base seca) e do tratamento com adubação mineral convencional (AMC). As barras representam o erro-padrão da média. Médias seguidas por letras minúsculas diferentes diferem entre si pelo teste de Tukey ($p \leq 0,05$). Fonte: Vasconcelos (2026).

Dessa forma, os resultados evidenciam que a aplicação prolongada de lodo de esgoto, nas condições avaliadas, não promoveu efeitos tóxicos capazes de comprometer o desempenho agrônomo do milho, reforçando que o comportamento observado para os metais pesados ao longo deste estudo foi compatível com o adequado crescimento e produtividade da cultura.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Aplicações de lodo de esgoto durante 28 anos promoveram alterações na disponibilidade de alguns metais pesados no Latossolo Vermelho Distrófico, com incrementos significativos para Ba, Cr, Ni e Zn no solo. Cádmio e Pb não foram influenciados pelas doses acumuladas do resíduo. Entretanto, essas alterações não resultaram em aumento proporcional da absorção pelas plantas, evidenciando a elevada capacidade do solo em restringir a disponibilidade desses elementos.

Na cultura do milho, apenas Ba e Zn apresentaram aumento na parte aérea, enquanto Cd, Cr, Ni e Pb não diferiram estatisticamente entre os tratamentos. Nos grãos, somente o Zn apresentou incremento significativo em relação à adubação mineral convencional, ao passo que os demais metais não diferiram entre os tratamentos, demonstrando baixa translocação dos elementos potencialmente tóxicos para a parte destinada ao consumo.

A aplicação sucessiva de lodo de esgoto também não promoveu efeitos fitotóxicos capazes de comprometer o desenvolvimento ou a produtividade da cultura do milho, reforçando a viabilidade agrônômica desse resíduo quando utilizado conforme critérios técnicos e a legislação vigente.

Os resultados obtidos neste estudo oferecem suporte para futuras pesquisas voltadas ao monitoramento dos efeitos de longo prazo da aplicação de lodo de esgoto em diferentes classes de solos, culturas agrícolas e condições edafoclimáticas. Além disso, evidenciam a necessidade de investigações sobre a dinâmica dos metais pesados em ciclos sucessivos de cultivo, sua disponibilidade ao longo do tempo e possíveis impactos sobre atributos biológicos do solo e a qualidade nutricional dos alimentos. Dessa forma, este trabalho contribui para ampliar o conhecimento sobre a utilização agrícola do lodo de esgoto, fornecendo informações que podem subsidiar o aperfeiçoamento de práticas de manejo e políticas públicas voltadas ao reaproveitamento seguro desse resíduo na agricultura.

LITERATURA CONSULTADA

- AMINI, Z.; HATAMI-MANESH, M.; AAZAMI, J.; SAVABIEASFAHANI, M. **Ecological risk assessment of heavy metals (Pb, Cd, Cr, Ni, Zn, Fe) and metalloid (As) in surface sediment of Anzali International Wetland, Iran.** *Geology, Ecology, and Landscapes*, v. 9, n. 3, p. 1046–1064, 2025. DOI: [10.1080/24749508.2024.2373488](https://doi.org/10.1080/24749508.2024.2373488).
- BALALI-MOOD, Mahdi; NASERI, Kaveh; TAHERGORABI, Zohreh; KHANZDANI, Mohammad Reza; SADEGHI, Mahmoud. Toxic mechanisms of five heavy metals: mercury, lead, chromium, cadmium, and arsenic. **Frontiers in Pharmacology**, v. 12, art. 643972, p. 1–19, 2021. DOI: <https://doi.org/10.3389/fphar.2021.643972>.
- BERTONCINI, Edna Ivani; MATTIAZZO, Maria Emília. Lixiviação de metais pesados em solos tratados com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, n. 4, p. 771–782, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832004000400017>.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. **Resolução nº 498, de 19 de agosto de 2020.** Define critérios e procedimentos para o uso agrícola de lodo de esgoto gerado em estações de tratamento de esgoto sanitário e de seus produtos derivados. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 2020.
- BUTA, Małgorzata; HUBENY, Justyna; KORZENIEWSKA, Ewa; HARNISZ, Monika. Sewage sludge in agriculture – the effects of selected chemical pollutants and emerging genetic resistance determinants on the quality of soil and crops: a review. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 214, art. 112070, p. 1–13, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.112070>.
- CAMARGO, Otávio Antonio de; MONIZ, Antonio Carlos; JORGE, José Antonio; VALADARES, Luiz Maria de Alcantara e Silva. **Métodos de análise química, mineralógica e física de solos do Instituto Agronômico de Campinas.** Campinas: Instituto Agronômico, 1986. 94 p. (Boletim Técnico, 106).
- CAMPOS, Tassio Oliveira. **Lixiviação de metais pesados e macronutrientes em solos condicionados com biossólido de lodo de esgoto.** 2017. 67 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia - Ciência do Solo) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2017.
- CANTARELLA, Heitor; QUAGGIO, José Antonio; MATTOS JUNIOR, Dirceu de; BOARETTO, Rodrigo Marcelli; RAIJ, Bernardo van (ed.). **Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo.** 3. ed. Campinas: Instituto Agronômico, 2022. 500 p. (Boletim Técnico, 100).
- CANZIANI, Roberto; SPINOSA, Ludovico. Sludge from wastewater treatment plants. In: SPINOSA, Ludovico (ed.). **Industrial and Municipal Sludge: Emerging Concerns and Scope for Resource Recovery.** [S. l.]: Elsevier, 2019. p. 3–30. DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-815907-1.00001-5>.
- CHIODEROLI, Carlos Alessandro; MELLO, Luiz Malcolm Mano de; GRIGOLLI, Paulo Roberto; FURLANI, Carlos Eduardo Angeli; SILVA, Juliana Oura da; CESARIN, Alberto Luis. Atributos físicos do solo e produtividade de grãos de milho em consórcio com *Brachiaria*

ruzizensis. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, n. 5, p. 1621–1630, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832012000500026>.

CHITHRA, K.; BALASUBRAMANIAN, N.; DHARAN, D. D. Microwave-assisted co-pyrolysis of sewage sludge and banana peel: Optimization of bio-oil production and characterization. **Sustainable Chemistry for the Environment**, v. 12, art. 100296, p. 1–11, 2025. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scenv.2025.100296>.

CMPIELEWSKI, Andrzej G.; SUDLITZ, Marcin. Advanced technology for energy, plant nutrients and water recovery at wastewater treatment plants. **Energies**, v. 17, n. 11, art. 2749, p. 1–18, 2024. DOI: <https://doi.org/10.3390/en17112749>.

COMINETI, Caio Siqueira Silva; SCHLINDWEIN, Madalena Maria; HOECKEL, Paulo Henrique Oliveira. Uso de lodo de esgoto na agricultura e impactos na saúde pública no Brasil. **International Journal of Advances in Agriculture Sciences**, v. 3, n. 1, p. 20–30, 2021.

CONAB - COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO. **Acompanhamento da Safra Brasileira de Grãos**: v. 11 - Safra 2023/24 - Décimo segundo levantamento. Brasília, DF: Conab, 2024.

CRUZ, José Carlos; MAGALHÃES, Paulo César; PEREIRA FILHO, Israel Alexandre; MOREIRA, José Carlos Avelar (ed.). **Milho**: o produtor pergunta, a Embrapa responde. 2. ed. Brasília, DF: Embrapa, 2013. 339 p. (Coleção 500 perguntas, 500 respostas).

D'IMPORZANO, Giuliana; ADANI, Fabrizio. Measuring the environmental impacts of sewage sludge use in agriculture in comparison with the incineration alternative. **Science of the Total Environment**, v. 905, art. 167025, p. 1–12, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167025>.

DEMIRBAS, Ayhan; EDRIS, Gumaa; ALALAYAH, Waleed M. Sludge production from municipal wastewater treatment in sewage treatment plant. **Energy Sources, Part A: Recovery, Utilization, and Environmental Effects**, v. 39, n. 10, p. 999–1006, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1080/15567036.2017.1283551>.

DI COSTANZO, Nicola; LOMBARDI, Lidia; BECCARELLI, Roberta; LAURENTI, Eleonora; SIRACUSA, Giancarlo. Exploiting the nutrient potential of anaerobically digested sewage sludge: a review. **Energies**, v. 14, n. 23, art. 8149, p. 1–21, 2021. DOI: <https://doi.org/10.3390/en14238149>.

DOLL, Maico Mireski Ribeiro; SPEROTTO, Jessica; HOMCZINSKI, Ivar. Uso do lodo de esgoto em plantios florestais de espécies de *Eucalyptus* spp. **Revista Liberato**, v. 22, n. 37, p. 1–13, 2021.

DOMINI, Marta; ABBÀ, Alessandro; BERTANZA, Giorgio. Analysis of the variation of costs for sewage sludge transport, recovery and disposal in Northern Italy: a recent survey (2015–2021). **Water Science & Technology**, v. 85, n. 4, p. 1167–1178, 2022. DOI: <https://doi.org/10.2166/wst.2022.029>.

EMBRAPA SOLOS. **Manual de métodos de análise de solo**. 2. ed. rev. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2011. 230 p.

EMBRAPA - EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Efeito de aplicações de lodos de esgoto sobre os teores de metais pesados em folhas e grãos de milho.** Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2006.

EMBRAPA - EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Uso agrícola do lodo de esgoto: potencialidades e limitações.** Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2006. (Documentos técnicos, 58).

FAHR, Mouna; LAPLAZE, Laurent; BHOJWANI, Sant; DOUMAS, Patrick. Effect of lead on root growth. **Frontiers in Plant Science**, v. 4, art. 175, p. 1–11, 2013. DOI: <https://doi.org/10.3389/fpls.2013.00175>.

FENG, Jing; WANG, Ying; LIU, Xiaoming; ZHANG, Wei; CHEN, Qiang. Assessing metal contamination and speciation in sewage sludge: implications for soil application and environmental risk. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 22, n. 1, p. 1–25, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11157-023-09642-1>.

FERRENTINO, Roberta; MERZARI, Francesco; FOLLADOR, Michela; ZUCCATO, Enrico; FRANCHI, Andrea; ANDREOTTOLA, Gianni. Full-scale sewage sludge reduction technologies. **Water**, v. 15, n. 4, art. 615, p. 1–24, 2023. DOI: <https://doi.org/10.3390/w15040615>.

FRANCHINI, Julio Cezar; DEBIASI, Henrique; WRUCK, Flavio Jesus; SKORUPA, Ladislau Araújo; WYNGAARD, Nicolas; BALBINO, Luiz Carlos. Integração lavoura-pecuária: alternativa sustentável para a produção agrícola na região do Cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 47, n. 9, p. 1259–1271, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2012000900008>.

FREDDI, Lucas de Assis. Riscos associados à aplicação do lodo de esgoto na agricultura. **Anais ANAP Brasil**, v. 12, n. 2, p. 90–98, 2019. DOI: <https://doi.org/10.17271/1984324012220192083>.

FYTILI, Dira; ZABANIOTOU, Anastasia. Utilization of sewage sludge in EU: application of old and new methods – a review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 12, n. 1, p. 116–140, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2006.05.014>.

GEISSDOERFER, Martin; SAVAGET, Paulo; BOCKEN, Nancy M. P.; HULTINK, Erik Jan. The circular economy: a new sustainability paradigm? **Journal of Cleaner Production**, v. 143, p. 757–768, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.12.048>.

GIWA, Abdulmoseen Segun; XU, Xiaoting; MEMON, Fayyaz Ali; SHENG, Lu; CHANG, Yuyu; LU, Yihua. Advances in sewage sludge application and treatment: Process integration of plasma pyrolysis and anaerobic digestion. **Heliyon**, v. 9, n. 9, art. e19765, p. 1–15, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e19765>.

GOMES, Sarah Brelaz Vieira; NASCIMENTO, Clístenes Williams Araújo do; BIONDI, Caroline Miranda; ACCIOLY, Alistair M. de Alvarenga. Distribuição de metais pesados em plantas de milho cultivadas em Argissolo tratado com lodo de esgoto. **Ciência Rural**, v. 36, n. 6, p. 1689–1695, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0103-84782006000600004>.

GROBELAK, Anna; PRASAD, M. N. V.; CACERES, Rocio; KACPRZAK, Malgorzata; GROBELAK, Michal. Environmental impacts and contaminants management in sewage sludge: a review. **Energies**, v. 17, n. 3, art. 550, p. 550–575, 2024. DOI: <https://doi.org/10.3390/en17030550>.

GUBEL, Ana Julia Mendonça; SILVA, João Pedro; PEREIRA, Maria Clara; ALMEIDA, Lucas. Aplicação de biossólidos na agricultura como alternativa para a gestão do lodo proveniente das estações de tratamento de águas residuais. **Revista de Gestão Ambiental e Sustentabilidade**, v. 13, n. 1, p. 1–18, 2024.

GUIMARÃES, Juliana Caroni Silva; CORDEIRO, Juni; VITORINO, Diego Carlos Ferreira Rosa. Utilização do lodo de esgoto na agricultura: uma análise cienciométrica. **Research, Society and Development**, v. 7, n. 9, art. e479391, p. 1–18, 2018. DOI: <https://doi.org/10.20985/1980-5160.2018.v13n2.1384>.

HASAN, Tafsir; RAHMAN, Md. Mostafizur; ISLAM, Md. Saiful; AHMED, Shafi M.; KHAN, Raisul. Assessment of Heavy Metal Contamination and Associated Risks in Fish Feed and Pond-Cultured Fish. **Food Control**, v. 168, art. 111775, p. 1–12, 2025. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foodcont.2024.111775>.

HOANG, S. Aook; BOLAN, Nanthi; MADANAYAKE, Brijesh; TIAN, Lei; WU, Qing; WANG, Hailong. Treatment processes to eliminate potential environmental hazards and restore agronomic value of sewage sludge: a review. **Environmental Pollution**, v. 293, art. 118564, p. 1–16, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118564>.

HUANG, Yun; ZHANG, Ming; LI, Xia; WANG, Peng; CHEN, Tao. Distribution and health risk assessment of heavy metals in the soil and tea of the Yangai tea farm. **Applied Soil Ecology**, v. 217, art. 106582, p. 1–11, 2026. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2025.106582>.

KALAVROUZOTIS, Ioannis K.; KOUKOULAKIS, Panagiotis. Wastewater and sludge reuse management in agriculture. **EQA – International Journal of Environmental Quality**, v. 18, p. 1–18, 2015. DOI: <https://doi.org/10.6092/issn.2281-4485/5431>.

KABATA-PENDIAS, Alina. **Trace elements in soils and plants**. 3. ed. Boca Raton: CRC Press, 2000. 432 p.

KAUR, Harmanjit; GARG, Neera. Zinc toxicity in plants: a review. **Planta**, v. 253, n. 6, art. 129, p. 1–28, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00425-021-03642-z>.

KHAN, Shafaqat; CAO, Qing; ZHENG, Yuan M.; HUANG, Yi Z.; ZHU, Yong G. Soil and vegetables enrichment with heavy metals from geological sources in Gilgit, northern Pakistan. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 73, n. 7, p. 1820–1827, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2010.08.016>.

KOMINKO, Halyna; GORAZDA, Katarzyna; WZOREK, Zbigniew. Sewage sludge: a review of its risks and circular raw material potential. **Journal of Water Process Engineering**, v. 63, art. 105522, p. 1–19, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2024.105522>.

LI, Peng; ZHAO, Hu; CHENG, Chen; HOU, Tao; SHEN, De; JIAO, Yu. A review on anaerobic co-digestion of sewage sludge with other organic wastes for methane production: mechanism, process, improvement and industrial application. **Biomass and Bioenergy**, v. 185, art. 107241, p. 1–14, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2024.107241>.

LIN, Feng; WANG, Xia; ZHANG, Ying; LIU, Hu; CHEN, Jian. Recent progress in heavy metal extraction by supercritical CO₂ fluids. **Industrial & Engineering Chemistry Research**, v. 53, n. 5, p. 1866–1877, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1021/ie403623d>.

LOBO, Thomaz Figueiredo; LAMBERT, Roberto Ananias; GRASSI FILHO, Hélio. Doses de lodo de esgoto na fertilidade do solo após a colheita do girassol. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 9, n. 1, p. 15–22, 2014. DOI: <https://doi.org/10.5039/agraria.v9i1a3311>.

MAGALHÃES, Maria Osvalda Leite; SOBRINHO, Nelson Moura Brasil do Amaral; ZONTA, Everaldo; LIMA, Lúcia Helena da Silva; PAIVA, Fabiano de Souza Diniz. Mobilidade de bário em solo tratado com sulfato de bário sob condição de oxidação e redução. **Química Nova**, v. 34, n. 9, p. 1544–1549, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-40422011000900012>.

MALAVOLTA, Eurípedes; VITTI, Godofredo Cesar; OLIVEIRA, Sebastião Alberto de. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações**. 2. ed. Piracicaba: POTAFOS, 1997. 319 p.

MATEO-SAGASTA, Javier; MEDLICOTT, Kate; QADIR, Manzoor. **Turning contaminants into resource: The global assessment on wastewater reuse in agriculture**. Rome: FAO/IWMI, 2017. 114 p.

MEHRA, O. P.; JACKSON, M. L. Iron oxide removal from soils and clays by a dithionite citrate system buffered with sodium bicarbonate. **Clays and Clay Minerals**, v. 7, n. 1, p. 317–327, 1960. DOI: <https://doi.org/10.1346/CCMN.1958.0070122>.

MELO, Wanderley José de; HIGASHIKAWA, Fabio Satoshi; SILVA, Maria Luiza; MELO, Gabriel Maurício Peruca de; MARQUES, Maria Aparecida. Agricultural use of sewage sludge in Brazil: Potential and limitations. **Scientia Agricola**, v. 75, n. 4, p. 320–330, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1590/1678-992x-2016-0490>.

MELO, Wanderley José de; AGOSTINHO, Stella Maria Martins; MELO, Gabriel Maurício Peruca de; MARQUES, Maria Aparecida. Efeito de doses sucessivas de lodo de esgoto em Latossolo e na absorção de metais pesados por plantas de milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, n. 1, p. 177–185, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832007000100018>.

MERLINO, Luciana Maria da Costa Silva; MELO, Wanderley José de; MACEDO, Fabrício Tomaz; GUEDES, Ana Carolina Telles do Patrocínio; RIBEIRO, Marilúcia Henrique; MELO, Valéria Peruca de; MELO, Gabriel Maurício Peruca de. Barium, cadmium, chromium and lead in maize plants and in an oxisol after eleven years of sewage sludge applications. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 6, p. 2031–2039, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832010000600027>.

MOLAEY, Rahim; MOAFI, Sajjad; ZANGENEH, Mohammad; SARRAFZADEH, Mohammad Hossein; ZAREI, Mahmoud. Sustainable heavy metal removal from sewage

sludge: A review of bioleaching and other emerging technologies. **Science of The Total Environment**, v. 955, art. 177020, p. 1–17, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.177020>.

MUHAMMAD, Said; SHAH, Mohammad Tahir; KHAN, Shafaqat. Health risk assessment of heavy metals in drinking water of Kohistan region. **Microchemical Journal**, v. 98, n. 2, p. 334–343, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.microc.2011.03.003>.

NOGUEIRA, Thiago Assis Rodrigues; MELO, Wanderley José de; FONSECA, Ismael Moreno; MARQUES, Maria Aparecida; HE, Zhenli. Barium uptake by maize plants as affected by sewage sludge in a long-term field study. **Journal of Hazardous Materials**, v. 181, n. 1–3, p. 1148–1157, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.05.138>.

NOUR, Hamdy E.; ALJAHDALI, Mohammed H. Ecological and health risk assessment of Sharm El-sheikh beach sediments, Red Sea coast. **Marine Pollution Bulletin**, v. 212, art. 117577, p. 1–13, 2025. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2025.117577>.

OLIVEIRA, Fernando Carvalho; MATTIAZZO, Maria Emília. Metais pesados em Latossolo tratado com lodo de esgoto e em plantas de cana-de-açúcar. **Scientia Agricola**, v. 58, n. 3, p. 581–593, 2001. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0103-90162001000300022>.

OLIVEIRA, Raquel Lima. Viabilidade do lodo de esgoto na agricultura. **Exatas & Engenharias**, v. 7, n. 17, p. 1–12, 2017. DOI: <https://doi.org/10.15210/ee.v7i17.11200>.

PACHECO, Leandro Pereira; PIRES, Fábio Ribeiro; MONTEIRO, Fagner Pereira; SOUSA, Sérgio Alves de; SILVA, Guilherme Pimentel da; ASSIS, Renato Lara de; CARMO, Marly Alves do; PETTER, Fabiano André. Produção de fitomassa e acúmulo de nutrientes por plantas de cobertura no cerrado. **Bragantia**, v. 70, n. 3, p. 578–586, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0006-87052011000300012>.

PEDROSA, Manoel Victor Borges; SILVA, Lucas Ramos da; SOUZA, Mariana Fernandes de; ALMEIDA, Carlos Eduardo. Biossólido de lodo de esgoto na agricultura: desafios e perspectivas. **Revista Agrogeoambiental**, v. 9, n. 4, p. 125–142, 2017. DOI: <https://doi.org/10.18406/2316-1817v9n420171025>.

QADIR, Manzoor; DRECHSEL, Pay; JIMÉNEZ-CISNEROS, Blanca; KIM, Yeong; PRAMANIK, Ania; AGRAWAL, Anupam. Global and regional potential of wastewater as a water, nutrient and energy source. **Natural Resources Forum**, v. 44, n. 1, p. 40–51, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1111/1477-8947.12187>.

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing, 2023.

RAIJ, Bernardo van; ANDRADE, José Carlos de; CANTARELLA, Heitor; QUAGGIO, José Antonio. **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas: Instituto Agrônômico, 2001. 285 p.

RASHID, Muhammad Haroon; KHAN, Muhammad Shahid; HASSAN, Mohammad. Evaluation of toxic metals in agricultural soils under long-term wastewater irrigation.

Agricultural Water Management, v. 278, art. 108150, p. 1–10, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2023.108150>.

ROCHA, Fernando; RATOLA, Nuno; HOMEM, Vera. Heavy metal(loid)s and nutrients in sewage sludge in Portugal: suitability for agriculture. **Science of the Total Environment**, v. 964, art. 178595, p. 1–12, 2025. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.178595>.

RORAT, Agnieszka; VANDENBULCKE, Franck; GROBELAK, Anna; KACPRZAK, Malgorzata. Sanitary and environmental aspects of sewage sludge management. In: PRADO, Marcos (ed.). **Industrial and Municipal Sludge: Emerging Concerns and Scope for Resource Recovery**. [S. l.]: Elsevier, 2019. p. 155–180. DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-815907-1.00008-8>.

SABBAHI, Souad; BOUZIDI, Abdellatif; BERRADA, Rajae; BENNANI, Mounia; HASSANI, Ali. Parasitological assessment of sewage sludge samples for agricultural reuse. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 19, n. 3, art. 1657, p. 1–12, 2022. DOI: <https://doi.org/10.3390/ijerph19031657>.

SÁNCHEZ-MONEDERO, Miguel Angel; ROIG, Asunción; CEGARRA, Juan; BERNAL, María Pilar. Effects of the aeration system on the humification of organic matter during composting. **Waste Management**, v. 24, n. 4, p. 401–412, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2003.09.003>.

SCHEEREN, Luana Wirti; SANTI, Antônio Luis; CHERUBIN, Maurício Roberto; EITELWEIN, Mateus Tonini. Long-term effects of sewage sludge application on trace metal accumulation in soil and grain production under no-tillage. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 27, n. 12, p. 13540–13552, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-020-07923-9>.

SHAHRIAR, S. M. Sayem; ALIM, Abdul; RAHMAN, Md. Mizanur; ISLAM, Md. Saiful; HASAN, Md. Mehedi. Assessment of heavy metal content in chicken eggs and evaluating associated health risks. **Journal of Scientific Research**, v. 17, n. 1, p. 273–286, 2025. DOI: <https://doi.org/10.3329/jsr.v17i1.71234>.

SÖRME, Lina; LAGERKVIST, Rebecka. Sources of heavy metals in urban wastewater in Stockholm. **Science of the Total Environment**, v. 298, n. 1-3, p. 131–145, 2002. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(02\)00197-3](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(02)00197-3).

TCHOUNWOU, Paul B.; YEDJOU, Clement G.; PATLOLA, Anita K.; SUTTON, Dwayne J. Heavy metal toxicity and the environment. In: LUCH, Andreas (ed.). **Molecular, Clinical and Environmental Toxicology**: v. 3: Environmental Toxicology. Basel: Springer, 2012. p. 133–164. DOI: https://doi.org/10.1007/978-3-7643-8340-4_6.

TEIXEIRA, Paulo César; DONAGEMMA, Guilherme Kangussu; FONTANA, Ademir; TEIXEIRA, Wenceslau Geraldes (ed.). **Manual de métodos de análise de solo**. 3. ed. rev. e ampl. Brasília, DF: Embrapa, 2017. 573 p.

UDDIN, Saif; AL-GHADBAN, Abdul Nabi; AL-EBRAHIM, Moustafa; SAFAR, Abrar. Sewage sludge as soil amendment in arid soils - A trace metal, nutrient and trace organics

perspective. **Emerging Contaminants**, v. 11, n. 1, art. 100420, p. 1–10, 2025. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.emcon.2024.100420>.

USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Method 6010C: Inductively coupled plasma–atomic emission spectrometry. *In*: **SW-846**: Test methods for evaluating solid waste: physical/chemical methods. Washington, DC: USEPA, 2007.

WANG, Jing; LIU, Xia; ZHANG, Chen; CHEN, Zhou; LIN, Wei. Trophic transfer and potential human health risk assessment of heavy metals in food web from waters adjacent to Yanpu Bay, China. **Marine Pollution Bulletin**, v. 222, art. 118646, p. 1–14, 2026. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2025.118646>.

WITKOWSKA, Daria; SŁOWIK, Joanna; CHILICKA, Kinga. Heavy metals and human health. **Molecules**, v. 26, n. 21, art. 6060, p. 1–16, 2021. DOI: <https://doi.org/10.3390/molecules26216060>.

ZAGUI, Guilherme Sgobbi; LOPES, Bruna Fátima; SILVA, Fernando José; CORRÊA, Thais de Oliveira; SOUZA, Fabiana Regina. A sustainable approach to helminth eggs concentrations removal in sewage sludge from biological wastewater treatment: A Brazilian case study. **Waste Management Bulletin**, v. 3, art. 100232, p. 1–10, 2025. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wmb.2024.100232>.

ZHOU, Jun; WANG, Peng; LIU, Xiaoming; CHEN, Tao; ZHANG, Wei. A new criterion for the health risk assessment of Se and Pb exposure to residents near a smelter. **Environmental Pollution**, v. 244, p. 218–227, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.023>.