



UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA
INSTITUTO DE BIOLOGIA - UBERLÂNDIA



**PROGRAMA DE POS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA (ECOLOGIA,
CONSERVAÇÃO E BIODIVERSIDADE)**

**REAPROVEITAMENTO DO LODO DE ESGOTO SANITÁRIO
EM SOLO DO CERRADO: EFEITOS ECOTOXICOLÓGICOS
EM PLANTAS**

CAIO RODRIGUES MALUF

Uberlândia - MG

2024



UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA
INSTITUTO DE BIOLOGIA - UBERLÂNDIA



CAIO RODRIGUES MALUF

**REAPROVEITAMENTO DO LODO DE ESGOTO SANITÁRIO EM
SOLO DO CERRADO: EFEITOS ECOTOXICOLÓGICOS EM
PLANTAS**

Dissertação de mestrado apresentada à
Universidade Federal de Uberlândia, como
parte das exigências para a obtenção do título
de mestre em Ecologia (Ecologia,
Conservação e Biodiversidade).

Orientadora: Profa. Dra. Jeamylle Nilin

UBERLÂNDIA - MG

2024



Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Sistema de Bibliotecas da UFU, MG, Brasil.

M261L 2023 Maluf, Caio Rodrigues, 1995-
Reaproveitamento do lodo de esgoto sanitário em solo do cerrado [recurso eletrônico] : efeitos ecotoxicológicos em plantas / Caio Rodrigues Maluf. - 2023.

Orientadora: Jeanylle Nilin Gonçalves.
(mestrado) - Universidade Federal de Uberlândia, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Biodiversidade
Modo de acesso: Internet.
Disponível em: <http://doi.org/10.14393/ufu.di.2023.7133>
Inclui bibliografia.
Inclui ilustrações.

1. Ecologia. I. Gonçalves, Jeanylle Nilin, 1982-, (Orient.). II. Universidade Federal de Uberlândia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Biodiversidade. III. Título.

CDU: 574



ATA DE DEFESA - PÓS-GRADUAÇÃO

Programa de Pós-Graduação em:	Ecologia, Conservação e Biodiversidade				
Defesa de:	Dissertação de Mestrado Acadêmico, número 340, PPGEGB				
Data:	trinta de janeiro de dois mil e vinte e quatro	Hora de início:	09:00	Hora de encerramento:	11:10
Matrícula do Discente:	12122ECR003				
Nome do Discente:	Caio Rodrigues Maluf				
Título do Trabalho:	Reaproveitamento do Lodo de Esgoto Sanitário de Uberlândia em solo do Cerrado: efeitos ecotoxicológicos em plantas				
Área de concentração:	Ecologia				
Linha de pesquisa:	Ecologia aplicada e conservação				
Projeto de Pesquisa de vinculação:	Avaliação da qualidade ambiental em ecossistemas aquáticos: ecotoxicologia, manejo de resíduos e estratégias de conservação				

Reuniu-se por videoconferência a Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-graduação em Ecologia, Conservação e Biodiversidade assim composta pelos doutores: Robson José de Oliveira Junior - UFU; Livia Pitombeira de Figueirêdo - UFG e Jeanylle Nilin Gonçalves - INBIO/UFU, orientador(a) do(a) candidato(a).

Iniciando os trabalhos o(a) presidente da mesa, Dr(a). Jeanylle Nilin Gonçalves, apresentou a Comissão Examinadora e o(a) candidato(a), agradeceu a presença do público e concedeu ao(à) Discente a palavra para a exposição do seu trabalho. A duração da apresentação do(a) Discente e o tempo de arguição e resposta foram conforme as normas do Programa.

A seguir o(a) senhor(a) presidente concedeu a palavra, pela ordem sucessivamente, aos(às) examinadores(as), que passaram a arguir o(a) candidato(a). Ultimada a arguição, que se desenvolveu dentro dos termos regimentais, a Banca, em sessão secreta, atribuiu o resultado final, considerando o(a) candidato(a):

Aprovado.

Esta defesa faz parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre.

O competente diploma será expedido após cumprimento dos demais requisitos, conforme as normas do Programa, a legislação pertinente e a regulamentação interna da UFU.

Nada mais havendo a tratar foram encerrados os trabalhos. Foi lavrada a presente ata que após lida e achada conforme foi assinada pela Banca Examinadora.



Documento assinado eletronicamente por **Jeamylle Nilin Gonçalves**, **Professor(a) do Magistério Superior**, em 06/02/2024, às 08:43, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Livia Pitombeira de Figueirêdo**, **Usuário Externo**, em 06/02/2024, às 09:09, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Robson José de Oliveira Junior**, **Professor(a) do Magistério Superior**, em 19/02/2024, às 16:19, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site https://www.sei.ufu.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **5104673** e o código CRC **7CE80571**.

CAIO RODRIGUES MALUF

**REAPROVEITAMENTO DO LODO DE ESGOTO SANITÁRIO EM
SOLO DO CERRADO: EFEITOS ECOTOXICOLÓGICOS EM
PLANTAS**

Dissertação de mestrado apresentada à
Universidade Federal de Uberlândia, como parte
das exigências para a obtenção do título de mestre
em Ecologia (Ecologia, Conservação e
Biodiversidade).

Orientadora: Profa. Dra. Jeamylle Nilin

Uberlândia. 30 de Janeiro de 2024

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dra. Jeamylle Nilin

Prof. Dr. Robson José de Oliveira Júnior

Prof. Dra. Livia Pitombeira Figueirêdo

*Dedico este trabalho à minha família,
por todo amor, apoio e compreensão.*

AGRADECIMENTOS

Gratidão é a palavra que define o desenvolvimento deste trabalho. Sou grato por todo o conhecimento adquirido ao longo do projeto e a cada uma das pessoas que cruzaram meu caminho nesta jornada de aprendizado. A humildade de ouvir conselhos, refletir sobre novos pontos de vista e aprender com isso nos leva a evolução, por tudo isso e para todos, muito obrigado.

A Deus, por me dar saúde e condições para que eu possa trabalhar a cada dia e seguir sempre em frente em busca da evolução como pessoa e como profissional.

À minha família e minha mulher pelo apoio, compreensão e paciência em todos os momentos de minha ausência, sem vocês eu jamais teria conseguido.

À minha orientadora Profa. Dra. Jeanylle Nilin Gonçalves, por me acolher e por ter a paciência de me guiar ao longo da jornada e por cada um dos meus erros.

À Profa. Dra. Maria Aparecida Marin Morales, por auxiliar com muito carinho ao longo de toda a execução do experimento.

Ao Prof. Dr. Robson de Oliveira, por compartilhar a infraestrutura do laboratório, materiais e treinamento para a execução do experimento.

Às minhas colegas do LEATOX, Bianca Gonçalves e Maria Gabriela por todo o apoio na execução do trabalho, desde o princípio e mesmo nos momentos mais difíceis.

Às minhas colegas do CITOGEN, Clara e Mariana pelo apoio em todas as montagens de citogenética do experimento.

Ao Dr. Jader de Oliveira e ao DMAE, pelo fornecimento das amostras utilizadas no experimento e pelo esclarecimento de todas minhas dúvidas ao longo do processo.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) pelo apoio ao desenvolvimento do trabalho.

À Universidade Federal de Uberlândia – UFU, ao Programa de Pós-graduação em Ecologia, Conservação e Biodiversidade – PPGEGB e a secretária do PPGEGB, Juliana, por todo apoio ao longo de todos os desafios do projeto.

Este trabalho só foi concluído pelo apoio, direto ou indireto, de todos os aqui citados, desta forma, mais uma vez, meu sincero muito obrigado!

*"A ciência e a religião são as duas asas que nos elevam
às alturas da contemplação e compreensão."*

– Khalil Gibran.

RESUMO

A utilização de recursos naturais tem acompanhado de forma direta o crescimento populacional e, desta forma, manter a vida moderna depende diversas cadeias produtivas que continuamente consomem recursos para garantir o suprimento dos produtos e serviços demandados pela sociedade. Neste contexto, a cadeia de processos do saneamento básico, que garante o tratamento dos efluentes domésticos para segura devolução ao meio ambiente, acaba por gerar um resíduo conhecido como lodo de esgoto (LE), o qual é comumente descartado nos aterros sanitários como um passivo ambiental de alta relevância, apesar de ter o potencial para reaproveitamento desde que submetido aos devidos processos de estabilização. Avaliar os efeitos ecotoxicológicos do lodo de esgoto (LE) da Estação de Tratamento de Esgoto Uberabinha do município de Uberlândia – Minas Gerais, visando seu potencial de causar impactos negativos no meio ambiente e a possibilidade de reaproveitamento. Foi visto tanto o potencial do LE de causar impactos negativos no meio ambiente quanto o de reaproveitamento de reaproveitamento como insumo agrícola, neste contexto, também foram avaliados os processos de redução da toxicidade deste resíduo a partir da estabilização química (EQ) com a cal hidratada (CaOH_2), a partir da atenuação natural (AN) e da fitorremediação utilizando cedro rosa (*Cedrela fissilis*), uma espécie nativa do cerrado. Com estes processos, foi possível observar que a EQ, apesar de já ter eficácia comprovada para estabilização visando fins agrícolas, é um processo que pode levar a efeitos secundários de toxicidade nos bioensaios com sementes de alface (*Lactuca sativa*) e cebola (*Allium cepa*), assim como a fitorremediação, devido às interações físico-químicas e biológicas que ocorrem no solo rizosférico, o que leva a necessidade de monitoramento e acompanhamento da curva de toxicidade do resíduo ao longo do tempo, utilizando indicadores químicos e biológicos. Quanto ao processo de AN utilizado, foi suficiente para atenuação da toxicidade do LE para que não mais causasse efeitos nos indicadores de fitotoxicidade, citotoxicidade, genotoxicidade e mutagenicidade das espécies utilizadas. A busca por alternativas de manejo do LE é uma atividade extremamente importante, mas deve ser levada sempre com cautela, tendo em vista os efeitos de longo prazo que podem decorrer da aplicação para quaisquer fins, inerentes as características altamente variáveis de sua composição, que demandam acompanhamento e monitoramento constantes para o sucesso no reaproveitamento.

PALAVRAS-CHAVE: Saneamento, lodo de esgoto, toxicidade, estabilização, bioensaios, reaproveitamento.

ABSTRACT

The use of natural resources has directly accompanied population growth, and as a result, sustaining modern life depends on various production chains that continuously consume resources to ensure the supply of products and services demanded by society. In this context, the basic sanitation process, which ensures the treatment of domestic effluents for safe return to the environment, generates a residue known as sewage sludge (SS). This residue is commonly disposed of in landfills, posing a significant environmental liability, despite its potential for reuse when subjected to proper stabilization processes. The aim of this study is to evaluate the ecotoxicological effects of sewage sludge (SS) from the Uberabinha Sewage Treatment Plant in the city of Uberlândia, Minas Gerais, assessing its potential to cause negative impacts on the environment and the possibility of reuse as an agricultural input. Both the potential of SS to cause negative environmental impacts and its potential for reuse as an agricultural input were observed. In this context, the processes of reducing the toxicity of this residue through chemical stabilization (CS) with hydrated lime (CaOH_2), natural attenuation (NA), and phytoremediation using cedar rose (*Cedrela fissilis*), a native cerrado species, were also evaluated. Through these processes, it was observed that CS, despite its proven effectiveness for stabilization for agricultural purposes, can lead to secondary toxicity effects in bioassays with lettuce (*Lactuca sativa*) and onion (*Allium cepa*) seeds, as well as phytoremediation, due to the physicochemical and biological interactions occurring in the rhizospheric soil. This emphasizes the need for continuous monitoring of the toxicity curve of the residue over time using chemical and biological indicators. As for the NA process, it was sufficient for attenuating the toxicity of SS, preventing it from causing effects on phytotoxicity, cytotoxicity, genotoxicity, and mutagenicity indicators of the species used. The search for alternatives in SS management is crucial but should always be approached with caution, considering the long-term effects that may result from its application for any purpose. The highly variable characteristics of its composition require constant monitoring and follow-up for successful reuse.

KEYWORDS: Sanitation, sewage sludge, toxicity, stabilization, bioassays, reuse.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Tratamento primário do efluente sanitário em uma estação de tratamento de esgoto (ETE) do modelo de reatores anaeróbicos de fluxo ascendente (RAFA).....	20
Figura 2 - Tratamento secundário do efluente sanitário em uma estação de tratamento de esgoto (ETE) do modelo de reatores anaeróbicos de fluxo ascendente (RAFA).....	21
Figura 3 - Percentual de germinação de alface (<i>Lactuca sativa</i>) para o controle e exposições de solo, lodo de esgoto (LE), lodo de esgoto estabilizado (LEE), solo + LE e solo + LEE, em T0 e T90. * Diferença significativa ($p < 0,05$) para o controle T0 dias / ** Diferença significativa ($p < 0,05$) para o controle T90 / # LE não foi avaliado em T90 dias.....	34
Figura 4 - Crescimento do hipocótilo e da radícula da alface (<i>Lactuca. sativa</i>) para o controle e para as exposições com solo, lodo de esgoto (LE), lodo de esgoto estabilizado (LEE), solo + LE e solo + LEE, em T0 e T90. * Diferença significativa ($p < 0,05$) para o controle T0 dias / ** Diferença significativa ($p < 0,05$) para o controle T90 dias / # LE não foi avaliado em T90 dias.....	36
Figura 5 - Células meristemáticas de cebola (<i>Allium cepa</i>) observadas em microscopia óptica em aumento de 400 vezes. [I]: Interfase normal; [I1]: Interfase com micrócito; [I2]: Interfase com broto nuclear; [I3]: Interfase com micronúcleo; [P]: Prófase normal; [M]: Metáfase normal; [M1]: Metáfase poliploide; [M2]: C-metáfase; [M3]: C-metáfase com quebra cromossômica; [A]: Anáfase normal; [A1]: Anáfase com perda cromossômica; [A2]: Anáfase com ponte cromossômica; [T]: Telófase normal; [T1]: Telófase com ponte cromossômica.....	39
Figura 6 - Germinação (%) das sementes de alface (<i>Lactuca sativa</i>) germinadas no controle com água ultrapura e nos elutriatos de solo, lodo de esgoto estabilizado (LEE), solo + LE (1:1) e solo + LEE (1:1) após 90 dias de fitorremediação com Cedro Rosa (<i>Cedrella fissilis</i>)......	56
Figura 7 - Comprimento dos hipocótilos [A] e das radículas [B] das plântulas de alface (<i>Lactuca sativa</i>) germinadas no controle com água ultrapura e nos elutriatos de solo, lodo de esgoto estabilizado (LEE), solo + LE (1:1) e solo + LEE (1:1), após 90 dias de fitorremediação com Cedro Rosa (<i>Cedrella fissilis</i>)......	57

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Caracterização da amostra bruta de LE da ETE Uberabinha de Uberlândia – Minas Gerais, Brasil, em comparação aos limites legais máximos, nacionais e internacionais, estabelecidos para utilização como insumo para o solo.	32
Tabela 2 - Análise de granulometria (argila, silte, areia), condutividade elétrica (CE), matéria orgânica (MO) e carbono orgânico (CO) das amostras de solo, lodo de esgoto (LE), lodo de esgoto estabilizado (LEE), solo + LE e solo + LEE.....	33
Tabela 3 – Análise de pH, sólidos totais (ST) e condutividade elétrica (σ) das amostras de solo, lodo de esgoto (LE), lodo de esgoto estabilizado (LEE), solo + LE e solo + LEE, no tempo 0 dias (T0) e tempo 90 dias (T90) do experimento. **O LE não foi avaliado de forma isolada em T90.....	34
Tabela 4 - Análise das células meristemáticas de cebola (<i>A. cepa</i>) nos controles negativo e positivo, respectivamente água ultrapura e metilmetano sulfonato (MMS) e nas exposições com solo, lodo de esgoto (LE), lodo de esgoto estabilizado (LEE), solo + LE e solo + LEE, a partir da quantificação de células em processo de divisão, representada pelo índice mitótico (IM), pela quantificação de células com aberrações cromossômicas (AC), representada pela genotoxicidade e pela quantificação de células com micronúcleos (MN), representada pela mutagenicidade, para o tempo 0 dias (T0) e tempo 90 dias (T90) do experimento. * Diferença significativa ($p < 0,05$) para o controle.....	38
Tabela 5 - Quantificação dos principais metais presentes no lodo de esgoto (LE), considerando a amostra deste trabalho e de outras estações de tratamento de esgoto ETEs, tanto do Brasil (ABREU-JUNIOR et al., 2019; SIQUEIRA et al., 2019), quanto do Líbano (ROMANOS et al., 2019), China (WANG et al., 2019), Japão (CHEN et al., 2021) e Alemanha (MAYER; BHANDARI; GÄTH, 2021).....	42
Tabela 6 - Desenvolvimento das mudas de <i>Cedrela fissilis</i> após 90 dias de exposição em solo, lodo de esgoto estabilizado (LEE), solo + lodo de esgoto (LE) e solo + LEE, considerando comprimento (mm) e diâmetro (mm) do caule, peso seco da raiz (mg), caule (mg) e folhas (mg). [T0] representa as médias dos valores no momento do plantio das mudas. * $p < 0,05$ para o solo.	55
Tabela 7 - Taxas de crescimento considerando, crescimento do caule (CC), crescimento do diâmetro (CD), ganho no peso seco da raiz (GPR), ganho no peso seco do caule (GPC) e ganho no peso seco da folha (GPF) em relação às mudas plantadas no solo. [T0] é a referência em	

relação às médias dos valores no momento do plantio das mudas. [S90] é a referência às médias dos valores obtidos na exposição do solo controle ao final dos 90 dias do experimento. * $p < 0,05$ para o solo.....55

Tabela 8 - Análise das células meristemáticas de cebola (*Allium cepa*) nos controles negativo e positivo, respectivamente água ultrapura e metilmetano sulfonato (MMS), e nas exposições com solo, lodo de esgoto (LE), lodo de esgoto estabilizado (LEE), solo + LE e solo + LEE, a partir da quantificação de células em processo de divisão, representada pelo índice mitótico (IM), pela quantificação de células com aberrações cromossômicas (AC), representada pela genotoxicidade e pela quantificação de células com micronúcleos (MN), representada pela mutagenicidade. * Diferença significativa ($p < 0,05$) para o controle.58

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AC – Aberrações cromossômicas

AN – Aberrações nucleares

ANOVA – Análise de variância

BOD – Demanda bioquímica de oxigênio

CN – Controle negativo

CP – Controle positivo

GT – Genotoxicidade

ISO – International Organization of Standardization

IM – Índice mitótico

LE – Lodo de esgoto

LEE – Lodo de esgoto estabilizado

MG – Mutagenicidade

µg – Microgramas

mg – Miligramas

mL – Mililitros

MMS – Metil-metanosulfonato

MN – Micronúcleo

pH – Potencial hidrogeniônico

S+LE – Mistura de solo com lodo de esgoto (1:1 – v:v)

S+LEE – Mistura de solo com lodo de esgoto estabilizado (1:1 – v:v)

USEPA – U.S. Environmental Protection Agency

Sumário

1. CONTEXTO GERAL	19
2. OBJETIVOS	24
2.1. OBJETIVO GERAL	24
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	24
CAPÍTULO 1 – TOXICIDADE DO LODO DE ESGOTO DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO – ETE UBERABINHA DE UBERLÂNDIA – MG, IN NATURA, ESTABILIZADO COM CAL HIDRATADA E SUBMETIDO A ATENUAÇÃO NATURAL, A PARTIR DE BIOENSAIOS COM SEMENTES DE <i>LACTUCA SATIVA</i> E <i>ALLIUM CEPA</i>.	25
1. INTRODUÇÃO	26
2. MATERIAIS E MÉTODOS.....	28
2.1. COLETAS E PREPARO DE AMOSTRAS	28
2.2. CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DAS AMOSTRAS	28
2.3. ELUTRIATOS.....	29
2.4. TESTE DE GERMINAÇÃO E INIBIÇÃO DO CRESCIMENTO COM <i>LACTUCA SATIVA</i>	29
2.5. TESTE DE POTENCIAL CITOGENOTÓXICO E MUTAGÊNICO COM <i>ALLIUM CEPA</i>	30
2.6. ANÁLISE DE DADOS	31
3. RESULTADOS	32
3.1. CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DAS AMOSTRAS	32
3.2. CARACTERIZAÇÃO DOS ELUTRIATOS DAS AMOSTRAS	33
3.3. TESTE DE GERMINAÇÃO E INIBIÇÃO DO CRESCIMENTO COM <i>LACTUCA SATIVA</i>	34
3.4. TESTE DE POTENCIAL CITOGENOTÓXICO E MUTAGÊNICO COM <i>ALLIUM CEPA</i>	36
4. DISCUSSÃO	40
5. CONCLUSÃO.....	47
CAPÍTULO 2 – POTENCIAL USO DO LODO DE ESGOTO DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO – ETE UBERABINHA DE UBERLÂNDIA – MG, NA RECUPERAÇÃO DE SOLOS DEGRADADOS DO CERRADO, A PARTIR DO DESENVOLVIMENTO DE MUDAS DE CEDRO ROSA (<i>CEDRELA FISSILIS</i>).	49
1. INTRODUÇÃO	50
2. MATERIAIS E MÉTODOS	51
2.1. DESENVOLVIMENTO DE MUDAS DE CEDRO ROSA (<i>CEDRELA FISSILIS</i>)	51
2.2. BIOENSAIOS COM SEMENTES DE ALFACE (<i>LACTUCA SATIVA</i>) E CEBOLA <i>ALLIUM CEPA</i>	52
2.3. ANÁLISE DOS DADOS	52
3. RESULTADOS	53
3.1. FITORREMEDIAÇÃO COM <i>CEDRELA FISSILIS</i>	53

3.2. TESTE DE GERMINAÇÃO E INIBIÇÃO DO CRESCIMENTO COM <i>LACTUCA SATIVA</i>	56
3.3. TESTE DE POTENCIAL CITOGENOTÓXICO E MUTAGÊNICO COM <i>ALLIUM CEPA</i>	57
4. DISCUSSÃO	59
5. CONCLUSÃO.....	63
3. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	64
4. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	65
5. ANEXOS.....	79
5.1. ANEXO A – RELATÓRIO DE CARACTERIZAÇÃO DO LODO, SOLUBILIZADO E LIXIVIADO (DMAE).....	79

1. CONTEXTO GERAL

O equilíbrio entre o avanço da sociedade e a utilização de recursos naturais é imprescindível para a garantia de condições saudáveis à existência das gerações futuras (BRITT, 2014; GARCIA, 2019), para tal, deve ser cuidadosamente considerada a geração de resíduos, que ocorre de forma inevitável nas variadas cadeias de processos que compõe a sustentação da vida moderna (KHAN et al., 2022; RENO, 2015). Uma destas cadeias de processos geradora de resíduos, é a do saneamento básico, é uma atividade municipal, representada pelo fluxo de processos que garantem, tanto a chegada de água potável às moradias, quanto a coleta desta água já utilizada, então caracterizada como esgoto ou efluente sanitário, e a respectiva destinação para as estações de tratamento de esgoto (ETE) nas quais o efluente é recondicionado para que possa ser seguramente devolvido ao meio ambiente e, neste processo, gera também um resíduo conhecido denominado lodo de esgoto (LE) (HUŠEK; MOŠKO; POHOŘELÝ, 2022; NEWHART et al., 2019).

Considerando o modelo de ETE por Reatores Anaeróbicos de Fluxo Ascendente (RAFA), são dois momentos de tratamento do efluente, representados pelo tratamento primário (**Figura 1**) e o secundário (**Figura 2**) de forma que, no primário, a carga de matéria orgânica e sólidos suspensos é reduzida a partir de processos físicos, como sedimentação e flotação enquanto, no secundário, ocorre a degradação bioquímica que gera como subprodutos o biogás, direcionado ao queimador, e o lodo (ENGIDA et al., 2020). Na sequência do tratamento secundário, o efluente passa para os canais de flotação, nos quais são inseridos compostos químicos, como polieletrólitos e cloreto férrico, que contribuem para o processo de remoção de contaminantes e redução da toxicidade a partir da precipitação, adsorção e oxidação química, gerando por fim o LE que é encaminhado ao desaguidor para posterior disposição nos caminhões e encaminhamento ao aterro sanitário, que anda é o destino mais comum para o LE (CAMARGO et al., 2016a; DE OLIVEIRA SILVA et al., 2012; KACPRZAK et al., 2017; MATIAS; MOTTA SOBRINHO, 2020). A disposição majoritária em aterros sanitários é um problema, pois leva a redução de vida útil da infraestrutura e, considerando o modelo de ETE por RAFA e destinação aos aterros, é relevante considerar que a representatividade dos custos operacionais com o manejo do LE pode superar a marca de 50% do total gasto para o funcionamento da estrutura (COROMINAS et al., 2018; GUDE, 2016; VINCIGUERRA; SZYMCZAK; VIEIRA DO PRADO, 2023).

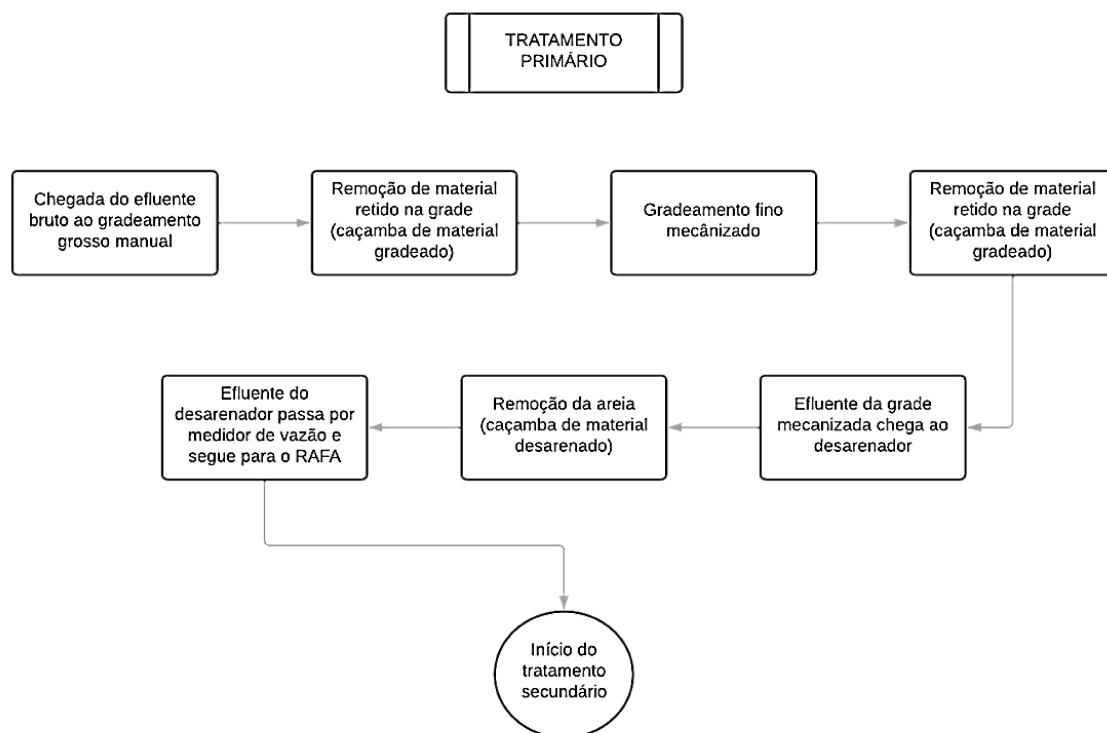


Figura 1 - Tratamento primário do efluente sanitário em uma estação de tratamento de esgoto (ETE) do modelo de reatores anaeróbicos de fluxo ascendente (RAFA).

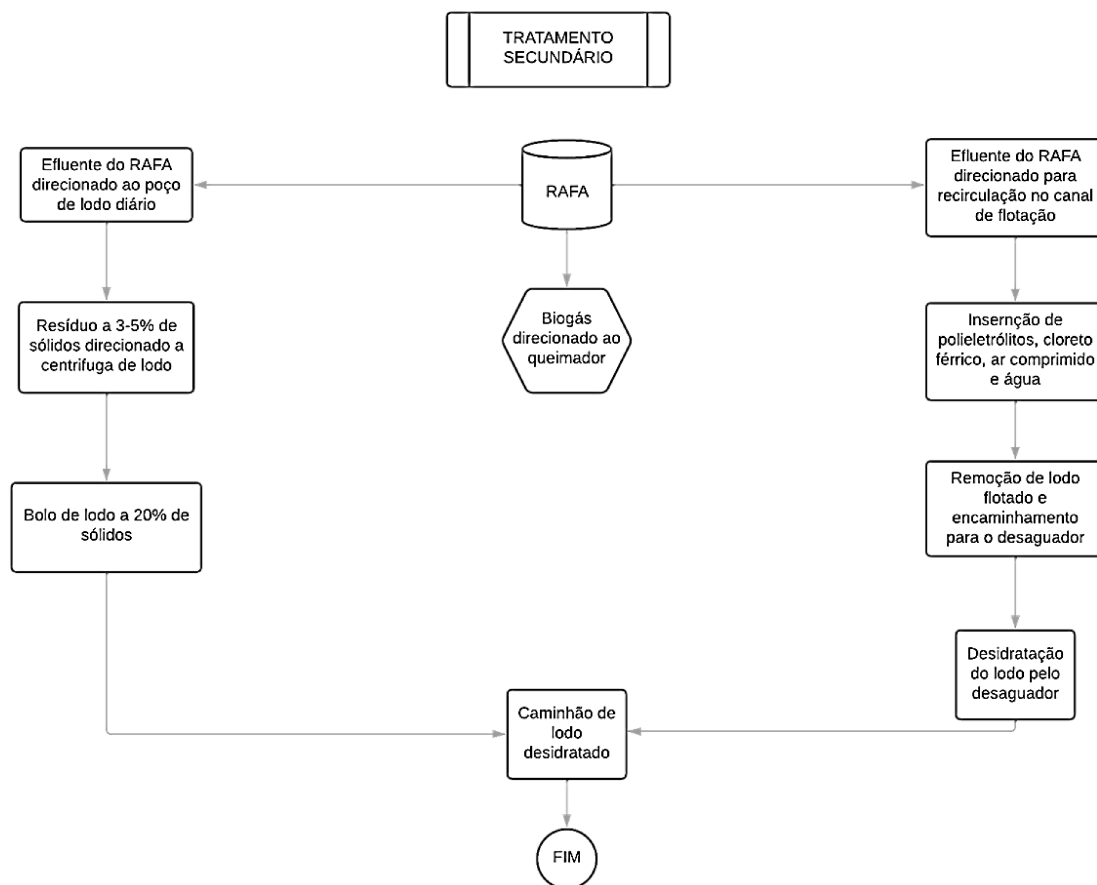


Figura 2 - Tratamento secundário do efluente sanitário em uma estação de tratamento de esgoto (ETE) do modelo de reatores anaeróbicos de fluxo ascendente (RAFA).

Para melhor conceituar a composição do LE, quando o efluente doméstico chega à ETE ele é composto de aproximadamente 99,9% de água e 0,1% de sólidos, dos quais cerca de 70% são orgânicos, como proteínas, carboidratos e gorduras, e 30% são inorgânicos, como areia, sais, metais, nitratos, ortofosfatos, amônia, metais e patogênicos como bactérias, vírus, protozoários e helmintos, o que gera toda a problemática ambiental relacionada ao manejo deste resíduo (FIJALKOWSKI et al., 2017; KACPRZAK et al., 2017; PRASPALIAUSKAS et al., 2020). Neste contexto, diversos países que também compartilham do desafio com o manejo do LE, como China, Estados Unidos, Canadá, Índia, Japão e África do Sul, têm conduzido estudos para obter compreender as possibilidades de melhorias nas tecnologias envolvidas na geração, ciclo de vida e da extensão do potencial impacto ambiental que acompanham este resíduo e, ao mesmo tempo, entender as oportunidades de reutilização para finalidades que já tem se demonstrado viáveis, como a recuperação de solos degradados, uso agrícola e geração de

energia elétrica (AGORO et al., 2020; SINGH; PHULERIA; CHANDEL, 2020; WANG; NAKAKUBO, 2021; ZHOU et al., 2020; ZHUANG et al., 2022).

Apesar de promissoras, as possibilidades de reaproveitamento do LE para recuperação de áreas degradadas e para o uso agrícola ainda demanda cuidados, pois nestas alternativas o resíduo terá contato direto com o solo e pode ter contato tanto com águas superficiais quanto subterrâneas por mecanismos de lixiviação e percolação, por isso, deve ser levado em consideração o potencial de toxicidade deste resíduo, que já foi visto pode variar conforme amostra utilizada, além de fatores como o tipo de solo em questão, clima e espécies de plantas que serão utilizadas, seja para recuperação de áreas ou para uso agrícola, todos estes representando fatores que reforçam a demanda por acompanhamento e monitoramento para garantir a segurança ambiental destes processos (DELIBACAK et al., 2020; GIANNAKIS; EMMANOUIL; KUNGOLOS, 2020; JAT BALOCH et al., 2023; TOMCZYK et al., 2020; WIECZERZAK; NAMIEŚNIK; KUDŁAK, 2016).

Considerando a heterogeneidade na composição do lodo de esgoto (LE) e o potencial de reaproveitamento agrícola no Brasil como sendo a alternativa mais viável, ambientalmente e economicamente, neste estudo foi avaliado os efeitos ecotoxicológicos do lodo da ETE Uberabinha, do município brasileiro de Uberlândia, localizado no estado de Minas Geras, que gera aproximadamente 60 toneladas diárias deste resíduo, direcionadas ao aterro sanitário (DMAE, 2023). O município conta com cerca de 720.000 habitantes (IBGE, 2022), tem clima tropical e está localizado na região do cerrado brasileiro, é o segundo maior do Estado, tanto em termos de população quanto de produto interno bruto (PIB), a produção agroindustrial é sua principal atividade econômica, com aproximadamente 2.700 estabelecimentos rurais, e cerca de 6.500 pessoas envolvidas direta ou indiretamente nos negócios (OLIVEIRA; MENDES; VAN HERK VASCONCELOS, 2021), e seu setor de saneamento é considerado o terceiro melhor do país (INSTITUTO TRATA BRASIL, 2023), operando sob a responsabilidade do Departamento Municipal de Água e Esgoto – DMAE. A presente pesquisa foi dividida em dois capítulos, estruturados na forma dos seguintes artigos:

- **Artigo 1: Toxicidade do Lodo de Esgoto da Estação de Tratamento – ETE Uberabinha de Uberlândia – MG, *in natura*, estabilizado com Cal Hidratada CaOH_2 e submetido a atenuação natural, a partir de bioensaios com sementes de *Lactuca sativa* e *Allium cepa*.**

- **Artigo 2: Remediação da toxicidade do Lodo de Esgoto da Estação de Tratamento – ETE Uberabinha de Uberlândia – MG, estabilizado, submetido a atenuação natural e a fitorremediação com *Cedrela fissilis*.**

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo geral

Avaliar os efeitos ecotoxicológicos em plantas do Lodo de Esgoto (LE) da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) Uberabinha do município de Uberlândia – Minas Gerais, considerando seu potencial de causar impactos negativos no solo do Cerrado devido a possibilidade de reaproveitamento como insumo agrícola.

2.2. Objetivos específicos

- Avaliar a toxicidade do LE na germinação e no crescimento primário em sementes de alface (*Lactuca sativa*).
- Investigar as possíveis alterações de citotoxicidade, genotoxicidade e mutagenicidade do lodo de esgoto (LE) em sementes de cebola (*Allium cepa*).
- Avaliar a possibilidade da redução da toxicidade do LE através de mecanismos de estabilização química (EQ) e de atenuação natural (AN). Analisar o reaproveitamento do lodo de esgoto (LE) bruto e do LE estabilizado quimicamente, em solo do Cerrado, em vistas de recuperação de áreas degradadas com plantio de Cedro Rosa.
- Avaliar a possibilidade de fitorremediação do Cedro Rosa expostos ao lodo (LE) bruto e estabilizado.

Capítulo 1 – Toxicidade do Lodo de Esgoto da Estação de Tratamento – ETE Uberabinha de Uberlândia – MG, *in natura*, estabilizado com Cal Hidratada e submetido a atenuação natural, a partir de bioensaios com sementes de *Lactuca sativa* e *Allium cepa*.

RESUMO

O lodo de esgoto (LE) é a parte sólida, um subproduto, resultante das ações químicas, físico-químicas e biológicas que compõe a cadeia de processos numa Estação de Tratamento de Esgoto – ETE e, devido à heterogeneidade de sua composição, o descarte deste resíduo é um desafio a nível ambiental, apesar de também existir a possibilidade de seu reaproveitamento. Considerando esta problemática de gestão ambiental causada pela geração e destinação do LE, assim como a possibilidade de mitigar este passivo ambiental a partir da reutilização como insumo, o presente estudo objetivou avaliar o potencial do LE da ETE Uberabinha de Uberlândia – Minas Gerais, de causar efeitos de toxicidade em sementes, assim como a possibilidade da redução de sua toxicidade através de mecanismos de estabilização química (EQ) e biológica. Foi possível observar, a partir de bioensaios com sementes, que o LE estudado apresentou fitotoxicidade para a germinação de alface (*Lactuca sativa*), todavia, no desenvolvimento inicial foi observada inibição ao crescimento, mesmo com a EQ, o que não ocorreu após estabilização biológica pela atenuação natural (AN), aonde todas as respostas foram de estímulo. Na avaliação de citogenotoxicidade e mutagenicidade, utilizando sementes de cebola (*Allium cepa*), as amostras estimularam a quantidade de aberrações cromossômicas (AC) e micronúcleos (MN), mesmo com a EQ, o que não foi observado após AN, onde nenhuma amostra apresentou efeito. Por fim conclui-se que o processo de EQ não foi suficiente para mitigação da toxicidade do LE estudado, devendo ser conjugado ao processo de AN para obter um resultado satisfatório.

PALAVRAS-CHAVE: Germinação, Crescimento primário, Alface, Cebola, Aberrações Cromossômicas, Micronúcleos.

1. INTRODUÇÃO

O lodo de esgoto (LE) é a parte sólida, um subproduto, resultante das ações químicas, físico-químicas e biológicas que compõe a cadeia de processos numa Estação de Tratamento de Esgoto – ETE e, devido à heterogeneidade de sua composição, o descarte e manejo deste resíduo é um desafio a nível ambiental (FIJALKOWSKI et al., 2017; HUŠEK; MOŠKO; POHOŘELÝ, 2022; KACPRZAK et al., 2017). A composição do LE depende de fatores como a taxa de desenvolvimento industrial local, urbanização e cobertura de saneamento, e apresenta características que impedem seu descarte “in natura” no meio ambiente devido à toxicidade, geralmente relacionadas a presença de substâncias como metais, fármacos, microplásticos, hidrocarbonetos poliaromáticos, pesticidas e elementos traço (Se, Ag, Ti), os quais podem representar riscos a diferentes organismos ao entrar em contato com o meio ambiente, seja no solo ou na água (FIJALKOWSKI et al., 2017; MEJÍAS et al., 2021; ROLSKY et al., 2020; XIE et al., 2015).

A nível global, o saneamento básico ainda não chegou à marca de 50% da população (ONU, 2019), desta forma, a tendência é de aumento na geração do LE, proporcionalmente ao crescimento populacional e a ampliação na cobertura de saneamento. Para mitigar os riscos relacionados ao contato do lodo com o meio ambiente, este resíduo tem sido estudado em outros países como China, Estados Unidos, Canadá, Índia, Japão e África do Sul, na busca por um entendimento detalhado a respeito das tecnologias que envolvem a geração do lodo, do ciclo de vida do resíduo, da abrangência do potencial de impacto ambiental e das possibilidades de reaproveitamento para finalidades de recuperação de solos degradados, uso agrícola e geração de energia elétrica (AGORO et al., 2020; SINGH; PHULERIA; CHANDEL, 2020; WANG; NAKAKUBO, 2021; ZHOU et al., 2020; ZHUANG et al., 2022).

Como agravante, segundo a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB) desenvolvida pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2017), o Brasil conta com aproximadamente 60% de cobertura de saneamento básico e menos que 5% de reaproveitamento do LE, em vista de mais que 90% de direcionamento para os aterros sanitários municipais. Este direcionamento majoritário para aterros sanitários é um problema, pois leva a redução da vida útil neste processo contínuo e de volume crescente (VINCIGUERRA; SZYMCZAK; VIEIRA DO PRADO, 2023), além de emitir metano,

após disposto no aterro, em seu processo de decomposição (BILOTTA; ROSS, 2016), que é um gás de efeito estufa (GEE). Como agravante a ser considerado, o volume de LE gerado e descartado nos aterros tende a acompanhar o aumento populacional e da cobertura de saneamento do país e, além disso, também deve ser considerado que o manejo do LE representa aproximadamente 50% dos custos operacionais das ETEs (COROMINAS et al., 2018; GUDE, 2016). Neste cenário, evidencia-se a importância de alternativas para que o LE deixe de ser um passivo ambiental e seja integrado a novas cadeias produtivas.

O uso do LE para fins agrícolas já é comum, por exemplo nos países da União Europeia, que utilizam cerca de 35% do total gerado neste fim (HUŠEK; MOŠKO; POHOŘELÝ, 2022), enquanto, no Brasil, considerando fatores de tecnologia e infraestrutura, a aplicação agrônômica ainda representa menos que 5% do total gerado (IBGE, 2017). Para tal finalidade, já foram observados resultados satisfatórios na incorporação do LE como substrato agrícola quanto a incorporação de massa seca e fixação de macronutrientes (N, K, Ca, Mg, S) na produção de mamoneira (*Ricinus communis*) (SOUTO et al., 2005), ganho de produtividade na cultura de soja (*Glycine max*) (CHOUDHARY et al., 2023) e ganho da produtividade de grãos e de matéria seca na produção de trigo (*Triticum aestivum*) (FIGUEIREDO LOBO et al., 2018). Apesar de resultados positivos, devido a já citada característica de toxicidade ao meio ambiente, é prudente que sejam considerados mecanismos para estabilização do LE, como por exemplo a estabilização química com a cal hidratada (CaOH_2), a estabilização térmica por pirólise e a atenuação natural (AN), todas estas com resultados satisfatórios na atenuação da toxicidade do LE, considerando a redução de indicadores como metais disponíveis, matéria orgânica total, coliformes e helmintos, de maneira que possa ser utilizado no solo com maior segurança ambiental (AMILTON et al., 2016; CAMARGO et al., 2016a; CHATURVEDI et al., 2022; COSTA et al., 2018; MAZZEO et al., 2016; WANG et al., 2019).

Considerando a problemática de gestão ambiental causada pela geração e destinação do LE, assim como a possibilidade de mitigar este passivo ambiental a partir da reutilização como insumo, o presente estudo objetivou avaliar o potencial do LE da ETE Uberabinha de Uberlândia – Minas Gerais de causar efeitos de toxicidade a partir da análise de elutriados em sementes de alface e cebola, assim como a possibilidade da redução dessa toxicidade através de mecanismos de estabilização química e de atenuação natural.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. Coletas e preparo de amostras

A amostra de 80 kg de lodo foi coletada na Estação de Tratamento de Esgoto – ETE Uberabinha, localizada em Uberlândia, Minas Gerais, Brasil, com proporção aproximada de umidade e matéria seca de respectivamente 70% e 30%. Em seguida, metade (40 kg) foi submetida ao processo de estabilização química (EQ) pela mistura com a cal hidratada (CaOH_2) na proporção de 30% da massa seca do lodo (AMILTON et al., 2016; BARROS et al., 2011).. A EQ do LE foi realizada pela mistura de 3,6 kg da cal aos 40 kg de LE, seguida pela solarização, que consistiu na exposição da amostra ao sol por 21 dias, resultando no composto de lodo estabilizado (LEE). A outra metade da amostra (40 kg) ficou reservada no recipiente de coleta até a montagem subsequente.

Na sequência, após a EQ, foram preparados quatro tratamentos em cubas de inox (32,5 cm x 26,5 cm x 20 cm) sendo 1. solo; 2. LEE, 3. solo e LEE (1:1 – v:v) e 4. solo + LE (1:1 – v:v). Para drenagem, o fundo das cubas foi preenchido com bolinhas de vidro até a altura de 3 cm e uma das laterais foi perfurada, com diâmetro de 1 cm, para passagem de uma mangueira de polietileno de 15 cm, inserida pelo orifício de forma que 7,5 centímetros ficassem para o lado de fora. A amostra de solo foi coletada na Fazenda Experimental do Campus Glória da Universidade Federal de Uberlândia – UFU (Uberlândia, Minas Gerais, Brasil). As cubas foram mantidas em casa de vegetação localizada na área externa da UFU, pelo período de 90 dias, com exposição a iluminação e intempéries naturais para promover a atenuação natural (AN) da toxicidade da amostra (CHATURVEDI et al., 2022; MAZZEO et al., 2016).

2.2. Caracterização físico-química das amostras

A caracterização inicial completa da amostra de LE foi fornecida pelo DMAE, e está disponível para consulta como **5.1. Anexo A** – Relatório de caracterização do lodo, solubilizado e lixiviado (DMAE). No momento da montagem das cubas, as amostras de solo, LE, LEE, solo + LE e solo + LEE foram submetidas para análises físico-químicas no laboratório “Safrar Análises Agrícolas” em Uberlândia – MG, considerando os

parâmetros matéria orgânica (MO), condutividade elétrica (CE), carbono orgânico (CO) e granulometria (argila, silte, areia).

2.3. Elutriatos

Os elutriatos foram preparados com amostras coletadas na superfície das cubas (5 cm de profundidade), no tempo 0 (T0) e no tempo 90 (T90) dias de NA. Para obtenção dos elutriatos, 100 g de cada amostra foram misturados em 400 mL de água ultrapura e, em seguida, agitadas em baixa velocidade constante (1000 rpm) por cinco minutos, seguindo o protocolo estabelecido pela ABNT (NBR, 2004) com adaptações, pois os elutriatos foram centrifugados ao invés de submetidos a membrana filtrante de 0,45 μm de porosidade. Conforme recomendado pelo protocolo, o elutriato de LE foi preparado com 50 gramas de amostra para o mesmo volume de água ultrapura (400 mL), visando a obtenção de uma fase líquida semelhante às demais amostras (MAZZEO; FERNANDES; MARIN-MORALES, 2016). Feita a agitação, as amostras decantaram em frascos cobertos por filme policloreto de vinil – PVC, durante 7 dias em temperatura ambiente (22 °C) e, em seguida, a parte líquida sobrenadante foi coletada, disposta em tubos (50 mL) e centrifugada a 2.500 rpm por 20 minutos. Feita a centrifugação, a parte sobrenadante foi cuidadosamente transferida para tubos (50 mL) de forma que, neste momento, tinham-se 10 tubos contendo, em duplicata, as respectivas amostras de solo, LE, LEE, solo + LE e solo + LEE, 5 tubos foram armazenados na geladeira ($4^{\circ} \pm 1$) por 24 horas até a montagem do experimento e 5 tubos foram congelados ($-18^{\circ} \pm 2$). Na sequência de montagem, com auxílio de equipamento manual, foram avaliados os parâmetros físico-químicos de cada amostra, considerando o potencial hidrogeniônico (pH), sólidos totais (ST) e condutividade elétrica (σ).

2.4. Teste de germinação e inibição do crescimento com *Lactuca sativa*

Nesse ensaio foram utilizadas sementes de alface *Lactuca sativa*, variedade crespa *Grand Rapids* TBR – Isla Super®) conforme metodologia proposta por SOBRERO; RONCO, 2004, com adaptações. Para cada amostra do elutriato no T0 e T90, 20 sementes foram dispostas em uma placa de petri (90mm), forrada previamente com papel filtro (0,5 mm), onde foi disposto 2,5 mL de cada amostra de elutriato, em triplicata (n=60). Em

seguida, as placas foram envolvidas em plástico PVC e em papel alumínio. As placas foram dispostas a incubação em estufa BOD à temperatura de $25 \pm 1^\circ\text{C}$ pelo período de 120h, no escuro. Para o controle negativo (CN) foi utilizada água ultrapura. Passadas as 120h de incubação, as placas foram removidas da BOD, retiradas do plástico PVC e papel alumínio, as sementes germinadas foram quantificadas e mensuradas, com auxílio de paquímetro digital, para aferição dos comprimentos do hipocótilo e da radícula de cada plântula.

2.5. Teste de potencial citogenotóxico e mutagênico com *Allium cepa*

Nesse ensaio foram utilizadas sementes de cebola *Allium cepa* (variedade baia periforme – Top Seed®) conforme metodologia proposta por LEME; MARIN-MORALES, 2008, com adaptações. Trinta sementes de cebola foram colocadas para germinar em contato com 2,5 mL das amostras de elutriato (Solo; LE; Solo + LE; LEE; Solo + LEE) em placa de petri (90mm) forradas com papel filtro (0,5mm), em duplicata. O controle negativo (CN) foi realizado com água ultrapura e o controle positivo (CP) com metilmetanosulfonato (MMS, Sigma-Aldrich, CAS 66-27-3) na concentração de 25 $\mu\text{L/L}$. Os ensaios foram realizados com amostra do tempo 0 (T0) e tempo 90 (T90) dias de atenuação natural. As placas foram mantidas em estufa BOD à temperatura de $22 \pm 1^\circ\text{C}$ pelo período de 168h, no escuro.

Após incubação, as radículas maiores que 2 cm foram coletadas e dispostas em microtubos preenchidos com Carnoy (etanol – ácido acético; 3:1), recém preparado por 8 horas a temperatura ambiente de $26 \pm 2^\circ\text{C}$ para fixação. Passado este período, as raízes foram transferidas para novos microtubos contendo nova solução Carnoy, recém preparada, e em seguida foram armazenadas a 4°C até o momento de uso para confecção das lâminas (MAZZEO et al., 2015; SCHERER et al., 2019).

Para a confecção das lâminas, as radículas foram lavadas em água ultrapura com três banhos de 5 minutos cada, em seguida foram hidrolisadas em banho de HCl 5N por um período de 8 min e, após hidrolise, foram lavadas em água ultrapura com três banhos de 5 minutos cada. Após último banho, a radícula foi coletada, disposta em lâmina. Em seguida a região meristemática da radícula foi cuidadosamente separada com auxílio de agulhas e, nela, colocada uma gota de carmim acético (2%). O material foi fragmentado, também com auxílio de agulhas, recoberto por uma lamínula e esmagada suavemente, o conjunto lâmina e lamínula foi disposto brevemente em nitrogênio líquido e, em seguida,

a lamínula foi retirada com auxílio de um bisturi para que a lâmina seque ao ar ambiente. Após secas, as lâminas foram coradas em solução de Giemsa e água ultrapura (1:9) por 20 minutos, dispostas novamente para secagem e posterior análise em microscopia de luz com aproximação de 400 vezes.

Cada exposição, solo, LE, LEE, solo + LE e solo + LEE representou um montante de 4 lâminas, em cada lâmina foi feita a contagem de 1250 células, totalizando 5000 células por exposição e, desta forma, foram contabilizadas as diferentes fases do processo de divisão celular assim como as aberrações cromossômicas e a presença de micronúcleos.

2.6. Análise de dados

Para o bioensaio com *Lactuca sativa*, a fitotoxicidade do lodo nas exposições LE, LEE, solo + LE (1:1 – v:v) e solo + LEE (1:1 – v:v) foi então avaliada a partir do percentual de germinação (PG), obtido pela fórmula $PG = \frac{Germinadas}{Total} \times 100$, e pela inibição do crescimento inicial das plântulas em relação ao desenvolvimento inicial do hipocótilo e da radícula (CAMPAGNA-FERNANDES; MARIN; PENHA, 2016b). O efeito das amostras na germinação, crescimento de hipocótilo e crescimento de radícula da *L. Sativa* foi avaliado analisando os dados com o teste de anova, seguido do teste de Dunnet ($p < 0,05$), para comparação das médias dos grupos de dados das exposições com a média do controle. As análises dos dados foram realizadas com o software GraphPad Prism 5 (versão 5.0.1).

Para o bioensaio com *Allium cepa*, a citotoxicidade, genotoxicidade e mutagenicidade do lodo nas exposições LE, LEE, solo + LE (1:1 – v:v) e solo + LEE (1:1 – v:v) foi então avaliada após todas as contagens de células, a partir dos cálculos do índice mitótico (IM), pela fórmula $IM = \frac{Células\ em\ divisão}{Total\ de\ células\ observadas}$, que resulta no indicador de citotoxicidade (CT) da substância analisada, da frequência de aberrações cromossômicas (AC) como perdas, quebras, atrasos, aderências e pontes, em quaisquer fases de divisão celular, pela fórmula $GT = \frac{Células\ com\ AC}{Total\ de\ células\ observadas}$, que resulta no potencial de genotoxicidade (GT) da substância, e na frequência de quebras cromossômicas e micronúcleos (MN), pela fórmula $MG = \frac{Células\ com\ MN}{Total\ de\ células\ observadas}$, que resulta no potencial de mutagenicidade (MG) da substância.

O efeito da substância no IM, GT e MG foi avaliado analisando os dados com o teste de Mann-Whitney ($p < 0,05$) para comparação dos grupos de dados das exposições com o grupo CN. As análises dos dados foram realizadas com o software GraphPad Prism 5 (versão 5.0.1).

3. RESULTADOS

3.1. Caracterização físico-química das amostras

Para a amostra de lodo de esgoto (LE) da ETE de Uberlândia, foi possível observar que nenhum dos metais identificados estava em limites superiores aos parâmetros estabelecidos pela Resolução 498 do CONAMA (BRASIL, 2020), ou mesmo pelas resoluções 100 (UKPAS, 2018) e 503 (USEPA, 1994), como descrito pela **Tabela 1** abaixo:

Tabela 1 - Caracterização da amostra bruta de LE da ETE Uberabinha de Uberlândia – Minas Gerais, Brasil, em comparação aos limites legais máximos, nacionais e internacionais, estabelecidos para utilização como insumo para o solo.

Substância	LE ETE Uberabinha	Resolução nº 498	UK PAS 100	US EPA 503
Arsênio (mg.kg ⁻¹)	< 1	75	N.Q.	N.Q.
Bário (mg.kg ⁻¹)	N.Q.	1300	N.Q.	N.Q.
Cádmio (mg.kg ⁻¹)	N.Q.	85	1,5	390
Chumbo (mg.kg ⁻¹)	< 10	840	200	300
Cobre (mg.kg ⁻¹)	< 10	4300	200	1500
Cromo (mg.kg ⁻¹)	< 25	3000	100	3000
Mercúrio (mg.kg ⁻¹)	< 0,02	57	1	17
Molibdênio (mg.kg ⁻¹)	N.Q.	75	N.Q.	N.Q.
Níquel (mg.kg ⁻¹)	< 10	420	50	420
Selênio (mg.kg ⁻¹)	1,82	100	N.Q.	N.Q.
Zinco (mg.kg ⁻¹)	27,51	7500	400	2800

Como pode ser observado na **Tabela 2**, para as análises de condutividade elétrica (CE), matéria orgânica (MO), carbono orgânico (CO) e granulometria, foi possível observar que o solo tem características semelhantes a um solo típico do cerrado. Para o lodo de esgoto (LE), em comparação ao lodo de esgoto estabilizado (LEE), foi possível observar que a CE foi 4 vezes maior, MO foi 2 vezes maior e CO foi 2 vezes maior, neste ponto, vale lembrar que 30% da massa do LEE é de cal hidratada. Nas amostras de solo + LE (1:1 – v:v) em comparação ao solo + LEE (1:1 – v:v), a CE foi 7% maior, MO foi 41% menor e CO 58% menor. Em comparação ao solo, a granulometria da amostra de solo + LE foi idêntica enquanto para a amostra de solo + LEE, houve redução de 3% na argila, aumento de 1000% no silte e redução de 25% na areia.

Tabela 2 - Análise de granulometria (argila, silte, areia), condutividade elétrica (CE), matéria orgânica (MO) e carbono orgânico (CO) das amostras de solo, lodo de esgoto (LE), lodo de esgoto estabilizado (LEE), solo + LE e solo + LEE.

Parâmetro avaliado	Solo	LE	LEE	Solo + LE	Solo + LEE
CE ($\mu\text{S}/\text{cm}^3$)	68,82	3980	990,7	891,6	830,9
MO (g/kg)	46	549	256	59	100
CO (g/cm ³)	0,27	3,18	1,48	0,34	0,58
Argila (g/kg)	720	700	650	720	700
Silte (g/kg)	10	80	180	10	100
Areia (g/kg)	270	220	170	270	200

3.2. Caracterização dos elutriatos das amostras

A partir da **Tabela 3** é possível observar que no tempo 0 dias (T0) do experimento, o elutriato obtido a partir da amostra de lodo de esgoto (LE), em comparação a amostra de lodo de esgoto estabilizado (LEE), apresentou valor de pH 48% menor, quantidade de sólidos totais (ST) e condutividade elétrica (σ) 82% menores. A amostra de solo + LE, em comparação a de solo + LEE, apresentou pH 31% menor, ST e σ 74% menores. No tempo 90 dias (T90) do experimento, não houve diferença significativa ($p < 0,05$) entre o

pH das amostras. Para as amostras de solo + LE em vista de solo + LEE, a quantidade de ST e a σ tiveram variação inferior a 10%. A amostra de LEE apresentou valores de ST e σ aproximadamente 50% maiores que nas amostras de solo + LE e solo + LEE.

Tabela 3 – Análise de pH, sólidos totais (ST) e condutividade elétrica (σ) das amostras de solo, lodo de esgoto (LE), lodo de esgoto estabilizado (LEE), solo + LE e solo + LEE, no tempo 0 dias (T0) e tempo 90 dias (T90) do experimento. **O LE não foi avaliado de forma isolada em T90.

Parâmetro avaliado	Tempo (dias)	Solo	LE**	LEE	Solo+LE	Solo+LEE
pH	0	8,02	7,66	12,33	8,45	12,08
	90	6,91	N.A.	7,95	7,49	8,00
ST (ppm)	0	230	794	4406	544	2067
	90	240	N.A.	3220	2210	1999
σ ($\mu\text{s}/\text{cm}$)	0	460	1588	8812	1088	4134
	90	480	N.A.	6440	4420	3980

3.3. Teste de germinação e inibição do crescimento com *Lactuca sativa*

Os controles apresentaram germinação superior a 65% no tempo 0 dias (T0) e no tempo 90 dias (T90) do experimento, o que cumpriu o pré-requisito de validade do teste conforme protocolo 712 (USEPA, 1996). Ao mesmo tempo, tanto para T0 quanto para T90, nenhuma exposição interferiu no percentual de germinação (PG) de forma significativa ($p < 0,05$), como pode ser observado na Figura 3.

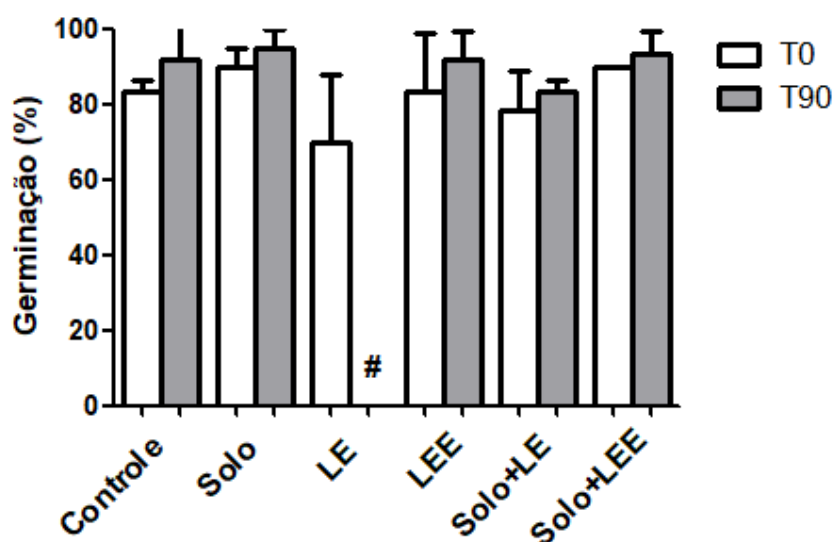


Figura 3 - Percentual de germinação de alface (*Lactuca sativa*) para o controle e exposições de solo, lodo de esgoto (LE), lodo de esgoto estabilizado (LEE), solo + LE e solo + LEE, em T0 e T90. * Diferença significativa ($p < 0,05$) para o controle T0 dias / ** Diferença significativa ($p < 0,05$) para o controle T90 / # LE não foi avaliado em T90 dias.

Para o desenvolvimento inicial da plântula, em T0, com exceção de solo + LE, todas as exposições estimularam o crescimento do hipocótilo enquanto, em T90, o crescimento foi estimulado em todas as amostras, o que pode ser observado na Figura 4. Não foi observada diferença entre as exposições de LE e LEE, o mesmo ocorreu para as exposições de solo + LE e solo + LEE.

Para o crescimento da radícula, em T0, as exposições de solo e solo + LE resultaram em estímulo, ao mesmo tempo, as exposições de LE, LEE e solo + LEE resultaram em inibição, o que não ocorreu em T90, aonde todas as exposições estimularam o crescimento da radícula, o que também pode ser observado na **Figura 4**. As respostas de LE e LEE foram de inibição, ao mesmo tempo, foi possível observar diferença na exposição de solo + LE, que resultou em estímulo, enquanto solo + LEE resultou em inibição ao crescimento.

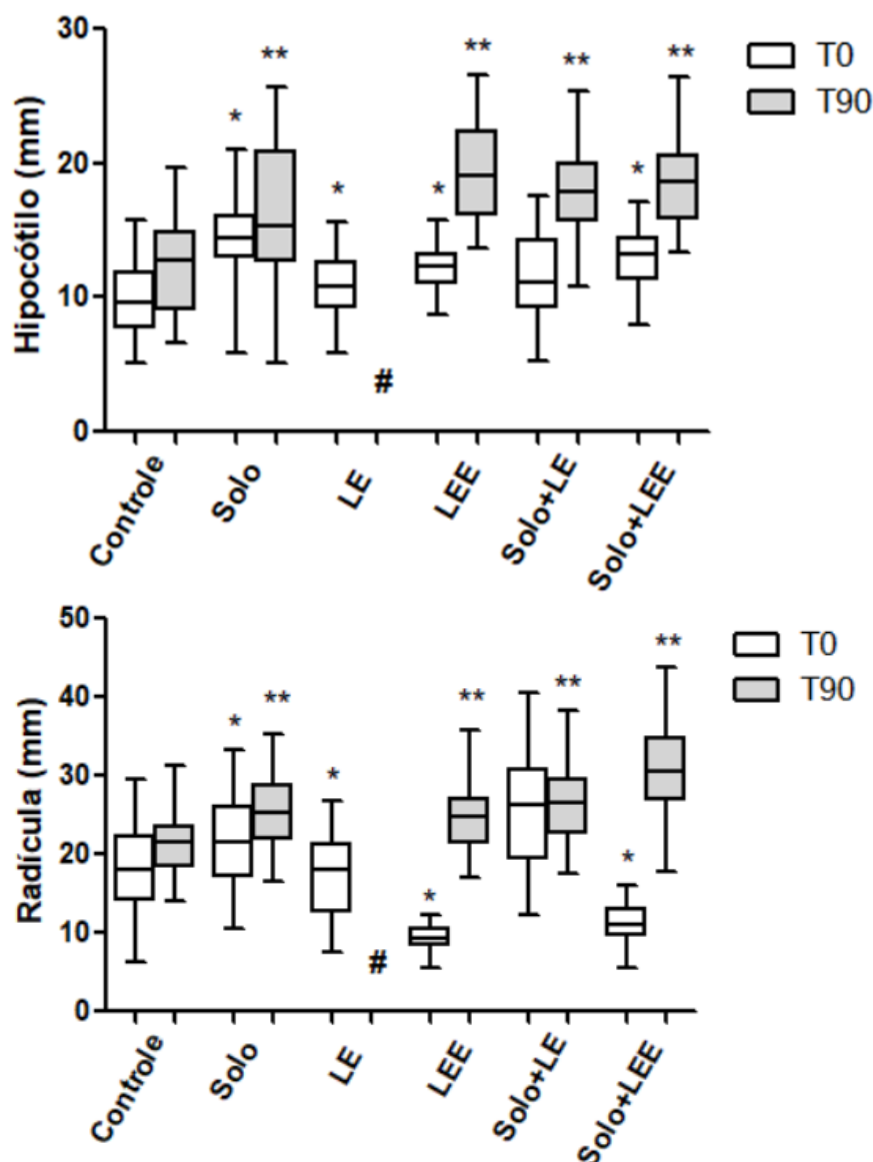


Figura 4 - Crescimento do hipocótilo e da radícula da alface (*Lactuca. sativa*) para o controle e para as exposições com solo, lodo de esgoto (LE), lodo de esgoto estabilizado (LEE), solo + LE e solo + LEE, em T0 e T90. * Diferença significativa ($p < 0,05$) para o controle T0 dias / ** Diferença significativa ($p < 0,05$) para o controle T90 dias / # LE não foi avaliado em T90 dias.

3.4. Teste de potencial citogenotóxico e mutagênico com *Allium cepa*

As células das raízes expostas ao controle positivo (CP), tanto no tempo 0 dias (T0) quanto no tempo 90 dias (T90) do experimento, apresentaram sensibilidade satisfatória, o que pode ser observado pelo estímulo significativo ($p < 0,05$) nos indicadores de genotoxicidade, representados pela quantificação de aberrações cromossômicas (AC) e de mutagenicidade, representados pela quantificação de micronúcleos (MN) como indicado na **Tabela 4**.

Para o índice mitótico (IM), em T0 não houve diferença significativa em nenhuma exposição, já em T90, foi possível observar estímulo significativo ($p < 0,05$) apenas na exposição de solo + LE. Para a AC, todas as exposições com o lodo de esgoto resultaram em estímulo significativo ($p < 0,05$) em T0, fato que não ocorreu em T90, onde não foram observadas diferenças para nenhuma das exposições. Já para a MN, em T0 foi observado estímulo significativo ($p < 0,05$) apenas para as exposições de LE e LEE, já em T90, nenhuma exposição apresentou diferença significativa, como descrito na **Tabela 4.** Alguns exemplos de AC e MN identificados podem ser observados na Figura 5.

Tabela 4 - Análise das células meristemáticas de cebola (*A. cepa*) nos controles negativo e positivo, respectivamente água ultrapura e metilmetano sulfonato (MMS) e nas exposições com solo, lodo de esgoto (LE), lodo de esgoto estabilizado (LEE), solo + LE e solo + LEE, a partir da quantificação de células em processo de divisão, representada pelo índice mitótico (IM), pela quantificação de células com aberrações cromossômicas (AC), representada pela genotoxicidade e pela quantificação de células com micronúcleos (MN), representada pela mutagenicidade, para o tempo 0 dias (T0) e tempo 90 dias (T90) do experimento. * Diferença significativa ($p < 0,05$) para o controle.

Parâmetros avaliados	Tempo (dias)	Amostras																				
		CN			CP			Solo			LE			LEE			Solo+LE			Solo+LEE		
Índice mitótico	0	7,81	±	4,54	16,48	±	3,03	20,68	±	6,06	12,97	±	4,26	16,28	±	2,45	19,34	±	4,81	21,51	±	7,70
	90	12,68	±	5,71	48,26	*±	7,19	22,88	±	5,88	N/A			30,81	±	12,64	22,90	±	10,24	32,00	*±	5,34
Aberrações cromossômicas	0	0,23	±	0,47	23,78	*±	6,60	0,96	±	1,41	9,48	*±	3,70	7,13	*±	3,39	7,87	*±	2,62	9,55	*±	5,96
	90	1,03	±	0,82	19,09	*±	5,52	1,95	±	1,55	N/A			3,67	±	0,87	1,70	±	0,96	3,43	±	1,74
Micronúcleos	0	0,24	±	0,47	9,12	*±	2,14	0,45	±	0,90	2,74	*±	1,26	1,97	*±	0,82	0,25	±	0,50	1,47	±	1,28
	90	0,28	±	0,56	10,04	*±	2,75	0,72	±	0,91	N/A			0,25	±	0,50	0,99	±	0,81	0,71	±	0,92

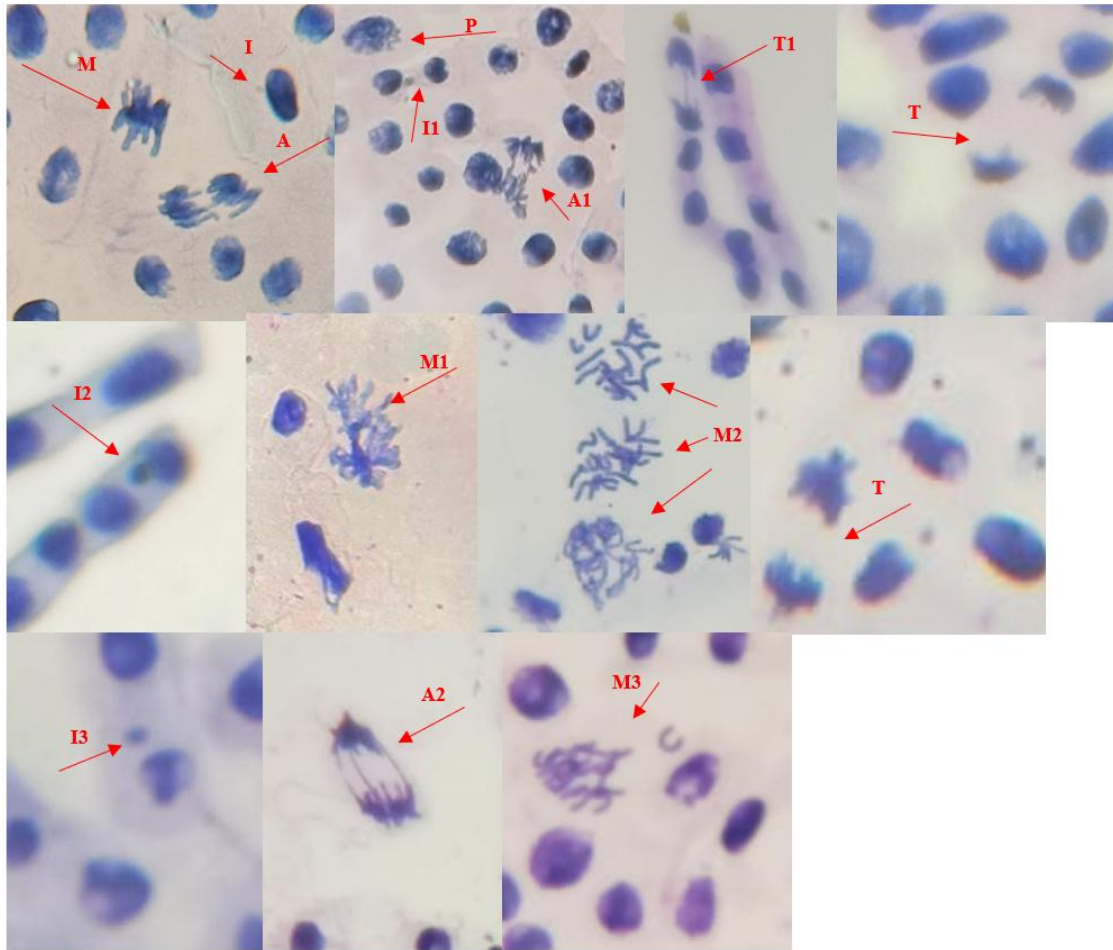


Figura 5 - Células meristemáticas de cebola (*Allium cepa*) observadas em microscopia óptica em aumento de 400 vezes. [I]: Interfase normal; [I1]: Interfase com micrócito; [I2]: Interfase com broto nuclear; [I3]: Interfase com micronúcleo; [P]: Prófase normal; [M]: Metáfase normal; [M1]: Metáfase poliploide; [M2]: C-metáfase; [M3]: C-metáfase com quebra cromossômica; [A]: Anáfase normal; [A1]: Anáfase com perda cromossômica; [A2]: Anáfase com ponte cromossômica; [T]: Telófase normal; [T1]: Telófase com ponte cromossômica.

4. DISCUSSÃO

Conforme proposto por este trabalho, foi avaliado o potencial do lodo de esgoto (LE) da Estação de Tratamento de Esgoto Uberabinha de Uberlândia – Minas Gerais de causar efeitos de toxicidade, a nível de desenvolvimento, utilizando sementes de alface (*Lactuca sativa*), e a nível celular, utilizando sementes de cebola (*Allium cepa*), assim como foi avaliada a possibilidade da redução da toxicidade do LE através de mecanismos de estabilização química (EQ) e atenuação natural (AN).

A partir da caracterização das amostras de solo, LE, LEE, solo + LE e solo + LEE foi possível observar que o solo utilizado tem característica areno-argilosa, típica de um solo da região centro oeste do cerrado brasileiro (FERREIRA et al., 2019), características que foram observadas na amostra de solo + LE e não permaneceram integralmente na amostra de solo + LEE devido a interferência da massa de cal hidratada. Os demais parâmetros avaliados, sendo estes a condutividade elétrica (CE), matéria orgânica (MO) e carbono orgânico (CO) apresentaram resultados esperados, com maiores números para as amostras de LE e solo + LE, que contém maior carga orgânica, por consequência, maior número de particulados.

A toxicidade do lodo de esgoto das estações de tratamento urbanas é comumente relacionada a presença de metais que, pelas características de bioacumulação e interferência nos organismos a nível celular, são considerados indicadores chave nas tomadas de decisão que para manuseio deste tipo de resíduo todavia, além dos metais, já foram identificados outros poluentes relevantes como fármacos e microplásticos (AGORO et al., 2020; CAMARGO et al., 2016; CORRÊA MARTINS; DE SOUZA; SOUZA, 2016^a; MEJÍAS et al., 2021; ROLSKY et al., 2020). Além disso, o próprio local de origem do lodo de esgoto interfere consideravelmente em sua composição, o que pode resultar em maiores ou menores impactos a nível de toxicidade conforme condições físico-químicas, as quais afetam diretamente a biodisponibilidade, em especial, dos metais (ALVES et al., 2021; TYTŁA; WIDZIEWICZ; ZIELEWICZ, 2016).

Inicialmente, foi possível observar na caracterização de metais da amostra de LE que nenhum dos valores quantificados foram relevantes em vista dos limites estabelecidos pela normativa nacional da Resolução 498 do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA (BRASIL, 2020) e normativas internacionais, como a Especificação 100 da Instituição Inglesa de Padronização – *The British Standards Institution* (BSIPAS, 2018)

e da Especificação 503 da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos – *United States Environmental Protection Agency* (USEPA, 1994) para exposição ao meio ambiente, o que pode ser observado na **Tabela 1**. Todavia, utilizando o chumbo (Pb) e o cobre (Cu) como exemplos, o LE utilizado neste trabalho apresentou valores inferiores a 10 mg.kg^{-1} destes metais, enquanto para amostras de outras estações de tratamento, no Brasil e em outros países como Japão, China, Líbano e Alemanha, estas concentrações chegaram a ser 12.000 vezes maiores (CHEN et al., 2021; DE SOUZA et al., 2019; MAYER; BHANDARI; GÄTH, 2021; ROMANOS et al., 2019; SIQUEIRA et al., 2019; WANG et al., 2019), variações que também foram observadas para outros metais, como descrito na **Tabela 5**, o que reforça a necessidade de acompanhamento e monitoramento do lodo de esgoto para mitigar riscos ao meio ambiente nos processos de sua destinação.

O processo de EQ utilizado e avaliado neste estudo tem eficiência comprovada para estabilização do lodo de esgoto, através da inibição das atividades enzimáticas e metabólicas das bactérias e helmintos, assim como o auxílio na redução da carga de matéria orgânica, de odores e na quelatização de metais, gerando por fim o lodo de esgoto estabilizado (LEE), além de ser barato e simples de ser executado (AMILTON et al., 2016; BARROS; COSTA; ANDREOLI. C. V., 2006; COSTA et al., 2018), todavia, dada a variabilidade das amostras de lodo de esgoto, devem ser consideradas as curvas de solubilidade de íons metálicos, como o Chumbo (Pb), Cromo (Cr), Cobalto (Co), Níquel (Ni), Ferro (Fe) e Manganês (Mn), que oscilam em diferentes intervalos de pH (GOMES et al., 2018; XIE et al., 2015).

Tabela 5 - Quantificação dos principais metais presentes no lodo de esgoto (LE), considerando a amostra deste trabalho e de outras estações de tratamento de esgoto ETEs, tanto do Brasil (ABREU-JUNIOR et al., 2019; SIQUEIRA et al., 2019), quanto do Líbano (ROMANOS et al., 2019), China (WANG et al., 2019), Japão (CHEN et al., 2021) e Alemanha (MAYER; BHANDARI; GÄTH, 2021).

Local da ETE	Arsênio (mg.kg ⁻¹)	Bário (mg.kg ⁻¹)	Cádmio (mg.kg ⁻¹)	Chumbo (mg.kg ⁻¹)	Cobre (mg.kg ⁻¹)	Cromo (mg.kg ⁻¹)	Mercúrio (mg.kg ⁻¹)	Molibdênio (mg.kg ⁻¹)	Níquel (mg.kg ⁻¹)	Selênio (mg.kg ⁻¹)	Zinco (mg.kg ⁻¹)	Referência
Vale do Beqaa, Líbano	N.Q.	N.Q.	<10	<25	89,03	49,27	<1	67,56	<25	N.Q.	505,71	Romanos et al. 2019
Xiamen, China	N.Q.	N.Q.	<10	69,7	3323,9	1983,8	N.Q.	N.Q.	422	N.Q.	2424,2	Wang et al. 2019
Kyoto, Japão	N.Q.	N.Q.	546	12500	1310	733	N.Q.	N.Q.	125	N.Q.	26200	Chen et al. 2021
Colônia, Alemanha	68	N.Q.	<10	184	800	145	<10	N.Q.	77	N.Q.	787	Mayer et al. 2021
Campos dos Goytacazes, Brasil	<10	202,75	<1	31,84	205,09	65,26	<1	8,75	31,31	2,56	846,32	Siqueira et al. 2019
Alegria, Brasil	<10	157	<1	197	267	70	<1	<25	40,2	<10	681	Abreu- Junior et al. 2019
Uberlândia, Brasil	< 1	N.Q.	N.Q.	< 10	< 10	< 25	< 0,02	N.Q.	< 10	1,82	27,51	Este trabalho

Em paralelo, na AN parte do princípio da redução de massa e toxicidade do lodo pelas reações físico-químicas de biodegradação, diluição, volatilização e transformação que ocorrem naturalmente na amostra ao longo do tempo (USEPA, 1999). É um processo barato e inofensivo ao meio ambiente, que também é potencializado pela exposição da amostra às condições naturais do ambiente, como temperatura, radiação solar e, se for o caso, a microbiota do solo, processos estes que contribuem com a remoção de poluentes e agentes tóxicos, como metais, em intervalos de tempo que, apesar de variáveis conforme amostra, no caso do lodo de esgoto podem superar a marca de 12 meses (CHATURVEDI et al., 2022; MAKADIA et al., 2011; MAZZEO et al., 2016; MEGHARAJ et al., 2011). Como no contexto deste estudo existem as amostras de solo + LE e solo + LEE, o solo é considerado um organismo vivo que acaba por agir nas reações físico-químicas e microbiológicas (DA SILVA et al., 2015) que ocorreram ao longo do período de 90 dias da exposição, e não somente um meio de diluição para a massa de LE e LEE utilizadas. Neste contexto, a caracterização dos elutriatos do conjunto de amostras foi realizada no T0 e T90 do experimento, o que permitiu observar em T0 pH médio de $12,2 \pm 0,15$ nas amostras de LEE e solo + LEE, fato que não ocorreu em T90, onde o pH médio das amostras foi de $7,5 \pm 0,5$, assim como a concentração de sólidos totais (ST) destas amostras reduziu respectivamente 27% e 4%, variações que eram esperadas devido a ação do processo de NA (CHATURVEDI et al., 2022; COSTA et al., 2018; MAZZEO; FERNANDES; MARIN-MORALES, 2016).

Dada a complexidade da composição do lodo de esgoto, a caracterização de todos compostos presentes é desafiadora, desta forma, ao ter sua toxicidade estudada, subentende-se que os organismos expostos podem apresentar respostas não relacionadas a um elemento isolado da amostra, fato que reforça a importância da avaliação ecotoxicológica a partir de bioensaios para obter respostas mais completas dos efeitos biológicos antes da disposição no meio ambiente ou mesmo para utilização do lodo para finalidades que não sejam o descarte (FERREIRA et al., 2020; RASTETTER; GERHARDT, 2017).

Os efeitos da toxicidade do lodo de esgoto já foram observados e avaliados a partir de bioensaios com alface (*L. sativa*), observando a interferência na germinação e desenvolvimento inicial das plântulas, para avaliar a fitotoxicidade e gerar indicadores de qualificação ambiental e predição de possíveis impactos, informações que auxiliam nas tomadas de decisão que envolvem o manejo ambiental e as possibilidades de

reaproveitamento do resíduo (DE FREITAS et al., 2023; MAÑAS; DE LAS HERAS, 2018; MAZZEO et al., 2015). Para tal, é importante considerar nas análises a interferência das propriedades físico-químicas do lodo de esgoto, como o potencial hidrogeniônico (pH) e matéria orgânica (MO), as quais podem afetar a emergência e o crescimento das plantas (OLESZCZUK et al., 2012).

Neste estudo foi possível observar que o LE não foi tóxico o suficiente para afetar a germinação das sementes de *L. sativa*, mesmo com a variação de pH nas amostras de solo + LEE e LEE, submetidas a estabilização química (EQ), e das diferentes cargas de MO entre as amostras de LE, LEE, solo + LE e solo + LEE, seja no tempo 0 (T0) ou no tempo 90 (T90) após a atenuação natural (AN). Todavia, em estações de tratamento de Santa Catarina, outro estado brasileiro, já foi observada inibição significativa da germinação de *L. sativa* exposta a elutriados de lodo de estação de tratamento de água (ETA) e de esgoto (ETE), em concentrações que variaram de 0,5% a 100%, chegando a 100% de inibição nas maiores concentrações (LIEBL; SCHOEN, 2022), fato que, pela diferença do observado no presente estudo, reforça a importância do monitoramento contínuo do lodo num cenário macroambiental.

A respeito do desenvolvimento inicial das plântulas, não foram observadas diferenças no crescimento do hipocótilo, seja no T0 ou no T90 do experimento, visto que todas as respostas foram de estímulo, todavia, já foi tratado que a radícula possui maior sensibilidade de resposta que o hipocótilo (MARASCHIN-SILVA; ESTEFÂNIA; AQUILA, 2006) e, em estudos recentes, é o indicador comumente utilizado (FILIPPI et al., 2023; MAÑAS; DE LAS HERAS, 2018). Direcionado a este cenário, neste estudo a resposta no crescimento da radícula, em T0, foi de inibição para todas as exposições, exceto solo + LE, fato que não ocorreu em T90, após a AN, aonde todas as exposições resultaram em estímulo, o que pode estar relacionado ao resultado satisfatório da AN para atenuação da toxicidade da amostra devido a ocorrência de reações e interações físico-químicas entre os componentes do LE, solo e CaOH_2 ao longo dos 90 dias de exposição deste estudo. Neste contexto, também podem ter sido afetadas as disponibilidades de compostos estimulantes no LE, como macronutrientes (K, N, Mg) ou micronutrientes (Fe, Zn, Mn), que agem diretamente nos processos de crescimento das raízes e desenvolvimento das plântulas (MELO et al., 2021),

A variação de pH em T0 causada pelo processo de EQ com a cal acabou por ser mitigada ao longo do período da AN, porém, apesar de *L. sativa* apresentar uma ampla faixa de tolerância para variações no pH, tanto para germinação quanto para o

desenvolvimento inicial (BITENCOURT et al., 2021), é uma variável que pode ter indisponibilizado inicialmente micronutrientes para a planta, devido a alcalinidade, pois cada micronutriente responde de forma diferente a variações no pH (MARCHI et al., 2020). Apesar de o LE utilizado neste trabalho não ter causado efeitos de toxicidade significativos à germinação da *L. sativa* e, ao mesmo tempo, o período de 90 dias de AN ter sido suficiente para ausência de efeitos negativos ao desenvolvimento inicial, já foi visto que pode ser necessário um período maior de atenuação. Desta forma, sementes de *L. sativa* já foram expostas ao lodo de tratamento de esgoto e de água, de forma que apenas após 150 dias de atenuação que foi possível observar a ausência de efeitos negativos na germinação e desenvolvimento inicial das plântulas (DE SOUZA, 2021). Neste contexto, devem ser conjugados os processos de EQ ao de NA a fim evitar efeitos iniciais de toxicidade às sementes de *L. sativa*, além disso, reforça a importância do monitoramento constante do lodo de esgoto, não somente através de indicadores químicos, mas também biológicos.

A cebola (*Allium cepa*) já é amplamente utilizada para avaliação da toxicidade de substâncias de interesse, incluindo o lodo de esgoto, é um experimento barato e de fácil execução que gera, a partir da análise das células da raiz primária da cebola expostas a substância, indicadores confiáveis de citotoxicidade, genotoxicidade e mutagenicidade, quantificando, respectivamente, o índice mitótico (IM), as aberrações cromossômicas (AC) e os micronúcleos (MN), permitindo uma visão aprofundada do potencial de toxicidade a nível celular (CARITÁ; MAZZEO; MARIN-MORALES, 2019; LEME; MARIN-MORALES, 2009; MESSIAS et al., 2021; PANTANO et al., 2021; SILVEIRA et al., 2017).

A partir destes indicadores, foi possível observar primeiramente que o solo utilizado no experimento não apresentou nenhum tipo de efeito significativo para as células de *A. cepa*, seguindo, das exposições de LE, LEE, solo + LE e solo + LEE, nenhuma foi citotóxica no tempo 0 (T0) do experimento. Após a atenuação natural (AN), no tempo 90 (T90), foi observado estímulo significativo ($p < 0,05$) apenas para a mistura de solo + LEE, o que pode ter ocorrido pela alteração na biodisponibilidade, ao longo do processo conjugado da AN com a estabilização química (EQ), de substâncias estimulantes, como P, N e agroquímicos, comumente encontrados nos efluentes domésticos os quais podem levar ao estímulo excessivo da divisão celular (DE SOUZA, 2021; DÜSMAN et al., 2014; LEME; MARIN-MORALES, 2009).

A quantidade de AC teve estímulo ($p < 0,05$) para todas as amostras em T0, já em T90, não foi observado nenhum efeito. A quantidade de MN teve estímulo ($p < 0,05$) para as amostras de LE e LEE em T0 e, em T90, não foi observado nenhum efeito. Neste caso, é possível inferir primeiramente que a EQ do lodo não foi suficiente para evitar efeitos de toxicidade a nível celular em *A. cepa*, pois os valores de AC e MN só deixaram de ser relevantes nas amostras de LEE e solo + LEE após o período de AN. Seguindo este raciocínio, também é possível inferir que os 90 dias de AN utilizados neste estudo foram suficientes para que lodo, nas amostras de LEE, solo + LE (1:1 – v:v) e solo + LEE (1:1 – v:v), não apresentasse efeitos de toxicidade para as células de *A. cepa*.

As aberrações cromossômicas resultam do efeito de agentes com potencial de provocar mudanças na estrutura em qualquer fase do processo de divisão celular (PANTANO et al., 2021), estes podem interagir diretamente com o DNA molecular, como no caso dos clastogênicos, e causar quebras cromossômicas ou, para agentes aneugênicos, podem interagir com o citoplasma e induzir a formação de pontes cromossômicas, perdas, adesões e a formação de micronúcleos (CORRÊA MARTINS; DE SOUZA; SOUZA, 2016b; FERNANDES; MAZZEO; MARIN-MORALES, 2009; SILVEIRA et al., 2017). As baixas concentrações de metais observadas na amostra de lodo utilizada neste estudo dificultam uma relação dos resultados a metais específicos, todavia, é uma informação que reforça a probabilidade de que os efeitos observados estão relacionados às interações entre os compostos presentes no lodo de esgoto, ou mesmo de compostos que não foram identificados nas análises químicas, os quais podem ser capazes de interagir tanto com o material genético quanto com outros componentes celulares (CARITÁ; MAZZEO; MARIN-MORALES, 2019).

Apesar de neste estudo só terem sido avaliados os elutriatos de LE e LEE nas concentrações de 100% e 50%, em outras análises a partir de amostras de lodo de cinco estações de tratamento em diferentes localidades no estado de São Paulo, Brasil, elutriatos com concentrações variadas (1,2%, 2,5%, 5%, 10%, 100%) causaram efeito significativo ($p < 0,05$) nas quantidades de aberrações cromossômicas e micronúcleos nas células de *Allium cepa*, mesmo para as menores concentrações (CARITÁ; MAZZEO; MARIN-MORALES, 2019) o que reforça o potencial de toxicidade do lodo em indicadores complementares às análises químicas.

Apesar da suficiência dos 90 dias para o processo de AN da amostra de lodo deste trabalho, já foi também observado com amostras de outros locais do Brasil a ausência de efeitos tóxicos às células de *Allium cepa* na exposição de solo com lodo 50% (1:1 – v:v)

apenas após 180 dias de atenuação natural e, para a exposição de lodo 100%, passados 360 dias ainda foi observado estímulo aos indicadores de aberrações cromossômicas e micronúcleos (MAZZEO et al., 2015), atestando a eficiência relativa da atenuação natural em relação a amostra de lodo. Ainda neste contexto, também diferindo do observado no presente trabalho, a atenuação do lodo de outra amostra de esgoto foi avaliada pelo período de 150 dias, de forma que apenas ao final do período que o lodo se mostrou estável e não resultou em efeitos de toxicidade nas células de *Allium cepa* (DE SOUZA, 2021).

Apesar de os processos conjugados de EQ e AN terem sido suficientes para mitigar a toxicidade do lodo de esgoto da ETE de Uberlândia em vista dos efeitos observados nas células de *A. cepa*, já foi apresentada a variabilidade na composição relativa à origem da amostra, o que reforça a necessidade de monitoramento constante, utilizando não somente indicadores químicos, mas também os biológicos, devido a relatividade do seu potencial danoso ao meio ambiente.

5. CONCLUSÃO

Na avaliação do potencial do lodo de esgoto (LE) da Estação de Tratamento de Esgoto Uberabinha de Uberlândia – Minas Gerais de causar efeitos de toxicidade, em nível de desenvolvimento primário de sementes de alface (*Lactuca sativa*), foi possível observar que os elutriatos do LE bruto e estabilizado (LEE) não foram tóxicos para a germinação das sementes. Em relação ao crescimento primário, foi observado que inicialmente (T0) os elutriatos causaram o estímulo de crescimento do hipocótilo (LE, LEE, solo + LE, solo + LEE), e inibição da radícula (LE, LEE, solo + LEE), porém esse efeito de inibição não foi observado nos elutriatos das amostras coletadas ao final da atenuação natural (T90). Com isto, foi possível concluir que a estabilização com Cal não causou efetivo para redução da toxicidade observada no crescimento inicial da alface. Por outro lado, a atenuação natural de 90 dias demonstrou reduzir os efeitos de inibição do crescimento observados no início do experimento.

Na avaliação de toxicidade dos elutriatos em nível celular, utilizando sementes de cebola (*Allium cepa*), não foi observado efeito citotóxico em nenhum dos tempos avaliados, porém em T0 todas as amostras contendo LE e LEE apresentaram potencial

genotóxico significativo, o mesmo ocorreu para o potencial mutagênico destas amostras, todavia a atenuação natural de 90 dias novamente apresentou respostas positivas em relação a redução da toxicidade observada inicialmente, não apresentando nenhum efeito significativo de genotoxicidade e mutagenicidade em células de cebola.

É importante destacar que diversos estudos apontam que a estabilização química com Cal é suficiente para reduzir patógenos e o imobilizar os metais presentes no lodo de esgoto, e, portanto, compatível para utilização agrícola em cultivos que não sejam de consumo direto (algodão, trigo, eucalipto). Contudo os dados obtidos nesta pesquisa demonstram que o potencial tóxico também foi observado nas amostras estabilizadas. Já a atenuação natural de 90 dias demonstrou ser uma técnica promissora para redução de toxicidade do lodo. Por fim, dada a variabilidade na composição química e nas respostas do LE quando em contato com outros organismos, reforça-se a importância de avaliação e monitoramento contínuo deste resíduo, não somente a partir de indicadores químicos, mas também biológicos para garantir uma maior abrangência na visão do potencial de impacto ambiental que acompanha o manejo do lodo de esgoto.

Capítulo 2 – Potencial uso do Lodo de Esgoto da Estação de Tratamento – ETE Uberabinha de Uberlândia – MG, na recuperação de solos degradados do Cerrado, a partir do desenvolvimento de mudas de Cedro Rosa (*Cedrela fissilis*)

RESUMO

O lodo de esgoto (LE) é um subproduto sólido decorrente das ações químicas, físico-químicas e biológicas típicas dos processos de tratamento de uma Estação de Tratamento de Esgoto – ETE. Existem processos que estabilizam o LE e o tornam apto a aplicação agrícola, mitigando a toxicidade, comumente derivada da presença de patogênicos e agentes bioacumuladores, que conferem seu risco ao meio ambiente. O presente estudo objetivou avaliar o potencial do LE da ETE de Uberlândia, cidade tropical brasileira inserida no do bioma do cerrado, de grande porte e alta relevância econômica, de ser reaproveitado como substrato agrícola e, com isso, avaliar seu potencial de causar efeitos de toxicidade a uma espécie de planta nativa do cerrado, assim como a possibilidade da fitorremediação de sua toxicidade. Foi possível observar que o LE tem o potencial de reaproveitamento agrícola, pois além de não ter causado efeitos de toxicidade a nenhuma das mudas de cedro rosa (*Cedrela fissilis*) ainda apresentou estímulo ao desenvolvimento de parte aérea e radicular. Na avaliação do potencial de fitorremediação com esta mesma espécie, os indicadores de redução da toxicidade das amostras foram obtidos através dos bioensaios com alface (*Lactuca sativa*), para fitotoxicidade, e cebola (*Allium cepa*), para citogenotoxicidade e mutagenicidade, de forma que não foram observados efeitos de fitotoxicidade para a germinação e desenvolvimento inicial das plântulas de *L. sativa*, todavia, foram observados efeitos secundários de citotoxicidade nas células de *A. cepa* para todas as exposições. Por fim, conclui-se que, apesar do potencial agrícola, não foi possível observar a fitorremediação do LE, não somente, as diferenças nas respostas de citotoxicidade chamam atenção para as reações físico-químicas que envolvem a interação entre a planta, o solo rizosférico e os contaminantes ou substâncias de interesse, o que demanda monitoramento.

PALAVRAS-CHAVE: Lodo de esgoto, Toxicidade, Fitorremediação, Reaproveitamento, Cerrado, Bioensaios.

1. INTRODUÇÃO

O lodo de esgoto (LE) é um subproduto sólido decorrente das ações químicas, físico-químicas e biológicas típicas dos processos de tratamento de uma Estação de Tratamento de Esgoto – ETE (HUŠEK; MOŠKO; POHOŘELÝ, 2022). A composição do LE é altamente heterogênea, varia conforme fatores como o porte do município, nível de industrialização e cobertura de saneamento, ao mesmo tempo, apresenta características de toxicidade ao meio ambiente, geralmente relacionadas a presença de metais, microplásticos, pesticidas e elementos traço (Se, Ag, Ti), os quais tem o potencial de ser danosos ao entrar em contato com o solo e a água (FIJALKOWSKI et al., 2017; ROLSKY et al., 2020; XIE et al., 2015). Segundo o último relatório de saneamento do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2017), o Brasil conta com aproximadamente 60% de cobertura de saneamento básico e, do LE gerado, mais que 90% são direcionados para os aterros sanitários municipais, o que é um problema, pois além de levar a redução da vida útil dos aterros, ainda leva o risco de contaminação do solo e das águas subterrâneas devido a potenciais falhas de infraestrutura (MATIAS; MOTTA SOBRINHO, 2020; RIBEIRO ZUBA JUNIOR et al., 2020; VINCIGUERRA; SZYMCZAK; VIEIRA DO PRADO, 2023).

Mantendo em vista que o volume de LE gerado tende a acompanhar o crescimento populacional e da cobertura de saneamento, o caminho mais prudente está na busca de alternativas para seu reaproveitamento, neste contexto, este resíduo tem se mostrado promissor para finalidades como o uso agrícola, resultando em ganhos de produtividade para culturas como manga, caju, milho, trigo e soja (CHOUDHARY et al., 2023; FIGUEIREDO LOBO et al., 2018; LINS; LIMA, 2022), também para a recuperação de áreas degradadas, apresentando indicadores positivos para a reestruturação da população microbiana, fixação de macronutrientes (C, N, P), micronutrientes (Cu, Zn, Mg) e aumento na capacidade de troca catiônica – CTC (OLIVEIRA; BORGES; DE LIMA, 2018; SAMYA DE FREITAS et al., 2019; TERAN et al., 2020).

Para as situações de solos degradados por contaminantes e poluentes, a fitorremediação é a técnica que parte do plantio de espécies que sejam tolerantes às substâncias de interesse do local, tenham capacidade de rápida geração de biomassa em parte aérea e radicular que, ao longo de seu desenvolvimento, estabiliza a parte tóxica contaminante do solo a partir da redução tanto das mobilidades quanto das biodisponibilidades, além de ser uma técnica barata e de

simples implementação (DA SILVA et al., 2019; ESTRELA ET AL., 2018; GABIRA et al., 2021). Neste cenário, espécies arbóreas, como o Cedro Rosa (*Cedrela fissilis*), nativo do cerrado brasileiro e que tem rápido desenvolvimento, grande biomassa e um extenso sistema radicular, já apresentou potencial satisfatório para desenvolvimento em solos contaminados com metais, como Cd, Cu, Pb, Zn e Al, resultando em baixo valor de translocação, de forma que a maioria ficou retida nas raízes e não chegou a acumular ou prejudicar na biomassa da planta (CAIRES et al., 2011; COVRE et al., 2020; KUINCHTNER et al., 2021; MEYER et al., 2016). Além do cedro, também já foram observados resultados positivos com outras espécies arbóreas nativas, como o angico-branco (*Albizia polycephala*) e amendoim-bravo (*Pterogyne nitens*) na tolerância e retenção em solos contaminados com Zn (PEDROSA GOMES et al., 2018).

Com cerca de 720.000 habitantes (IBGE, 2022), Uberlândia é uma cidade de clima tropical localizada na região do cerrado brasileiro, é a segunda maior de Minas Gerais, tanto em termos de população quanto de produto interno bruto (PIB), a produção agroindustrial é sua principal atividade econômica, seu setor de saneamento é considerado o terceiro melhor do Brasil (INSTITUTO TRATA BRASIL, 2023), e opera sob a responsabilidade do Departamento Municipal de Água e Esgoto – DMAE. Neste cenário, partindo do foco no reaproveitamento do LE como sendo uma alternativa ambientalmente e economicamente eficiente, o presente estudo objetivou avaliar o potencial LE da ETE de Uberlândia de ser reaproveitado como substrato agrícola e, com isso, avaliar seu potencial de causar efeitos de toxicidade a uma espécie de planta nativa do cerrado, assim como a possibilidade da fitorremediação da sua toxicidade.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. Desenvolvimento de mudas de Cedro Rosa (*Cedrela fissilis*)

As sementes de cedro rosa *Cedrela fissilis*, adquiridas em loja especializada, foram plantadas em 105 tubetes (12,5 cm x 3,5 cm) contendo substrato comercial (ClickMudas). As sementes foram irrigadas diariamente com água da torneira, duas vezes ao dia nos primeiros 30 dias, e uma vez ao dia durante 60 dias, totalizando 90 dias do plantio e 70 mudas. As mudas (n = 70) foram medidas quanto ao comprimento da parte aérea, com auxílio de trena e do diâmetro do coleto (caule) com auxílio de paquímetro digital. Para a aferição do peso seco da raiz, caule e folhas, as mudas (n = 10) foram primeiramente submetidas a secagem em estufa a 70 °C por

24 horas, na sequência o peso seco foi aferido com auxílio de balança eletrônica – EVEN, as partes foram então novamente submetidas a secagem em estufa a 70 °C por mais 24 horas, e por fim foi aferido o peso seco verdadeiro. O mesmo procedimento foi realizado com quatro mudas de cada cuba, após 90 dias de exposição.

Para o plantio, as mudas (n = 32) foram cuidadosamente transplantadas para cada uma das quatro cubas (32,5 cm x 26,5 cm x 20 cm) nas exposições com solo, LEE, solo + LE e solo + LEE, sendo o plantio de oito mudas por cuba realizado à profundidade de 10 cm, ficando expostas às amostras durante 90 dias, irrigadas duas vezes ao dia. Todos os processos de coleta e preparo das amostras, análises laboratoriais, caracterização química e granulométrica, assim como a preparação e proporção de amostras dispostas nas cubas, seguiram os mesmos procedimentos citados nos itens **2.1** e **2.2** do **Capítulo 1** – Toxicidade do Lodo de Esgoto da Estação de Tratamento – ETE Uberabinha de Uberlândia – MG, *in natura*, estabilizado com Cal Hidratada e submetido a atenuação natural, a partir de bioensaios com sementes de *Lactuca sativa* e *Allium cepa*. deste trabalho. As análises fisiológicas das taxas de assimilação de CO₂, as taxas de transpiração e a condutância estomática foram realizadas com as outras quatro mudas como apresentado por Silva (2023).

2.2. Bioensaios com sementes de alface (*Lactuca sativa*) e cebola *Allium cepa*

Após os 90 dias de fitorremediação, amostras de cada cuba foram coletadas para análise da toxicidade do elutriato a partir da avaliação da germinação e crescimento primário de sementes de alface (*Lactuca sativa*) e avaliação da citotoxicidade, genotoxicidade e mutagenicidade em células de cebola (*Allium cepa*). Todos os procedimentos de preparação de elutriatos, exposição das sementes e avaliação dos efeitos foram os mesmos descritos nos itens **2.3**, **2.4** e **2.5** do **Capítulo 1** – Toxicidade do Lodo de Esgoto da Estação de Tratamento – ETE Uberabinha de Uberlândia – MG, *in natura*, estabilizado com Cal Hidratada e submetido a atenuação natural, a partir de bioensaios com sementes de *Lactuca sativa* e *Allium cepa*. deste trabalho.

2.3. Análise dos dados

Para a análise dos dados morfológicos da *Cedrela fissilis*, a toxicidade do lodo nas exposições LEE, solo + LE (1:1 – v:v) e solo + LEE (1:1 – v:v) foi então avaliada a partir

crescimento relativo do comprimento do caule (CC) e diâmetro do caule (CD), obtidos pela fórmula $CC \text{ e } CD = \frac{\text{Média na exposição}}{\text{Média no solo}} \times 100$, e a partir do ganho de peso da raiz (GPR), caule (GPC) e folha (GPF), obtidos pela fórmula $GPR, GPC \text{ e } GPF = \frac{\text{Média na exposição}}{\text{Média no solo}} \times 100$.

As mesmas fórmulas também foram aplicadas para observar a diferença geral das mudas em vista das médias obtida no momento do plantio ($n = 70$), sendo neste caso crescimento relativo do comprimento do caule (CC) e diâmetro do caule (CD), obtidos pela fórmula $CC \text{ e } CD = \frac{\text{Média na exposição}}{\text{Média } T_0} \times 100$, e a partir do ganho de peso da raiz (GPR), caule (GPC) e folha (GPF), obtidos pela fórmula $GPR, GPC \text{ e } GPF = \frac{\text{Média na exposição}}{\text{Média } T_0} \times 100$.

O efeito das amostras no crescimento do caule, crescimento do diâmetro do caule, ganho de massa da raiz, ganho de massa do caule e ganho de massa da folha foi avaliado analisando os dados com o teste de anova, seguido do teste de Dunnet ($p < 0,05$), para comparação das médias dos grupos de dados das exposições com a média do controle. As análises dos dados foram realizadas com o software GraphPad Prism 5 (versão 5.0.1). Os dados obtidos através dos elutriatos nos bioensaios com *Lactuca sativa* e *Allium cepa* foram analisados e avaliados conforme descrito pelo item **2.6** do **Capítulo 1** – Toxicidade do Lodo de Esgoto da Estação de Tratamento – ETE Uberabinha de Uberlândia – MG, *in natura*, estabilizado com Cal Hidratada e submetido a atenuação natural, a partir de bioensaios com sementes de *Lactuca sativa* e *Allium cepa*. deste trabalho.

3. RESULTADOS

3.1. Fitorremediação com *Cedrela fissilis*

Das 105 sementes plantadas nos tubetes com substrato comercial, foi registrada a germinação de 67% após 90 dias do plantio, totalizando 70 mudas com média de 50 mm de altura e 2 mm de diâmetro, peso seco de 16 mg para raiz, 16 mg para o caule e 35 mg para as folhas ($n = 10$).

Após os 90 dias de AN foi possível observar primeiramente que não houve mortalidade e que as mudas se desenvolveram normalmente, logo, nenhuma das amostras apresentou toxicidade para *C. fissilis* nestes aspectos. Para as medições, como pode ser observado na **Tabela 6**, a única exposição que apresentou estímulo significativo ($p < 0,05$) para o comprimento em relação às mudas plantadas apenas no solo foi a mostra com solo + LE,

enquanto em relação ao diâmetro não houve diferença significativa. No tocante ao peso seco, a raiz e o caule apresentaram maior biomassa ($p < 0,05$) para todas as exposições, enquanto nas folhas, esse ganho só não foi observado para a exposição ao LEE.

Quanto às taxas de crescimento em comprimento do caule (CC), ganho no peso seco do caule (GPC) e ganho no peso seco da folha (GPF) os maiores estímulos foram observados para as exposições de solo + LE e solo + LEE respectivamente, LEE não representou estímulo significativo para GPF. Para o ganho de peso seco da raiz (GPR), o maior estímulo foi observado na exposição de solo + LEE, enquanto os menores foram para LEE e solo + LE respectivamente, como pode ser observado na **Tabela 7.**

Tabela 6 - Desenvolvimento das mudas de cedro rosa *Cedrela fissilis* após 90 dias de exposição em solo, lodo de esgoto estabilizado (LEE), solo + lodo de esgoto (LE) e solo + LEE, considerando comprimento (mm) e diâmetro (mm) do caule, peso seco da raiz (mg), caule (mg) e folhas (mg). [T0] representa as médias dos valores no momento do plantio das mudas. * $p < 0,05$ em relação ao solo.

	Amostras	Comprimento (mm)			Diâmetro (mm)			Peso Raiz (mg)			Peso Caule (mg)			Peso Folha (mg)		
T0	Substrato comercial	50,66	±	14,14	2,02	±	0,47	15,80	±	7,50	16,10	±	8,20	35,20	±	11,90
	Solo	115,13	±	27,28	2,69	±	0,81	33,60	±	5,60	83,40	±	21,70	127,80	±	41,80
T90	LEE	115,45	±	17,72	3,54	±	0,51	134,60	±	27,10*	193,40	±	36,60*	209,80	±	47,90
	Solo+LE	161,09	±	40,27*	3,81	±	0,76	88,10	±	43,70*	255,80	±	106,30*	414,20	±	203,70*
	Solo+LEE	128,63	±	25,26	3,85	±	1,02	141,40	±	30,00*	215,60	±	32,20*	295,00	±	57,20*

Tabela 7 - Taxas de crescimento considerando crescimento do caule (CC), crescimento do diâmetro (CD), ganho no peso seco da raiz (GPR), ganho no peso seco do caule (GPC) e ganho no peso seco da folha (GPF) em relação às mudas plantadas no solo. [T0] é a referência em relação às médias dos valores no momento do plantio das mudas. [S90] é a referência às médias dos valores obtidos na exposição do solo ao final dos 90 dias do experimento. * $p < 0,05$ para o solo.

Amostras	Referência	CC (%)	CD (%)	GPR (%)	GPC (%)	GPF (%)
Solo	S90	127%	33%	113%	418%	263%
LEE	S90	0%	32%	*301%	*132%	64%
Solo+LE	S90	*40%	42%	*162%	*207%	*224%
Solo+LEE	S90	12%	43%	*321%	*159%	*131%

3.2. Teste de germinação e inibição do crescimento com *Lactuca sativa*

O controle apresentou germinação superior a 65%, o que cumpriu o pré-requisito de validade do teste (USEPA, 1996). Ao mesmo tempo, nenhuma exposição dos elutriatos preparados com as amostras fitorremediadas pelo cedro rosa resultou em inibição da germinação de forma significativa ($p < 0,05$) como pode ser observado no Figura 6.

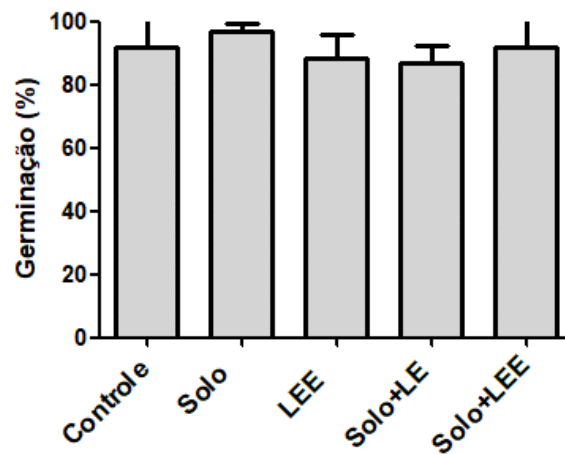


Figura 6 - Germinação (%) das sementes de alface (*Lactuca sativa*) germinadas no controle com água ultrapura) e nos elutriatos de solo, lodo de esgoto estabilizado (LEE), solo + LE (1:1) e solo + LEE (1:1) após 90 dias de fitorremediação com Cedro Rosa (*Cedrella fissilis*).

O desenvolvimento inicial das sementes de alface foi estimulado em todas as exposições quando comparadas com o controle ($p < 0,05$), tanto do hipocótilo, quanto da radícula **Figura 7**.

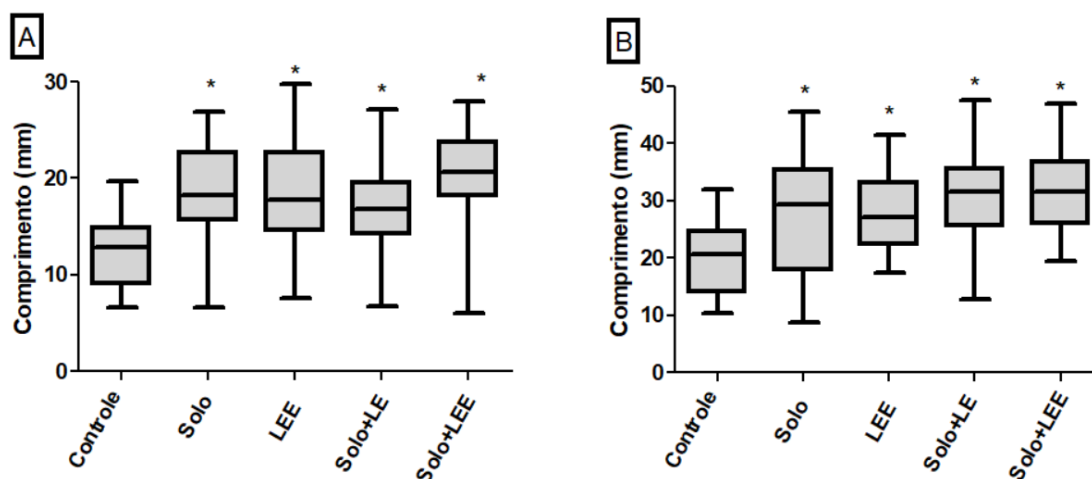


Figura 7 - Comprimento dos hipocótilos [A] e das radículas [B] das plântulas de alface (*Lactuca sativa*) germinadas no controle com água ultrapura e nos elutriatos de solo, lodo de esgoto estabilizado (LEE), solo + LE (1:1) e solo + LEE (1:1), após 90 dias de fitorremediação com Cedro Rosa (*Cedrella fissilis*).

3.3. Teste de potencial citogenotóxico e mutagênico com *Allium cepa*

As células das raízes expostas ao controle positivo (CP) apresentaram sensibilidade satisfatória, o que pode ser observado pelo estímulo significativo ($p < 0,05$) nos indicadores de genotoxicidade, representados pela quantificação de aberrações cromossômicas (AC) e de mutagenicidade, representados pela quantificação de micronúcleos (MN) como indicado na **Tabela 8**.

Para o índice mitótico (IM), todas as exposições resultaram em estímulo significativo ($p < 0,05$) na divisão celular quando comparadas com controle. Houve um aumento significativo ($p < 0,05$) de AC apenas na exposição de solo + LE (1:1). Não foi observado efeito de mutagenicidade nos elutriatos das amostras após 90 dias de fitorremediação com Cedro Rosa (*Cedrella fissilis*).

Tabela 8 - Análise das células meristemáticas de cebola (*Allium cepa*) no controle (água ultrapura), controle positivo (metilmetano sulfonato), e nas exposições de elutriados do solo, lodo de esgoto (LE), lodo de esgoto estabilizado (LEE), solo + LE e solo + LEE após 90 dias de fitorremediação com Cedro Rosa (*Cedrela fissilis*), a partir da quantificação de células em processo de divisão, representada pelo índice mitótico (IM), pela quantificação de células com aberrações cromossômicas (AC), representada pela genotoxicidade e pela quantificação de células com micronúcleos (MN), representada pela mutagenicidade. * Diferença significativa ($p < 0,05$) para o controle.

Parâmetros avaliados	C			CP			Solo			LEE			Solo+LE			Solo+LEE		
Índice mitótico	12,68	±	5,71	48,26	±	7,19*	35,67	±	14,87*	35,15	±	6,86*	50,20	±	12,44*	31,08	±	3,39*
Aberrações cromossômicas	1,03	±	0,82	19,09	±	5,52*	1,76	±	1,74	3,26	±	1,30	11,10	±	3,35*	4,29	±	2,98
Micronúcleos	0,28	±	0,56	10,04	±	2,75*	0,49	±	0,98	0,75	±	0,96	1,22	±	1,46	1,75	±	0,53

4. DISCUSSÃO

Conforme proposto por este trabalho, foi avaliado o potencial de reaproveitamento do lodo de esgoto (LE) da Estação de Tratamento de Esgoto Uberabinha de Uberlândia – Minas Gerais, em solo do Cerrado como parte do processo de recuperação de áreas degradadas com o plantio de mudas de cedro rosa *Cedrela fissilis*, assim como a possibilidade da fitorremediação.

Neste trabalho, em nenhuma das exposições com solo, LEE, solo + LE e solo + LEE foi observada mortalidade das mudas de *cedro*. Resultados semelhantes já foram observados na exposição desta espécie em solo contaminado com metais (Cd, Cu, Pb, Zn) para avaliação do desenvolvimento, translocação e bioacumulação, além de outras espécies nativas do cerrado como a Copaíba (*Copaifera langsdorffii*), Cagaiteira (*Eugenia dysenterica*), Ingá-branco (*Inga laurina*) e o Ipê Roxo (*Handroanthus impetiginosus*), aonde todas apresentaram potencial fitorremediador, com destaque para o cedro que apresentou a maior tolerância, em vista das demais, ao ambiente contaminado (MEYER et al., 2016). Ainda neste contexto, especificamente em relação ao Cu, já foi observado a inibição do crescimento de *C. fissilis* em concentrações no solo superiores a 300 mg.l⁻¹, todavia a semente ainda conseguiu germinar e a plântula se desenvolver, resultado que também reforça a tolerância de espécie a situação de estresse causada por toxicidade no meio (SALA et al., 2021). Na presente pesquisa as mudas de *C. fissilis* também demonstraram ser bastante resistentes tanto em relação às misturas complexas de substâncias químicas presentes no lodo, quanto ao pH elevado nas amostras contendo LEE (Capítulo 1, **Tabela 3**), considerando o fato de que o pH típico do solo do Cerrado é levemente ácido.

Respostas fisiológicas em situações que envolvem estresse para a planta causado por toxicidade de agentes no solo, apesar de variar conforme espécie, comumente podem ser observados sintomas de clorose nas pontas e margens das folhas, assim como raízes amarronzadas, com atrofias e coraloides (MEYER et al., 2016), sintomas estes que não foram observados nos indivíduos de *C. fissilis* submetidos às exposições destes estudos. O índice de tolerância da planta pode ser avaliado a partir da razão entre o peso seco dos indivíduos expostos ao poluente em comparação com o peso no controle (NAUTIYAL; RAO RACHAPUTI; JOSHI, 2002), e neste contexto, nenhuma das exposições resultou em prejuízos para a planta quanto ao desenvolvimento da parte aérea ou radicular, todavia, apesar de todas terem estimulado a planta, foi observado que as mudas nas exposições de LEE e solo + LEE tiveram

o maior desenvolvimento radicular, ao mesmo tempo, as mudas na exposição de solo + LE tiveram o maior desenvolvimento de parte aérea Tabela 6.

A proporção entre a biomassa da raiz e as medidas da parte aérea, ou “root-to-shoot”, tem se demonstrado um indicador confiável para a observação de como diferentes espécies de plantas se comportam em situações de estresse ambiental, além de proporcionar direcionamentos para quantificações mais assertivas de incorporação de carbono (AGATHOKLEOUS et al., 2019) de forma que tal proporção pode impactar no processo de desenvolvimento da planta que, neste caso, pode optar por alocar mais energia para o aumento da massa e ramificação radicular na busca de condições mais favoráveis a sobrevivência (HUTCHINGS; JOHN, 2004; SHIOTSU et al., 2016). Dito isto, em vista do observado neste estudo, o aumento de massa e ramificação radicular ter sido estimulado nas mudas expostas a LEE e solo + LEE pode indicar que a alteração inicial no pH, resultante do processo de estabilização química (EQ) utilizando CaOH_2 , pode ter afetado a biodisponibilidade de metais, ou mesmo outros poluentes não identificados nas análises das amostras, e que levaram as mudas a disporem de maior investimento energético na massa radicular.

Ainda no contexto da EQ do lodo utilizando CaOH_2 , já foram observados resultados satisfatórios no crescimento e ganho de massa das plantas a partir de testes de produção com Cedro Australiano (*Toona ciliata*) e Aroeira Pimenteira (*Schinus terebinthifolius*) (DO CARMO SILVA CARVALHO et al., 2022), o que reforça a eficiência deste processo de EQ, que também já foi avaliado num escopo ampliado considerando diferentes métodos (solarização, cal hidratada, ácido paracético, quaternário de amônio e hipoclorito de sódio) para a estabilização do lodo, o que permitiu concluir que a prática mais eficiente é a utilização conjunta da CaOH_2 com a solarização para estabilização e posterior uso agrícola do lodo, o que foi feito neste estudo. O lariço-europeu (*Larix decidua*) também é uma espécie arbórea que já demonstrou resistência a estresses ambientais causados por toxicidade de forma que as mudas expostas ao lodo de esgoto bruto como fertilizante, pelo período de 12 meses, ainda apresentaram desenvolvimento satisfatório e estímulo nas exposições em vista do solo referência utilizado (BOURIOUG et al., 2015).

Nenhum dos elutriatos obtidos a partir das amostras fitorremediadas pelo cedro rosa resultou em inibição da germinação das sementes de *L. sativa*. Levando em consideração o crescimento do hipocótilo e da radícula, todas as exposições com os elutriatos após 90 dias de fitorremediação resultaram em estímulo do crescimento. Contudo, os dados de crescimento obtidos no Capítulo 1, considerando apenas a atenuação natural por 90 dias também

demonstraram resposta positiva em relação ao estímulo no crescimento radicular (Figura 4), sendo assim, não é possível afirmar que o processo de fitorremediação contribuiu para redução da fitotoxicidade quando comparado com os dados de crescimento no início da exposição (T0).

Apesar de não ter sido observado neste estudo, já foram obtidos resultados satisfatórios no potencial da remediação da toxicidade causada por metais (Fe, Pb, Cu, Zn) e outros elementos traço (As, Tl, Ag) a partir da fitorremediação com *Cedrela fissilis* (MADEJÓN et al., 2018), além disso, com a utilização do lodo bruto já foi visto com elutriados no intervalo proporcional de concentrações entre 20 e 520 t.ha⁻¹ a inibição da germinação, para valores inferiores a 50%, e do desenvolvimento inicial da *Lactuca sativa* nas concentrações superiores a 160 t/ha (DE FREITAS et al., 2023) e, em outro exemplo utilizando amostra de lodo bruto, elutriados em concentrações superiores a 50% do resíduo já foram suficientes para inibir 100% da germinação das sementes (FILLIPI, 2022). Estes resultados, juntamente do potencial variável de interferência nas reações físico-químicas e biológicas que acompanham a espécie selecionada para o processo de fitorremediação, reforçam a importância da avaliação e monitoramento constante ao longo do processo de recuperação de áreas degradadas ou, pelas mesmas razões, das aplicações agrícolas do lodo de esgoto.

Todas as exposições das sementes de *Allium cepa* aos elutriados obtidos a partir das amostras estimularam a divisão celular observado a partir da análise do índice mitótico (IM), e com exceção de solo + LE que teve estímulo a quantidade de aberrações cromossômicas (AC), nenhuma exposição resultou em estímulo na presença de AC ou de micronúcleos (MN). Estas respostas permitem afirmar que em nível citogenotóxico, houve interferência negativa da presença da *C. fissilis* ao longo do processo de remediação, visto que, nas mesmas exposições, sem a presença das mudas não foram observadas alterações no IM e nas AC, além disso, também permite afirmar que compostos não quantificados no solo se tornaram biodisponíveis ao longo do processo (Capítulo 1, **Tabela 4**).

Comumente as respostas no organismo estão relacionadas a presença de metais, considerando concentração e biodisponibilidade, podendo impactar com maior ou menor intensidade devido a condições físico-químicas, assim como variações de fatores como pH e temperatura, todos estes diretamente variáveis conforme amostra de lodo de esgoto e que podem interferir na biodisponibilidade dos metais (ALVES et al., 2021; MAZZEO et al., 2015; TYTŁA; WIDZIEWICZ; ZIELEWICZ, 2016). O estímulo ao índice mitótico está diretamente relacionado ao aumento no processo de divisão celular, que neste contexto é um importante indicador de toxicidade e poluição ambiental, e pode chegar até a formar tumores (LEME;

MARIN-MORALES, 2009), neste contexto, apesar de os metais não terem sido observados de forma significativa na amostra de lodo utilizada neste estudo (**Capítulo 1** – Toxicidade do Lodo de Esgoto da Estação de Tratamento – ETE Uberabinha de Uberlândia – MG, *in natura*, estabilizado com Cal Hidratada e submetido a atenuação natural, a partir de bioensaios com sementes de *Lactuca sativa* e *Allium cepa*., Tabela 1), a presença das mudas carrega em si as considerações relativas ao solo rizosférico, aonde ocorrem uma série de reações físico-químicas e biológicas, envolvendo enzimas, minerais e nutrientes, além de serem diretamente sensíveis aos componentes e condições do solo, que podem ter interferido na toxicidade do meio, resultado em novos contaminantes devido a reações, ou garantido a biodisponibilidade daqueles que não estavam reativos (ATAÍDE et al., 2023; DA SILVA et al., 2015; DELVAUX et al., 2021; RAIMAM; SILVA, 2023).

Estímulo aos indicadores de genotoxicidade e mutagenicidade nas células de *Allium cepa* já foi observado com tratamentos de lodo de cinco estações de tratamento de esgoto diferentes, para diversas concentrações (1,25%, 2,00%, 5,00%, 10,00%, 100,00%), de forma que foram significativos mesmo nas menores concentrações, todavia, em nenhum momento interferiram no índice mitótico (CARITÁ; MAZZEO; MARIN-MORALES, 2019). Com outras amostras, também a partir do bioensaio com *Allium cepa*, já foi observada a redução da toxicidade do lodo de esgoto ao longo de 12 meses de atenuação natural, em diferentes misturas com o solo (10%, 25%, 50%, 100%), apresentando resultados satisfatórios na redução indicadores de aberrações cromossômicas e micronúcleos após o período de 6 meses, quando o ciclo celular e os danos no material genético deixaram de ser numericamente significativos em vista dos controles, além de não terem sido observadas interferências no índice mitótico em nenhum momento (MAZZEO et al., 2015).

Todavia, semelhante ao observado neste estudo, a partir da aplicação direta do lodo bruto no solo como insumo agrícola para uma plantação de eucalipto comercial (*Eucalyptus*), foi possível observar a redução da toxicidade ao longo do período de 23 meses do experimento, todavia, foi observado estímulo ao índice mitótico das células de cebola (*Allium cepa*) em diferentes momentos da avaliação (ABREU-JUNIOR et al., 2019), dados que indicam a relação da interferência neste indicador com a presença da planta e do conjunto de reações e interações físico-químicas que acompanham a interação entre a raiz e o solo. Ainda neste cenário, foi possível observar no presente estudo que para a amostra de solo + LE, onde não houve a estabilização química, houve aumento das AC, o que permite inferir a maior genotoxicidade do solo contendo lodo bruto e fitorremediado por cedro, novamente levantando a possibilidade de

que processos físico-químicos da fitorremediação possam biodisponibilizar compostos genotóxico em exposições de 90 dias.

5. CONCLUSÃO

Foi possível observar através dos resultados obtidos com este trabalho que o lodo de esgoto (LE) da Estação de Tratamento de Esgoto Uberabinha tem o potencial de reaproveitamento agrícola, pois além de não ter causado efeitos de toxicidade a nenhuma das mudas de *Cedrela fissilis* utilizadas no plantio durante 90 dias, para nenhuma das exposições com solo, lodo de esgoto estabilizado (LEE), solo + LE (1:1) e solo + LEE (1:1 – v:v), ainda apresentou estímulo ao desenvolvimento de parte aérea e radicular.

Na avaliação do potencial de fitorremediação do cedro rosa, os indicadores de redução da toxicidade das amostras foram obtidos através dos bioensaios com *Lactuca sativa*, para fitotoxicidade, e *Allium cepa*, para genotoxicidade e mutagenicidade, de forma que não foram observados efeitos de fitotoxicidade para a germinação e desenvolvimento inicial das plântulas de *L. sativa*. Todavia, foram observados efeitos secundários de citotoxicidade nas células de *A. cepa* para todas as exposições, além de ter sido observado estímulo a quantidade de aberrações cromossômicas na exposição de solo + LE. Como estas respostas de citotoxicidade e genotoxicidade não ocorreram fora do processo de fitorremediação, são dados que chamam atenção para as reações físico-químicas que envolvem este processo a nível da interação que ocorre entre a planta, o solo rizosférico e os contaminantes ou substâncias de interesse.

Para estudos futuros, é importante que seja considerado o monitoramento dos indicadores de toxicidade ao longo do processo, além disso, devem ser avaliadas, preferencialmente com uma maior variedade de espécies com potencial fitorremediador, o comportamento das interações inerentes ao comportamento físico-químico e microbiológico do solo rizosférico e sua interferência nas substâncias de interesse identificadas. Também no cenário da fitorremediação do lodo, pode ser considerado o plantio das mudas de cedro rosa apenas após o processo de atenuação do lodo (90 dias ou mais) para avaliar o desenvolvimento e respostas ecotoxicológicas nestas condições.

3. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A partir deste trabalho foi possível avaliar o potencial de toxicidade do lodo de esgoto (LE) da Estação de Tratamento de Esgoto Uberabinha do município de Uberlândia – Minas Gerais. Foi visto tanto potencial de causar impactos negativos no meio ambiente quanto o de reaproveitamento de reaproveitamento como insumo agrícola, neste contexto, também foram avaliados os processos de redução da toxicidade deste resíduo a partir da estabilização química (EQ) com a cal hidratada, a partir da atenuação natural (AN) e da fitorremediação utilizando uma espécie nativa do cerrado. Com estes processos, tendo em vista a amostra de LE deste trabalho, foi possível observar que a EQ, apesar de já ter eficácia comprovada para estabilização visando fins agrícolas, é um processo que pode levar a efeitos secundários de toxicidade, assim como a fitorremediação, devido às interações físico-químicas e biológicas que ocorrem no solo rizosférico, o que leva a necessidade de monitoramento e acompanhamento da curva de toxicidade do resíduo ao longo do tempo, utilizando indicadores químicos e biológicos. Quanto ao processo de AN utilizado, foi suficiente para atenuação da toxicidade do LE para que não mais causasse efeitos nos indicadores de fitotoxicidade, citotoxicidade, genotoxicidade e mutagenicidade das espécies utilizadas.

A problemática de gestão ambiental do lodo é mundial e, no cenário do descarte deste resíduo, gera riscos ao meio ambiente tanto para a água quanto para o solo devido à sua característica de toxicidade e patogenicidade. A busca por alternativas de manejo deste resíduo é uma atividade extremamente importante, mas deve ser levada sempre com cautela, tendo em vista os efeitos de longo prazo que podem decorrer da aplicação para quaisquer fins, inerentes as características altamente variáveis da composição do lodo de esgoto. Pela abrangência deste assunto, é importante que em estudos posteriores seja aprofundado o detalhamento das interações físico-químicas e microbiológicas que ocorrem ao longo da remediação do LE, assim como as interações com solo e as mudanças na toxicidade conforme interações com outros agentes, como químicos estabilizantes e plantas remediadoras. Juntos, estes indicadores podem levar a uma visão mais clara dos fatores que garantem a estabilização, os quais devem ser otimizados conforme avanço no entendimento científico dos processos que podem levar este passivo ambiental global a se tornar um ativo de valor, tanto para o meio ambiente quanto para a sociedade.

4. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABREU-JUNIOR, C. H. et al. Effects of sewage sludge application on unfertile tropical soils evaluated by multiple approaches: A field experiment in a commercial Eucalyptus plantation. **Science of the Total Environment**, v. 655, p. 1457–1467, 10 mar. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.334>.

AGATHOKLEOUS, E. et al. **Does the root to shoot ratio show a hormetic response to stress? An ecological and environmental perspective.** **Journal of Forestry Research.** Northeast Forestry University, , 1 out. 2019. <https://doi.org/10.1007/s11676-018-0863-7>

AGORO, M. A. et al. Heavy metals in wastewater and sewage sludge from selected municipal treatment plants in eastern cape province, south africa. **Water (Switzerland)**, v. 12, n. 10, 1 out. 2020. <https://doi.org/10.3390/w12102746>.

ALVES, P. F. S. et al. Teores de metais pesados e sódio no solo e em cultivo de girassol adubado com lodo de esgoto. **Research, Society and Development**, v. 10, n. 12, p. e436101220734, 26 set. 2021. <https://doi.org/10.33448/rsd-v10i12.20734>.

AMILTON, A. F. et al. Treatment of sewage sludge with the use of solarization and sanitizing products for agricultural purposes. **African Journal of Agricultural Research**, v. 11, n. 3, p. 184–191, 21 jan. 2016. <https://doi.org/10.5897/AJAR2015.10571>.

ATAÍDE, F. B. et al. RELAÇÃO ENTRE ATRIBUTOS FÍSICOS, QUÍMICOS E MICROBIOLÓGICOS DO SOLO SOB DIFERENTES USOS NO CENTRO AGROTECNOLÓGICO EM PALMAS-TO. **AGRI-ENVIRONMENTAL SCIENCES**, v. 9, n. 2, p. 15, 20 out. 2023. <https://doi.org/10.36725/agries.v9i2.8702>.

BARROS, I. T. et al. **Avaliação agronômica de biossólidos tratados por diferentes métodos químicos para aplicação na cultura do milho.** *Rev. bras. eng. agríc. ambient.* 15 (6), Jun. 2011. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662011000600014>.

BILOTTA, P.; ROSS, B. Z. L. Estimate of energy generation and of greenhouse gas emission on biogas recovery from wastewater treatment plant. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 21, n. 2, p. 275–282, 1 abr. 2016. <https://doi.org/10.1590/s1413-41522016141477>.

BITENCOURT, G. DE A. et al. Fitoquímica e Alelopatia da Aroeira -Vermelha (*Schinus terebinthifolius* Raddi) na Germinação de Sementes. **Ensaios e Ciência C Biológicas Agrárias**

e da Saúde, v. 25, n. 1, p. 02–08, 29 mar. 2021. <https://doi.org/10.17921/1415-6938.2021v25n1p02-08>.

BOURIOUG, M. et al. Sewage sludge fertilization in larch seedlings: Effects on trace metal accumulation and growth performance. **Ecological Engineering**, v. 77, p. 216–224, 1 abr. 2015. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.01.031>.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução nº 498, de 19 de agosto de 2020**. Estabelece diretrizes para o licenciamento ambiental. Brasília, DF: CONAMA, 2020. Disponível em: https://conama.mma.gov.br/index.php?option=com_sisconama&view=atonormativo&id=726. Acesso em: 04 nov. 2025.

BRITT, D. Natural resources in a planetary perspective. **Geochemical Perspectives**, v. 3, n. 2, p. 129–341, 1 out. 2014. <https://doi.org/10.7185/geochempersp.3.2>.

BRITISH STANDARDS INSTITUTION (BSI). **PAS 100:2018: Specification for composted materials**. London: BSI Standards Limited, 2018. Disponível em: <https://standardsdevelopment.bsigroup.com/projects/9017-01020>. Acesso em: 04 nov. 2025.

CAIRES, S. M. et al. Desenvolvimento de mudas de Cedro-Rosa em solo contaminado com cobre: Tolerância e potencial para fins de fitoestabilização do solo. **Revista Árvore**, v. 35, n. 6, p. 1181–1188, 2011. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622011000700004>.

CAMARGO, F. P. et al. Removal of Toxic Metals from Sewage Sludge Through Chemical, Physical, and Biological Treatments—a Review. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 227, n. 12, p. 433, 7 dez. 2016a. <https://doi.org/10.1007/s11270-016-3141-3>.

CAMARGO, F. P. et al. Removal of Toxic Metals from Sewage Sludge Through Chemical, Physical, and Biological Treatments—a Review. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 227, n. 12, p. 433, 7 dez. 2016b. <https://doi.org/10.1007/s11270-016-3141-3>.

CAMPAGNA-FERNANDES, A. F.; MARIN, E. B.; PENHA, T. H. F. L. Application of root growth endpoint in toxicity tests with lettuce (*Lactuca sativa*). **Ecotoxicology and Environmental Contamination**, v. 11, n. 1, p. 27–32, 12 ago. 2016. <https://doi.org/10.5132/eec.2016.01.05>.

CARITÁ, R.; MAZZEO, D. E. C.; MARIN-MORALES, M. A. Comparison of the toxicogenetic potential of sewage sludges from different treatment processes focusing

agricultural use. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, n. 21, p. 21475–21483, 1 jul. 2019. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-05453-y>.

CHATURVEDI, A. et al. Detoxification of Sewage Sludge by Natural Attenuation and Application as a Fertilizer. Em: **Sustainable Management and Utilization of Sewage Sludge**. Cham: Springer International Publishing, 2022. p. 263–280. https://doi.org/10.1007/978-3-030-85226-9_13.

CHEN, M. et al. Survey of elemental composition in dewatered sludge in Japan. **Science of the Total Environment**, v. 752, 15 jan. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141857>.

CHOUDHARY, M. et al. Effect of sludge amelioration on yield, accumulation and translocation of heavy metals in soybean grown in acid and alkaline soils. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 30, n. 45, p. 101343–101357, 1 set. 2023. <https://doi.org/10.1007/s11356-023-29568-5>.

COROMINAS, L. et al. Transforming data into knowledge for improved wastewater treatment operation: A critical review of techniques. **Environmental Modelling and Software**, v. 106, p. 89–103, 1 ago. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2017.11.023>.

CORRÊA MARTINS, M. N.; DE SOUZA, V. V.; SOUZA, T. DA S. Genotoxic and mutagenic effects of sewage sludge on higher plants. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 124, p. 489–496, fev. 2016a. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.11.031>.

COSTA, T. G. A. et al. TRATAMENTO ALCALINO DE LODO DE ESGOTO NO PREPARO DO BIOSSÓLIDO COMO ALTERNATIVA DE ADUBO ORGÂNICO. **Multi-Science Journal**, v. 1, n. 13, p. 374–377, 11 nov. 2018. <https://doi.org/10.33837/msj.v1i13.880>.

COVRE, W. P. et al. Phytoremediation potential of *Khaya ivorensis* and *Cedrela fissilis* in copper contaminated soil. **Journal of Environmental Management**, v. 268, 15 ago. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110733>.

DA SILVA, D. M. et al. Indicadores microbiológicos de solo em pastagem com aplicação sucessiva de dejetos de suínos. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, v. 39, n. 6, p. 1585–1594, 1 nov. 2015. <https://doi.org/10.1590/01000683rbcs20150138>

DA SILVA, T. J. et al. Phytoremediation of soils contaminated with metals: Current outlook and prospects of use of forest species. **Revista Virtual de Quimica**. Sociedade Brasileira de Quimica, 2019. <https://doi.org/10.21577/1984-6835.20190003>.

DE FREITAS, A. R. et al. Germination, cytotoxicity, and mutagenicity in *Lactuca sativa* L. and *Passiflora alata* Curtis in response to sewage sludge application. **Ecotoxicology**, v. 32, n. 5, p. 628–637, 1 jul. 2023. <https://doi.org/10.1007/s10646-023-02673-4>.

DE OLIVEIRA SILVA, J. et al. Thermal analysis and FTIR studies of sewage sludge produced in treatment plants. the case of sludge in the city of Uberlândia-MG, Brazil. **Thermochimica Acta**, v. 528, p. 72–75, 20 jan. 2012. <https://doi.org/10.1016/j.tca.2011.11.010>.

DE SOUZA, A. C. Z. **USO SUSTENTÁVEL DO LODO DE TRATAMENTO DE ÁGUA E ESGOTO: EFEITOS FITOTÓXICOS, GENOTÓXICOS E POSSIBILIDADE DE USO ANTES E DEPOIS DA BIORREMEDIAÇÃO**. Rio Claro: UNESP, 2021. Disponível em: <http://hdl.handle.net/11449/235730>. Acesso em: 04 nov. 2025.

DE SOUZA, C. DA C. B. et al. Relation between changes in organic matter structure of poultry litter and heavy metals solubility during composting. **Journal of Environmental Management**, v. 247, p. 291–298, 1 out. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.06.072>.

DELIBACAK, S. et al. Use of sewage sludge in agricultural soils: Useful or harmful. **Eurasian Journal of Soil Science**, v. 9, n. 2, p. 126–139, 2020. <https://doi.org/10.18393/ejss.687052>.

DELVAUX, J. C. et al. EFEITO RIZOSFÉRICO SOBRE A ATIVIDADE MICROBIANA E DISPONIBILIDADE DE NITROGÊNIO EM FLORESTAS DE EUCALYPTUS UROGRANDIS/ RHYPHOSPHERIC EFFECT ON MICROBIAL ACTIVITY AND AVAILABILITY OF NITROGEN IN FORESTS OF EUCALYPTUS UROGRANDIS. **Brazilian Journal of Development**, v. 7, n. 1, p. 6434–6452, 2021. <https://doi.org/10.34117/bjdv7n1-435>.

DO CARMO SILVA CARVALHO, L. C. et al. Aproveitamento de lodo de esgoto urbano como substrato para produção de mudas de cedro australiano (*Toona ciliata*) e aroeira pimenteira (*Schinus terebinthifolius*). **Scientia Plena**, v. 18, n. 10, 11 nov. 2022. <https://doi.org/10.14808/sci.plena.2022.100201>.

DÜSMAN, E. et al. *Allium cepa* L. as a bioindicator to measure cytotoxicity of surface water of the Quatorze River, located in Francisco Beltrão, Paraná, Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 186, n. 3, p. 1793–1800, 2014. <https://doi.org/10.1007/s10661-013-3493-8>.

ENGIDA, T. M. et al. Review paper on treatment of industrial and domestic wastewaters using uasb reactors integrated into constructed wetlands for sustainable reuse. **Applied Ecology and Environmental Research**, v. 18, n. 2, p. 3101–3129, 2020. https://doi.org/10.15666/aecer/1802_31013129.

ESTRELA ET AL. Fitorremediação como solução para solos contaminados por metais pesados. **Revista Ceuma**, v. 31, 2018. <https://doi.org/10.24863/rccp.v31i1.191>.

FERNANDES, T. C. C.; MAZZEO, D. E. C.; MARIN-MORALES, M. A. Origin of nuclear and chromosomal alterations derived from the action of an aneugenic agent-Trifluralin herbicide. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 72, n. 6, p. 1680–1686, set. 2009. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2009.03.014>.

FILIZOLA, Heloisa Ferreira et al. **Diagnóstico de atributos físico-hídricos dos solos de textura arenosa em áreas de intensificação agrícola no bioma Cerrado**. Jaguariúna, SP: Embrapa Meio Ambiente, 2019. 74 p. (Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 84). Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/1112863/1/DiagnosticoAtributosFilizolaBol84.pdf>. Acesso em: 04 de nov. 2025.

FERREIRA, S. R. et al. Produtividade de cana-de-açúcar de segundo corte fertilizada com organomineral de lodo de esgoto e bioestimulante. **Brazilian Journal of Development**, v. 6, n. 1, p. 4594–4600, 2020. <https://doi.org/10.34117/bjdv6n1-329>.

FIGUEIREDO LOBO, T. et al. MANEJOS DE NITROGÊNIO E DO LODO DE ESGOTO NA CULTURA DO TRIGO. **COLLOQUIUM AGRARIAE**, v. 14, n. 1, p. 58–66, 29 jan. 2018. <https://doi.org/10.5747/ca.2018.v14.n1.a190>.

FIJALKOWSKI, K. et al. The presence of contaminations in sewage sludge – The current situation. **Journal of Environmental Management**, v. 203, p. 1126–1136, 1 dez. 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.05.068>.

FILIPI, Á. C. K. et al. Biological effects of sewage sludge – does its incorporation into agricultural soils in the state of Paraná, Brazil, represent an environmental risk? **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 234, n. 5, 1 maio 2023. <https://doi.org/10.1007/s11270-023-06306-8>.

FILLIPI, A. K. **TOXICIDADE DE LODO DE ESGOTO SANITÁRIO: SUBSÍDIOS PARA TOMADA DE DECISÃO AMBIENTALMENTE CORRETA ANTES DA**

INCORPORAÇÃO EM SOLOS AGRÍCOLAS. Francisco Beltrão: Universidade Tecnológica Federal do Paraná, 2022. Disponível em: <http://repositorio.utfpr.edu.br/jspui/handle/1/30424>. Acesso em: 04 nov. 2025.

GABIRA, M. M. et al. Composted sewage sludge as an alternative substrate for forest seedlings production. **IForest**, v. 14, n. 6, p. 569–575, 1 dez. 2021. <https://doi.org/10.3832/ifor3929-014>.

GARCIA, M. DA G. M. Ecosystem Services Provided by Geodiversity: Preliminary Assessment and Perspectives for the Sustainable Use of Natural Resources in the Coastal Region of the State of São Paulo, Southeastern Brazil. **Geoheritage**, v. 11, n. 4, p. 1257–1266, 1 dez. 2019. <https://doi.org/10.1007/s12371-019-00383-0>.

GIANNAKIS, I.; EMMANOUIL, C.; KUNGOLOS, A. Evaluation of effects of municipal sludge leachates on water quality. **Water (Switzerland)**, v. 12, n. 7, 1 jul. 2020. <https://doi.org/10.3390/w12072046>.

GOMES, N. A. et al. Influence of physical-chemical parameters on the composition of toxic constituents in landfill leachate. **Revista Materia**, v. 23, n. 3, 2018. <https://doi.org/10.1590/S1517-707620180003.0489>.

GUDE, V. G. **Wastewater treatment in microbial fuel cells - An overview.** **Journal of Cleaner Production.** Elsevier Ltd, 20 maio 2016. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.02.022>.

HUŠEK, M.; MOŠKO, J.; POHOŘELÝ, M. **Sewage sludge treatment methods and P-recovery possibilities: Current state-of-the-art.** **Journal of Environmental Management.** Academic Press, 1 ago. 2022. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115090>.

HUTCHINGS, M. J.; JOHN, E. A. The effects of environmental heterogeneity on root growth and root/shoot partitioning. **Annals of Botany**, v. 94, n. 1, p. 1–8, 2004. <https://doi.org/10.1093/aob/mch111>.

INSITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico:** 2017. Rio de Janeiro: IBGE, 2017. Disponível em: <https://agenciadenoticias.ibge.gov.br/agencia-sala-de-imprensa/2013-agencia-de-noticias/releases/28324-pnsb-2017-abastecimento-de-agua-atinge-99-6-dos-municipios-mas-esgoto-chega-a- apenas-60-3>. Acesso em: 04 nov. 2025.

INSITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Censo Demográfico 2022**. Rio de Janeiro: IBGE, 2023. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/sociais/trabalho/22827-censo-demografico-2022.html>.

Acesso em: 04 nov. 2025.

INSTITUTO TRATA BRASIL. **Relatório do Ranking do Saneamento**. São Paulo: Instituto Trata Brasil, 2023. Disponível em: <https://tratabrasil.org.br/ranking-do-saneamento-2023/>. Acesso em: 04 nov. 2025.

JAT BALOCH, M. Y. et al. **Utilization of sewage sludge to manage saline–alkali soil and increase crop production: Is it safe or not?** *Environmental Technology and Innovation*. Elsevier B.V., 1 nov. 2023. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2023.103266>.

KACPRZAK, M. et al. Sewage sludge disposal strategies for sustainable development. **Environmental Research**, v. 156, p. 39–46, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.03.010>.

KHAN, S. et al. Technologies for municipal solid waste management: Current status, challenges, and future perspectives. **Chemosphere**, v. 288, 1 fev. 2022. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132403>.

KUINCHTNER, C. C. et al. Can species *cedrela fissilis* vell. Be used in sites contaminated with toxic aluminum and cadmium metals? **IForest**, v. 14, n. 6, p. 508–516, 1 dez. 2021. <https://doi.org/10.3832/ifor3890-014>.

LEME, D. M.; MARIN-MORALES, M. A. Chromosome aberration and micronucleus frequencies in *Allium cepa* cells exposed to petroleum polluted water-A case study. **Mutation Research - Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis**, v. 650, n. 1, p. 80–86, 31 jan. 2008. <https://doi.org/10.1016/j.mrgentox.2007.10.006>.

LEME, D. M.; MARIN-MORALES, M. A. **Allium cepa test in environmental monitoring: A review on its application**. *Mutation Research - Reviews in Mutation Research*, jul. 2009. <https://doi.org/10.1016/j.mrrev.2009.06.002>.

LIEBL, D.; SCHOEN, C. AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE DE LODOS DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA (ETA) E DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO (ETE) ATRAVÉS DE BIOENSAIOS COM SEMENTES DE ALFACE (*Lactuca sativa*) E

CEBOLA (*Allium cepa*). **Revista de Estudos Ambientais**, v. 23, n. 2, p. 64, 27 jun. 2022. <https://doi.org/10.7867/1983-1501.2021v23n2p64-74>.

LINS, T. C.; LIMA, A. S. T. DE. Lodo de Esgoto como alternativa de fertilização agrícola para o município de Igaci - AL. **Research, Society and Development**, v. 11, n. 8, p. e13511830461, 13 jun. 2022. <https://doi.org/10.33448/rsd-v11i8.30461>.

MADEJÓN, P. et al. **Soil-plant relationships and contamination by trace elements: A review of twenty years of experimentation and monitoring after the Aznalcóllar (SW Spain) mine accident**. *Science of the Total Environment*. Elsevier B.V., 1 jun. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.277>.

MAKADIA, T. H. et al. Re-use of remediated soils for the bioremediation of waste oil sludge. **Journal of Environmental Management**, v. 92, n. 3, p. 866–871, mar. 2011. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.10.059>.

MAÑAS, P.; DE LAS HERAS, J. Phytotoxicity test applied to sewage sludge using *Lactuca sativa* L. and *Lepidium sativum* L. seeds. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 15, n. 2, p. 273–280, 18 fev. 2018. <https://doi.org/10.1007/s13762-017-1386-z>.

MARASCHIN-SILVA, F.; ESTEFÂNIA, M.; AQUILA, A. **Potencial alelopático de espécies nativas na germinação e crescimento inicial de *Lactuca sativa* L. (Asteraceae)**. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062006000100007>.

MARCHI, G. et al. Solubility and availability of micronutrients extracted from silicate agrominerals. **Pesquisa Agropecuaria Brasileira**, v. 55, 2020. <https://doi.org/10.1590/s1678-3921.pab2020.v55.00807>.

MATIAS, G. A.; MOTTA SOBRINHO, M. A. DA. Tratamento e refuncionalização de solo contaminado por lixiviado de aterro sanitário. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 25, n. 5, p. 677–689, out. 2020. <https://doi.org/10.1590/s1413-4152202020190108>.

MAYER, F.; BHANDARI, R.; GÄTH, S. A. Life cycle assessment of prospective sewage sludge treatment paths in Germany. **Journal of Environmental Management**, v. 290, 15 jul. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112557>.

MAZZEO, D. E. C. et al. Monitoring the natural attenuation of a sewage sludge toxicity using the *Allium cepa* test. **Ecological Indicators**, v. 56, p. 60–69, 1 set. 2015. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.03.026>.

MAZZEO, D. E. C. et al. Detoxification of sewage sludge by natural attenuation and implications for its use as a fertilizer on agricultural soils. **Science of The Total Environment**, v. 572, p. 978–985, dez. 2016. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.07.228>.

MAZZEO, D. E. C.; FERNANDES, T. C. C.; MARIN-MORALES, M. A. Attesting the efficiency of monitored natural attenuation in the detoxification of sewage sludge by means of genotoxic and mutagenic bioassays. **Chemosphere**, v. 163, p. 508–515, 1 nov. 2016. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.08.060>.

MEGHARAJ, M. et al. Bioremediation approaches for organic pollutants: A critical perspective. **Environment International**, v. 37, n. 8, p. 1362–1375, nov. 2011. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2011.06.003>.

MEJÍAS, C. et al. **Occurrence of pharmaceuticals and their metabolites in sewage sludge and soil: A review on their distribution and environmental risk assessment. Trends in Environmental Analytical Chemistry.** Elsevier B.V., 1 jun. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.teac.2021.e00125>.

MELO, H. S. et al. Use of sewage sludge in production, seedling quality and nutrient content in *Hovenia dulcis* (Rhamnaceae). **Iheringia - Serie Botanica**, v. 76, 24 fev. 2021. <https://doi.org/10.21826/2446-82312021v76e2021020>.

MESSIAS, J. B. et al. Citogenotoxicidade e mutagenicidade do sulfato de cobre em diferentes variedades de *allium cepa* linn / Cytogenotoxicity and mutagenicity of copper sulphate in different varieties of *allium cea* linn. **Brazilian Journal of Development**, v. 7, n. 9, p. 88231–88244, 9 set. 2021. <https://doi.org/10.34117/bjdv7n9-131>.

MEYER, S. T. et al. Heavy-metal-contaminated industrial soil: Uptake assessment in native plant species from Brazilian Cerrado. **International Journal of Phytoremediation**, v. 18, n. 8, p. 832–838, 2 ago. 2016. <https://doi.org/10.1080/15226514.2016.1146224>.

NAUTIYAL, P. C.; RAO RACHAPUTI, N.; JOSHI, Y. C. Moisture-deficit-induced changes in leaf-water content, leaf carbon exchange rate and biomass production in groundnut cultivars

differing in specific leaf area. **Field Crops Research**, p. 67–79, 2002. [https://doi.org/10.1016/S0378-4290\(01\)00199-X](https://doi.org/10.1016/S0378-4290(01)00199-X).

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 10006: Procedimento para obtenção de extrato solubilizado de resíduos sólidos**. Rio de Janeiro: ABNT, 2004. Disponível em: <https://engcivil20142.wordpress.com/wp-content/uploads/2018/04/nbr-10006.pdf>. Acesso em: 04 nov. 2025.

NEWHART, K. B. et al. **Data-driven performance analysis of wastewater treatment plants: A review**. **Water Research**. Elsevier Ltd, 15 jun. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.03.030>.

OLESZCZUK, P. et al. The phytotoxicity changes of sewage sludge-Amended soils. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 223, n. 8, p. 4937–4948, 2012. <https://doi.org/10.1007/s11270-012-1248-8>.

OLIVEIRA, L. S.; BORGES, M. N.; DE LIMA, T. G. O lodo de esgoto na recuperação de áreas degradadas. **Revista Técnica de Biodiversidade e Qualidade Ambiental**, 2018. Disponível em: https://www.researchgate.net/profile/Alessandra-Abrahao/publication/355753445_Hospital_Veterinario_Publico_do_Distrito_Federal_HVEP_parceria_sob_a_egide_do_Marco_Regulatorio_das_Organizacoes_da_Sociedade_Civil_MROSC/links/617c1d41a767a03c14cb71fb/Hospital-Veterinario-Publico-do-Distrito-Federal-HVEP-parceria-sob-a-egide-do-Marco-Regulatorio-das-Organizacoes-da-Sociedade-Civil-MROSC.pdf. Acesso em: 04 de nov. 2025.

OLIVEIRA, M. F.; MENDES, L.; VAN HERK VASCONCELOS, A. C. Challenges to the permanence of young people in rural environment: A case study in Piracicaba-SP and Uberlandia-MG. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, v. 59, n. 2, p. 1–19, 2021. <https://doi.org/10.1590/1806-9479.2021.222727>.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS (ONU). **The United Nations world water development report 2019: leaving no one behind**. Paris: UNESCO, 2019. Disponível em: <https://www.unesco.org/en/wwap/wwdr/2019>. Acesso em: 04 nov. 2025.

PANTANO, G. et al. Toxicity of the sawdust used for phosphorus recovery in a eutrophic reservoir: experiments with *Lactuca sativa* and *Allium cepa*. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, p. 18276–18283, 2021. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-11868-9>.

PEDROSA GOMES, M. et al. Temperature effects on Zn-responses and Zn-reclamation capacity of two native Brazilian plant species: Implications of climate change. **Environmental and Experimental Botany**, v. 155, p. 589–599, 1 nov. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2018.08.009>.

PRASPALIAUSKAS, M. et al. Comprehensive evaluation of sewage sludge and sewage sludge char soil amendment impact on the industrial hemp growth performance and heavy metal accumulation. **Industrial Crops and Products**, v. 150, p. 112396, ago. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2020.112396>.

RAIMAM, M. P.; SILVA, L. L. A COMPLEXA E DINÂMICA REDE DE RESPOSTAS QUÍMICAS NA RIZOSFERA. Em: **Ciências Agrárias: limites e potencialidades em pesquisa - Volume 2**. [s.l.] Editora Científica Digital, 2023. p. 12–28. <https://doi.org/10.37885/230613535>.

RASTETTER, N.; GERHARDT, A. Toxic potential of different types of sewage sludge as fertilizer in agriculture: ecotoxicological effects on aquatic, sediment and soil indicator species. **Journal of Soils and Sediments**, v. 17, n. 1, p. 106–121, 1 jan. 2017. <https://doi.org/10.1007/s11368-016-1468-4>.

RENO, J. Waste and Waste Management. **Annual Review of Anthropology**, v. 44, n. 1, p. 557–572, 21 out. 2015. <https://doi.org/10.1146/annurev-anthro-102214-014146>.

RIBEIRO ZUBA JUNIOR, G. et al. Processos de geração e destinação do lodo de esgoto. **Revista Vozes dos Vales**, 2020. Disponível em: <https://hdl.handle.net/1843/40849>. Acesso em: 04 de nov. 2025.

ROLSKY, C. et al. **Municipal sewage sludge as a source of microplastics in the environment. Current Opinion in Environmental Science and Health**. Elsevier B.V., 1 abr. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2019.12.001>.

ROMANOS, D. et al. Assessing the quality of sewage sludge as an agricultural soil amendment in Mediterranean habitats. **International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture**, v. 8, p. 377–383, 1 dez. 2019. <https://doi.org/10.1007/s40093-019-00310-x>.

SALA, H. R. et al. Different cadmium levels alter growth and antioxidant defense response in *Cedrela fissilis* and *Colubrina glandulosa*. **Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants**, v. 276–277, 1 mar. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2021.151765>.

SAMYA DE FREITAS, M. et al. O lodo de ETE como alternativa para a recuperação do solo em áreas degradadas. **Brazilian Applied Science Review**, v. 3, n. 3, p. 1564–1585, 2019. <https://doi.org/10.34115/basrv3n3-006>.

SCHERER, M. D. et al. Cytotoxic and genotoxic effects of silver nanoparticles on meristematic cells of *Allium cepa* roots: A close analysis of particle size dependence. **Science of the Total Environment**, v. 660, p. 459–467, 10 abr. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.444>.

SHIOTSU, F. et al. Root-shoot relationships in four strains of field-grown *erianthus arundinaceus* at seedling stage. **Plant Production Science**, v. 19, n. 1, p. 161–164, 2016. <https://doi.org/10.1080/1343943X.2015.1128096>.

SILVEIRA, G. L. et al. Toxic effects of environmental pollutants: Comparative investigation using *Allium cepa* L. and *Lactuca sativa* L. **Chemosphere**, v. 178, p. 359–367, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.03.048>.

SINGH, V.; PHULERIA, H. C.; CHANDEL, M. K. Estimation of energy recovery potential of sewage sludge in India: Waste to watt approach. **Journal of Cleaner Production**, v. 276, 10 dez. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122538>.

SIQUEIRA, D. P. et al. Sewage sludge treated in the substrate composition for *plathymenia reticulata* benth seedling production. **Ciencia Florestal**, v. 29, n. 2, p. 728–739, 1 jun. 2019. <https://doi.org/10.5902/1980509827297>.

SOBRERO, M. C.; RONCO, A. **Ensayos de toxicidad aguda con semillas de lechuga 55 Ensayo de toxicidad aguda con semillas de lechuga *Lactuca sativa* L. Principio de la prueba.** Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/358711400_Ensayo_de_toxicidad_aguda_con_semillas_de_lechuga_para_desarrollar_competencias_genericas_y_profesionales. Acesso em: 04 de nov. 2025.

SOUTO, L. S. et al. Níveis e formas de aplicação do lodo de esgoto na nutrição e crescimento inicial da mamoneira. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 9, p. 274–277, 2005. <https://doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v9nsupp274-277>.

TERAN, F. J. C. et al. Avaliação da recuperação de áreas degradadas por exploração de cascalho laterítico por meio da incorporação de lodo de esgoto. Estudo de caso no Distrito

Federal. **Brazilian Journal of Development**, v. 6, n. 1, p. 3243–3255, 2020. <https://doi.org/10.34117/bjdv6n1-234>.

TOMCZYK, B. et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) persistence, bioavailability and toxicity in sewage sludge- or sewage sludge-derived biochar-amended soil. **Science of the Total Environment**, v. 747, 10 dez. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141123>.

TYTŁA, M.; WIDZIEWICZ, K.; ZIELEWICZ, E. Heavy metals and its chemical speciation in sewage sludge at different stages of processing. **Environmental Technology (United Kingdom)**, v. 37, n. 7, p. 899–908, 2 abr. 2016. <https://doi.org/10.1080/09593330.2015.1090482>.

BRITISH STANDARDS INSTITUTION (BSI). **PAS 100:2018: Specification for composted materials**. London: BSI Standards Limited, 2018. Disponível em: <https://standardsdevelopment.bsigroup.com/projects/9017-01020>. Acesso em: 04 nov. 2025.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **A Plain English Guide to the EPA Part 503 Biosolids Rule**. Washington, DC: Office of Wastewater management, 1994. (Tech. Rep. EPA/832-R-93-003). Disponível em: <https://www.epa.gov/biosolids/plain-english-guide-epa-part-503-biosolids-rule>. Acesso em: 04 nov. 2025.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Early seedling growth toxicity test**. Washington, DC: Office of Prevention, Pesticides and Toxic Substances, 1996. (Ecological Effects Test Guidelines, EPA/712-C-95-347). Disponível em: <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyNET.exe/P100XGZK.TXT?ZyActionD=ZyDocument&Client=EPA&Index=1995+Thru+1999&Docs=&Query=&Time=&EndTime=&SearchMethod=1&TocRestrict=n&Toc=&TocEntry=&QField=&QFieldYear=&QFieldMonth=&QFieldDay=&IntQFieldOp=0&ExtQFieldOp=0&XmlQuery=&File=D%3A%5Czyfiles%5CIndex%20Data%5C95thru99%5CTxt%5C00000041%5CP100XGZK.txt&User=ANONYMOUS&Password=anonymous&SortMethod=h%7C-&MaximumDocuments=1&FuzzyDegree=0&ImageQuality=r75g8/r75g8/x150y150g16/i425&Display=hpfr&DefSeekPage=x&SearchBack=ZyActionL&Back=ZyActionS&BackDesc=Results%20page&MaximumPages=1&ZyEntry=1&SeekPage=x&ZyPURL>. Acesso em: 04 nov. 2025.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Use of Monitored Natural Attenuation at Superfund, RCRA Corrective Action, and Underground Storage Tank Sites**. Washington, DC: Office of Solid Waste and Emergency Response, 1999. (Directive 9200.4-17P). Disponível em: <https://www.epa.gov/sites/default/files/2014-02/documents/d9200.4-17.pdf>. Acesso em: 04 nov. 2025.

VINCIGUERRA, T. C.; SZYMCZAK, D. A.; VIEIRA DO PRADO, N. Produção de mudas de *Bauhinia forficata* Link com adição de lodo de esgoto compostado. **Rev Agro Amb**, 2023. <https://doi.org/10.17765/2176-9168.2023v16n1e8755>.

WANG, K.; NAKAKUBO, T. Strategy for introducing sewage sludge energy utilization systems at sewage treatment plants in large cities in Japan: A comparative assessment. **Journal of Cleaner Production**, v. 316, 20 set. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.128282>.

WANG, X. et al. Influence of pyrolysis temperature on characteristics and environmental risk of heavy metals in pyrolyzed biochar made from hydrothermally treated sewage sludge. **Chemosphere**, v. 216, p. 698–706, 1 fev. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.10.189>.

WIECZERZAK, M.; NAMIEŚNIK, J.; KUDŁAK, B. **Bioassays as one of the Green Chemistry tools for assessing environmental quality: A review**. **Environment International**. Elsevier Ltd, 1 set. 2016. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2016.05.017>.

XIE, S. et al. Fluctuation of dissolved heavy metal concentrations in the leachate from anaerobic digestion of municipal solid waste in commercial scale landfill bioreactors: The effect of pH and associated mechanisms. **Journal of Hazardous Materials**, v. 299, p. 577–583, 5 dez. 2015. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2015.07.065>.

ZHOU, G. et al. Selecting sustainable technologies for disposal of municipal sewage sludge using a multi-criterion decision-making method: A case study from China. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 161, 1 out. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.104881>.

ZHUANG, Z. et al. An economic and global warming impact assessment of common sewage sludge treatment processes in North America. **Journal of Cleaner Production**, v. 370, 10 out. 2022. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.133539>.

5. ANEXOS

5.1. Anexo A – Relatório de caracterização do lodo, solubilizado e lixiviado (DMAE)

Data de Publicação: 10/01/2023 08:31

Identificação Conta	
Cliente: Departamento Municipal de Água e Esgoto	CNPJ/CPF: 25.769.548/0001-21
Contato: Marcelo Costa de Araújo	Telefone: (34) 3233-4708 / (34) 3233-4687
Endereço: Avenida Rondon Pacheco, nº 6400 - Tibery	E-mail: marcelocosta@uberlandia.mg.gov.br
Cidade: Uberlândia	CEP: 38405-142

Nº Amostra: 83119-1/2022.0 - Solubilizado- Lodo desidratado - ETE Uberabinha	
Tipo de Amostra: Resíduo - Solubilizado	
Data Coleta: 07/12/2022 16:04	Data Recebimento:
Tipo de Amostragem: Simples	Condição do Tempo: Chuvoso
Chuvvas nas últimas 24h: Sim	Natureza da Amostra: Tratada
Procedência da Amostra: Solubilizado- Lodo desidratado - ETE Uberabinha	Temperatura Ambiente (in situ): 27°C

Resultados Analíticos

NBR 10006:2004 - Solubilizado DMAE						
Análise	Resultado	Solubilizado NBR 10006:2004	LQ	Incerteza	Referência	Data Análise
Alumínio Total	34,7778 mg/L	0,2 mg/L	0,0500	0,02	SMWW 3120 B	27/12/2022
Arsênio Total	< 0,0050 mg/L	0,01 mg/L	0,0050	0,002	SMWW 3114 C	30/12/2022
Bário Total	< 0,200 mg/L	0,7 mg/L	0,200	0,01	SMWW 3120 B	27/12/2022
Cádmio Total	< 0,00100 mg/L	0,005 mg/L	0,00100	0,01	SMWW 3120 B	27/12/2022
Chumbo Total	< 0,00800 mg/L	0,01 mg/L	0,00800	0,03	SMWW 3120 B	27/12/2022
Cobre Total	0,03590 mg/L	2 mg/L	0,00800	0,01	SMWW 3120 B	27/12/2022
Cromo Total	0,0854 mg/L	0,05 mg/L	0,0100	0,01	SMWW 3120 B	27/12/2022
Ferro Total	10,771 mg/L	0,3 mg/L	0,100	0,02	SMWW 3120 B	27/12/2022
Manganês Total	0,243 mg/L	0,1 mg/L	0,030	0,03	SMWW 3120 B	27/12/2022
Mercurio Total	< 0,00020 mg/L	0,001 mg/L	0,00020	-	SMWW 3112 B	30/12/2022
Prata Total	< 0,0030 mg/L	0,05 mg/L	0,0030	0,04	SMWW 3120 B	27/12/2022
Selênio Total	< 0,0050 mg/L	0,01 mg/L	0,0050	0,03	SMWW 3114 C	30/12/2022
Sódio Total	35,987 mg/L	200 mg/L	0,250	0,02	SMWW 3120 B	27/12/2022
Surfactantes	0,26 mg/L	0,5 mg/L	0,05	-	SMWW 5540 C	09/12/2022
Zinco Total	0,2519 mg/L	5 mg/L	0,0600	0,01	SMWW 3120 B	27/12/2022

Demais Ensaios						
Análise	Resultado	Solubilizado NBR 10006:2004	LQ	Incerteza	Referência	Data Análise
Cianeto Total	< 0,003 mg/L	0,07 mg/L	0,003	-	SMWW 4500 CN E	04/01/2023
Cloreto	< 5,00 mg/L	-	5,00	-	SMWW 4500 Cl-B	02/01/2023
Fluoreto Total	0,26 mg/L	1,5 mg/L	0,1	-	SMWW 4500-F C.	02/01/2023
Sulfato Total	30,91 mg/L	250 mg/L	2,0	-	SMWW 4500 SO4-2 E	02/01/2023
Nº Amostra: 83119-2/2022.0 - (Sub 2) Lixiviado - Lodo Desidratado - ETE Uberabinha						

Os resultados deste relatório se restringem às amostras ensaiadas. Este relatório somente poderá ser reproduzido em sua totalidade.
O prazo de guarda de contra-provas de amostras é de 07 dias após emissão do relatório de ensaios, exceto para amostras perecíveis.

Tipo de Amostra: Resíduo - Lixiviado	
Data Coleta: 07/12/2022 16:03	Data Recebimento:
Tipo de Amostragem: Simples	Condição do Tempo: Chuvoso
Chuvas nas últimas 24h: Sim	Natureza da Amostra: Tratada
Procedência da Amostra: Sub 2) Lixiviado - Lodo Desidratado - ETE Uberabinha	Temperatura Ambiente (in situ): 27°C

Resultados Analíticos

NBR 10005:2004 - Lixiviado DMAE						
Análise	Resultado	Lixiviado NBR 10005:2004	LQ	Incerteza	Referência	Data Análise
Arsênio Total	< 0,0050 mg/L	1,0 mg/L	0,0050	0,002	SMWW 3114 C	22/12/2022
Bário Total	< 0,200 mg/L	70 mg/L	0,200	0,01	SMWW 3120 B	27/12/2022
Cádmio Total	0,00160 mg/L	0,5 mg/L	0,00100	0,01	SMWW 3120 B	27/12/2022
Chumbo Total	0,01550 mg/L	1,0 mg/L	0,00800	0,03	SMWW 3120 B	27/12/2022
Cromo Total	0,0930 mg/L	5,0 mg/L	0,0100	0,01	SMWW 3120 B	27/12/2022
Mercurio Total	< 0,00020 mg/L	0,1 mg/L	0,00020	-	SMWW 3112 B	22/12/2022
Prata Total	< 0,0030 mg/L	5,0 mg/L	0,0030	0,04	SMWW 3120 B	27/12/2022
Selênio Total	< 0,0050 mg/L	1,0 mg/L	0,0050	0,03	SMWW 3114 C	22/12/2022

Demais Ensaios						
Análise	Resultado	Lixiviado NBR 10005:2004	LQ	Incerteza	Referência	Data Análise
Fluoreto Total	0,24 mg/L	150 mg/L	0,1	-	SMWW 4500-F C.	02/01/2023

Nº Amostra: 83119-3/2022.0 - (Sub 3) Massa Bruta - Lodo Desidratado - ETE Uberabinha	
Tipo de Amostra: Resíduo - Massa Bruta	
Data Coleta: 07/12/2022 16:07	Data Recebimento:
Tipo de Amostragem: Simples	Condição do Tempo: Chuvoso
Chuvas nas últimas 24h: Sim	Natureza da Amostra: Tratada
Procedência da Amostra: Massa Bruta - Lodo Desidratado - ETE Uberabinha	Temperatura Ambiente (in situ): 27°C

Resultados Analíticos

NBR 10004:2004 - Massa Bruta DMAE					
Análise	Resultado	LQ	Incerteza	Referência	Data Análise
Cianeto (como HCN)	< 3,00 mg/Kg	3,00	-	POP ARX 124 e POP ARX129	04/01/2023
Vanádio Total	< 5,00 mg/Kg	5,00	-	SMWW 3120 B	30/12/2022

Legenda:
LQ: Limite de Quantificação do laboratório para o parâmetro.
SMWW: Standard Methods for Examination of Water and Wastewater - 23ª Edition 2017.
POP: Procedimento Operacional Padrão.
 Laboratório de Ensaio acreditado pela Cgcre de acordo com a ABNT NBR ISO/IEC 17025, sob o número CRL 0354.

Especificações:
Lixiviado NBR 10005:2004: Limite Máximo Permitido pela NBR 10004:2004.
Solubilizado NBR 10006:2004: Limite Máximo Permitido pela NBR 10004:2004.

Informações da Coleta:

Amostras coletadas pela Bioética Ambiental de acordo com a norma Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 23ª ed 2017 Methods 1060, 3010 B, 3010, 5000.

PIG UDIA e ARX 107 - Planejamento de Amostragem Rev. 04.



Laura Magalhães Patrício
Responsável pela Publicação da Amostra



Aires Martins
Responsável Técnico da Amostra
CRQ 02404593

Revisado por: Amanda Borges Silva, Scarlat Dalva Ferreira.

Chave de Validação: bc0d6fdc4dd34d98aceef67c574f6730

Data de Publicação: 10/01/2023 08:31

Identificação Conta	
Ciente: Departamento Municipal de Água e Esgoto	CNPJ/CPF: 25.769.548/0001-21
Contato: Marcelo Costa de Araújo	Telefone: (34) 3233-4708 / (34) 3233-4687
Endereço: Avenida Rondon Pacheco, nº 6400 - Tiberý	E-mail: marcelocosta@uberlandia.mg.gov.br
Cidade: Uberlândia	CEP: 38405-142

Os Resultados relatados abaixo não fazem parte do escopo da acreditação deste Laboratório

Nº Amostra: 83119-1/2022.0 - Solubilizado- Lodo desidratado - ETE Uberabinha	
Tipo de Amostra: Resíduo - Solubilizado	
Data Coleta: 07/12/2022 16:04	Data Recebimento:
Tipo de Amostragem: Simples	Condição do Tempo: Chuvoso
Chuvas nas últimas 24h: Sim	Natureza da Amostra: Tratada
Procedência da Amostra: Solubilizado- Lodo desidratado - ETE Uberabinha	Temperatura Ambiente (in situ): 27°C

Resultados Analíticos

NBR 10006:2004 - Solubilizado DMAE						
Análise	Resultado	Solubilizado NBR 10006:2004	LQ	Incerteza	Referência	Data Análise
2,4,5-T	< 0,0005 mg/L	0,002 mg/L	0,0005	-	EPA 8270D:2014 Rev05	30/12/2022
2,4,5-TP	< 0,0010 mg/L	0,03 mg/L	0,0010	-	EPA 8270D:2014 Rev05	30/12/2022
2,4-D	< 0,0005 mg/L	0,03 mg/L	0,0005	-	EPA 8270D:2014 Rev05	30/12/2022
Aldrin + Dieldrin	< 0,00000 mg/L	0,00003 mg/L	0,0000	-	EPA 8270D:2007	02/01/2023
Clordano (cis + trans)	< 0,00001 mg/L	0,0002 mg/L	0,00001	-	EPA 8270D:2007	02/01/2023
DDT	< 0,00000 mg/L	-	0,0000	-	EPA 8270D:2007	02/01/2023
Dureza Total	3.255,00 mg/L	-	2,00	-	SMWW 2340 C	20/12/2022
Endrin	< 0,00000 mg/L	0,00003 mg/L	0,0000	-	EPA 8270D:2007	02/01/2023
Fenóis Totais	0,18910 mg/L	0,01 mg/L	0,0030	-	SMWW 5530 C	28/12/2022
Heptacloro Epóxido	< 0,00000 mg/L	-	0,0000	-	EPA 8270D:2007	02/01/2023
Hexaclorobenzeno	< 0,00000 mg/L	0,002 mg/L	0,0000	-	EPA 8270D:2007	02/01/2023
Lindano (gama HCH)	< 0,00001 mg/L	0,02 mg/L	0,00001	-	EPA 8270D:2007	02/01/2023
Metoxicloro	< 0,00001 mg/L	0,005 mg/L	0,00001	-	EPA 8270D:2007	02/01/2023
Organofosforados	< 0,00050 mg/L	-	0,00050	-	EPA 8270D:2007	02/01/2023
Carbamatos Totais	< 0,00001 mg/L	-	0,00001	-	EPA 531.2	22/12/2022
Pentaclorofenol	< 0,0001 mg/L	-	0,0001	-	EPA 8270D:2007	02/01/2023
Toxafeno	< 0,00001 mg/L	0,002 mg/L	0,00001	-	EPA 8270D:2007	02/01/2023

Demais Ensaios

Nitrato	0,86 mg/L	10 mg/L	0,01	-	EPA 300.1: 1997 Rev 01	02/01/2023
Heptacloro	< 0,00200 µg/L	-	0,00200	-	EPA 8270D:2007	02/01/2023
Nº Amostra: 83119-2/2022.0 - (Sub 2) Lixiviado - Lodo Desidratado - ETE Uberabinha						
Tipo de Amostra: Resíduo - Lixiviado						
Data Coleta: 07/12/2022 16:03				Data Recebimento:		
Tipo de Amostragem: Simples				Condição do Tempo: Chuvoso		
Chuvas nas últimas 24h: Sim				Natureza da Amostra: Tratada		
Procedência da Amostra: Sub 2) Lixiviado - Lodo Desidratado - ETE Uberabinha				Temperatura Ambiente (in situ): 27°C		

Resultados Analíticos

NBR 10005:2004 - Lixiviado DMAE						
Análise	Resultado	Lixiviado NBR 10005:2004	LQ	Incerteza	Referência	Data Análise
2,4-D	< 0,5000 µg/L	3 mg/L	0,5000	-	EPA 8270D:2014 Rev05	30/12/2022
2,4,5-T	< 0,5000 µg/L	0,2 mg/L	0,5000	-	EPA 8270D:2014 Rev05	30/12/2022
2,4,5-TP	< 1,0000 µg/L	1 mg/L	1,0000	-	EPA 8270D:2014 Rev05	30/12/2022
Aldrin + Dieldrin	< 0,00400 µg/L	0,003 mg/L	0,00400	-	EPA 8270D:2007	02/01/2023
Clordano (cis + trans)	< 0,01000 µg/L	0,02 mg/L	0,01000	-	EPA 8270D:2007	02/01/2023
DDT	< 0,00200 µg/L	-	0,00200	-	EPA 8270D:2007	02/01/2023
Endrin	< 0,00200 µg/L	0,06 mg/L	0,00200	-	EPA 8270D:2007	02/01/2023
Heptacloro Epóxido	< 0,00200 µg/L	-	0,00200	-	EPA 8270D:2007	02/01/2023
Heptacloro	< 0,00200 µg/L	-	0,00200	-	EPA 8270D:2007	02/01/2023
Hexaclorobenzeno	< 0,00100 µg/L	0,1 mg/L	0,00100	-	EPA 8270D:2007	02/01/2023
Lindano (gama HCH)	< 0,01000 µg/L	0,2 mg/L	0,01000	-	EPA 8270D:2007	02/01/2023
Metoxicloro	< 0,01000 µg/L	2 mg/L	0,01000	-	EPA 8270D:2007	02/01/2023
Organofosforados	< 0,50000 µg/L	-	0,50000	-	EPA 8270D:2007	02/01/2023
Carbamatos Totais	< 0,01000 µg/L	-	0,01000	-	EPA 531.2	22/12/2022
Pentaclorofenol	< 0,1000 µg/L	0,9 mg/L	0,1000	-	EPA 8270D:2007	02/01/2023
Toxafeno	< 0,01000 µg/L	0,5 mg/L	0,01000	-	EPA 8270D:2007	02/01/2023
Nº Amostra: 83119-3/2022.0 - (Sub 3) Massa Bruta - Lodo Desidratado - ETE Uberabinha						
Tipo de Amostra: Resíduo - Massa Bruta						
Data Coleta: 07/12/2022 16:07				Data Recebimento:		
Tipo de Amostragem: Simples				Condição do Tempo: Chuvoso		
Chuvas nas últimas 24h: Sim				Natureza da Amostra: Tratada		
Procedência da Amostra: Massa Bruta - Lodo Desidratado - ETE Uberabinha				Temperatura Ambiente (in situ): 27°C		

Resultados Analíticos

NBR 10004:2004 - Massa Bruta DMAE					
Análise	Resultado	LQ	Incerteza	Referência	Data Análise
Alcalóides ou Bases Azotadas	0,00 mg/Kg	---	-	ELISA	09/01/2023
Arsênio Total	< 1,00 mg/Kg	1,00	-	SMWW 3114 C	15/12/2022

Os resultados deste relatório se restringem às amostras ensaiadas. Este relatório somente poderá ser reproduzido em sua totalidade.
O prazo de guarda de contra-provas de amostras é de 07 dias após emissão do relatório de ensaios, exceto para amostras perecíveis.

NBR 10004:2004 - Massa Bruta DMAE					
Análise	Resultado	L Q	Incert eza	Referência	Data Análise
Berílio Total	< 4,00 mg/Kg	4,00	-	SMWW 3120 B	30/12/2022
Chumbo (Compostos Minerais)	<0,04 mg/Kg	0,04	-	SMWW 3111 B	09/01/2023
Chumbo (Compostos Orgânicos)	<0,04 mg/Kg	0,04	-	SMWW 3111 B	09/01/2023
Chumbo Total	< 10,00 mg/Kg	10,00	-	SMWW 3120 B	30/12/2022
Cobre Total	< 10,00 mg/Kg	10,00	-	SMWW 3120 B	30/12/2022
Compostos Aromáticos Hidrox. como Fenóis	<0,001 mg/Kg	0,001	-	SMWW 5530 C	09/01/2023
Cromo Total	< 25,00 mg/Kg	25,00	-	SMWW 3120 B	30/12/2022
Fluidos de Usin. e Efluentes de Máquinas Lavadoras	<1,40 mg/Kg	1 , 4	-	SMWW 5520 B	09/01/2023
Hidrocarbonetos Líquidos ou Bombeáveis a 80°C	<0,01 mg/Kg	0,01	-	SMWW 6640 B	09/01/2023
Mercurio Total	< 0,02 mg/Kg	0,02	-	SMWW 3112 B	15/12/2022
Níquel Total	< 10,00 mg/Kg	10,00	-	SMWW 3120 B	30/12/2022
Selênio Total	1,82 mg/Kg	1,00	-	SMWW 3114 C	15/12/2022
Solventes Cíclicos não Parafínicos exceto citados	<0,01 mg/Kg	0,01	-	SMWW 6232 B	09/01/2023
Solventes Halogenados exceto citados	<0,01 mg/Kg	0,01	-	SMWW 6232 B	09/01/2023
Substâncias Explosivas exceto citadas	<0,01 mg/Kg	0,01	-	SMWW 8015 B	09/01/2023
Zinco Total	27,51 mg/Kg	25,00	-	SMWW 3120 B	30/12/2022

NBR 10004:2004 - Massa Bruta DMAE (Microbiológicas)					
Análise	Resultado	LQ	Incert eza	Referência	Data Análise
Coliformes Termotolerantes	1.000.000 NMP/g	1	-	SMWW 9220 D	08/12/2022
Escherichia coli	88.200,00 NMP/g	1,00	-	SMWW 9223 B	08/12/2022

Demais Ensaios					
Análise	Resultado	L Q	Incert eza	Referência	Data Análise
Coliformes Totais	5,76 x 10 ⁺⁹ NMP/100mL	1	-	SMWW 9223 B	08/12/2022
Alumínio Total	5.315,16 mg/Kg	25,00	-	SMWW 3120 B	30/12/2022
Cádmio Total	< 0,40 mg/Kg	0,40	-	SMWW 3120 B	30/12/2022
Cromo Hexavalente	< 2,00 mg/Kg	2,00	-	EPA 7196A: 1992	15/12/2022
Ovos viáveis de Helmintos (**)	<1 Ovos/g ST	-	-	EPA/625/R-92/013 - Appendix I	14/12/2022

Legenda:

LQ: Limite de Quantificação do laboratório para o parâmetro.

SMWW: Standard Methods for Examination of Water and Wastewater - 23ª Edition 2017.

EPA: Environmental Protection Agency.

NMP/100mL: Número mais provável

Especificações:

Lixiviado NBR 10005:2004: Limite Máximo Permitido pela NBR 10004:2004.

Solubilizado NBR 10006:2004: Limite Máximo Permitido pela NBR 10004:2004.

Informações da Coleta:

Amostras coletadas pela Bioética Ambiental de acordo com a norma Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 23ª ed 2017 Methods 1060, 5000, 3010, 9000, EPA 3060A: 1996 .



Laura Magalhães Patrício
Responsável pela Publicação da Amostra



Aires Martins
Responsável Técnico da Amostra
CRQ 02404593

Revisado por: Amanda Borges Silva, Scarlat Dalva Ferreira.

Chave de Validação: bc0d6fdc4dd34d98aceef67c574f6730

Anexos

13/12/2022 18:10

Amostra: 701215-1 - Resíduo - Solubilizado - Solubilizado- Lodo desidratado - ETE Uberabinha

Amostra: 701215 - Solubilizado- Lodo desidratado - ETE Uberabinha

Tipo da Amostra: Resíduo - Solubilizado

Coleta Nº: 13507/2022 - Campanha de Dezembro 2022 - ETE Uberabinha

Proposta Comercial Nº: 214/2021

Data da Coleta: 07/12/2022 16:04

Informações da Amostra

Tipo de Amostragem: Simples

Chuvas nas últimas 24h: Sim

Procedência da Amostra: Solubilizado- Lodo desidratado - ETE Uberabinha

Latitude: -18.919577

Condição do Tempo: Chuvoso

Natureza da Amostra: Tratada

Temperatura Ambiente (in situ): 27

Longitude: -48.2099034

Observações da Coleta

Imagem referente a Coleta



Assinatura do Responsável pelo Acompanhamento da Coleta

13/12/2022 18:10

Amostra: 701215-1 - Resíduo - Solubilizado - Solubilizado- Lodo desidratado - ETE Uberabinha



Fabiano