



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
PRODUÇÃO VEGETAL E BIOPROCESSOS ASSOCIADOS**

**POTENCIAL FERTILIZANTE DO LODO DE ESGOTO PARA O CULTIVO DE
TRIGO, ANTES E APÓS SUA BIOTRANSFORMAÇÃO**

ISRAEL CÉSAR ANDRÉS TORRES RIVEROS

Araras

2024



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
PRODUÇÃO VEGETAL E BIOPROCESSOS ASSOCIADOS**

**POTENCIAL FERTILIZANTE DO LODO DE ESGOTO PARA O CULTIVO DE
TRIGO, ANTES E APÓS SUA BIOTRANSFORMAÇÃO**

ISRAEL CÉSAR ANDRÉS TORRES RIVEROS

ORIENTADOR: PROF. DR. DÂNIA ELISA CHRISTOFOLETTI MAZZEO MORALES

CO-ORIENTADOR: PROF. DR. EDUARDO DAL'AVA MARIANO

Dissertação apresentada ao Programa
de Pós-Graduação em Produção
Vegetal e Bioprocessos Associados
como requisito parcial à obtenção do
título de MESTRE EM PRODUÇÃO
VEGETAL E BIOPROCESSOS
ASSOCIADOS

Araras

2024

Torres Riveros, Israel César Andrés

Potencial fertilizante do lodo de esgoto para o cultivo de trigo, antes e após sua biotransformação / Israel César Andrés Torres Riveros -- 2024.
90f.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de São Carlos, campus Araras, Araras

Orientador (a): Dânia Elisa Christofolletti Mazzeo Morales

Banca Examinadora: Cristiano Alberto de Andrade, Victor Augusto Forti

Bibliografia

1. Lodo de esgoto como fertilizante para o cultivo de trigo. I. Torres Riveros, Israel César Andrés. II. Título.

Ficha catalográfica desenvolvida pela Secretaria Geral de Informática
(SIn)

DADOS FORNECIDOS PELO AUTOR

Bibliotecário responsável: Maria Helena Sachi do Amaral - CRB/8
7083



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

Centro de Ciências Agrárias

Programa de Pós-Graduação em Produção Vegetal e Bioprocessos Associados

Folha de Aprovação

Defesa de Dissertação de Mestrado do candidato Israel César Andrés Torres Riveros, realizada em 27/06/2024.

Comissão Julgadora:

Prof. Dr. Eduardo Dal Ava Mariano (UFSCar)

Prof. Dr. Cristiano Alberto de Andrade (EMBRAPA)

Prof. Dr. Victor Augusto Forti (UFSCar)

O Relatório de Defesa assinado pelos membros da Comissão Julgadora encontra-se arquivado junto ao Programa de Pós-Graduação em Produção Vegetal e Bioprocessos Associados.

AGRADECIMENTOS

A Deus por me dar forças e me guiar em todas as decisões ao longo da minha vida.

A minha família, que esteve sempre ao longo deste processo e deste desafio, que apoia incondicionalmente em todas as minhas decisões, sendo o pilar da minha motivação e força.

A minha orientadora Profa. Dra. Dânia Elisa Christofolletti Mazzeo Morales que, com ajuda da sua orientação, aos seus ensinamentos e à sua paciência comigo, permitiu a conclusão com sucesso deste projeto.

A meu co-orientador Prof. Dr. Eduardo Dal’Ava Mariano, a sua vasta experiência e orientação foram muito importantes nas diferentes facetas do projeto, também pela ajuda e informação prestada durante o decorrer do mestrado.

O Dr. Jean Carlos Cardoso pela disponibilização dos equipamentos necessários para avaliação das variáveis do projeto e também pelas recomendações de melhorias no projeto.

A Profa. Dra. Josiane Rodrigues pela ajuda e tempo na orientação da análise estatística do projeto.

A Afra Vital Matos técnica do LPVRF, pela ajuda na montagem do projeto como também nas diferentes facetas do projeto e pela carona.

Aos integrantes do grupo Bioma que ajudaram na implantação das cubas para realização do projeto.

Aos meus amigos Claudia, Lourdes e Neto por me orientarem e me ajudarem nas diversas adversidades dentro e fora da vida acadêmica.

Às minhas amigas Evelyn, Maira, Bárbara e Laura, que me ajudaram constantemente durante todo esse período do mestrado e também no projeto.

Ao CCA - UFSCar pela bolsa de extensão "Divulgar e popularizar as atividades de ensino, pesquisa e extensão de CCA" que me foi concedida no primeiro ano do mestrado. A Fundação de Apoio Institucional ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico da Universidade Federal de São Carlos (FAI).

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

SUMÁRIO

	Página
ÍNDICE DE TABELAS	i
ÍNDICE DE FIGURAS	ii
RESUMO	iii
ABSTRACT	iv
1 INTRODUÇÃO	01
2 OBJETIVOS	05
3 REVISÃO DA LITERATURA	06
3.1 Produção de grãos e trigo no Brasil e no mundo.....	06
3.2 Necessidades nutricionais da cultura do trigo.....	07
3.3 Uso de fertilizantes no Brasil.....	08
3.4 Adubação orgânica.....	09
3.5 Produção de Lodo de esgoto (LE) e possibilidade de aproveitamento.....	11
3.6 Biotransformação do LE por técnicas de biorremediação.....	12
3.7 Uso do LE na agricultura.....	14
3.8 Legislação e utilização de LE na agricultura.....	15
4 MATERIAIS E MÉTODOS	18
4.1 Características da ETE e coleta do LE utilizado neste estudo.....	18
4.2 Materiais e procedimentos para biotransformação do LE.....	19
4.3 Caracterização físico-química do solo utilizado nos ensaios de biotransformação, fitotoxicidade e cultivo de trigo.....	22
4.4 Ensaio de fitotoxicidade com <i>L. sativa</i>	23
4.5 Avaliação do LE biotransformado como fertilizante de solo para cultivo de trigo.....	25
4.5.1 Variáveis medidas nas plantas de trigo.....	27
4.6 Análise de componentes principais em dados de produção de trigo.....	29
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	30
5.1 Caracterização físico química do LE <i>in natura</i>	30
5.2 Acompanhamento da biotransformação das amostras de LE.....	32
5.3 Ensaio de fitotoxicidade com <i>L. sativa</i>	35
5.4 Avaliação do LE biotransformado como fertilizante de solo para	39

cultivo de trigo.....	55
5.5 Análise de Componentes Principais.....	55
6 CONCLUSÕES.....	62
7 LITERATURA CITADA.....	63
APÊNDICE.....	79

ÍNDICE DE TABELAS

	Página
Tabela 1. Análise física do solo que foi utilizado no estudo.....	22
Tabela 2. Análise química do solo que foi utilizado no estudo.....	23
Tabela 3. Caracterização física e análise da composição química do LE <i>in natura</i> que foi utilizado para o projeto experimental.....	30
Tabela 4. Concentração de metais pesados quantificados no LE <i>in natura</i> utilizado no projeto experimental e concentrações máximas permitidas no LE pela CONAMA a ser destinado para uso em solos (mg.kg ⁻¹).....	31
Tabela 5. Caracterização físico-química dos diferentes materiais produzidos com a mistura de LE, solo, casca de arroz e fungo lignolítico no período inicial e depois de 90 dias de biorremediação.....	32
Tabela 6. Ensaio de fitotoxicidade de <i>L. sativa</i> das amostras sem diluição biotransformadas por 90 dias.....	35
Tabela 7. Ensaio de fitotoxicidade com sementes de alface realizado com os materiais oriundos da mistura de LE, solo, casca de arroz e fungo lignolítico e biotransformados por 90 dias.....	36
Tabela 8. Altura das plantas de trigo cultivadas nos tratamentos de diferentes dias após emergência.....	40
Tabela 9. Diâmetro do caule das plantas de trigo submetidas aos tratamentos de diferentes dias após emergência.....	42
Tabela 10. Número de folhas do trigo observada em diferentes dias após emergência.....	43
Tabela 11. Concentração de macronutrientes na parte aérea das plantas de trigo de cada tratamento (g.kg ⁻¹).....	47
Tabela 12. Concentração de micronutrientes na parte aérea das plantas de trigo de cada tratamento (mg.kg ⁻¹).....	49
Tabela 13. Concentração de metais nos grãos de trigo (mg.kg ⁻¹).....	51
Tabela 14. Teor de clorofila total (µg.cm ⁻²) (clorofila A + clorofila B) na folha do trigo cultivado nos diferentes tratamentos.....	52
Tabela 15. Valores de Condutância Estomática (mol.m ⁻¹ .s ⁻¹) e Eficiência do Fotossistema II (Fv/Fm) da folha bandeira do trigo.....	54

Tabela 16. Componentes principais, autovalores, proporção (%) e proporção acumulada (%) pelos componentes.....	57
----------------------------------------------------------------------------------------------------------------	----

ÍNDICE DE FIGURAS

	Página
Figura 1. Materiais utilizados no ensaio para do LE por bioestimulação e bioaumentação.....	20
Figura 2. Amostras dos diferentes tratamentos dispostas em cubas de aço inox para o experimento de biorremediação.....	21
Figura 3. Ensaio de fitotoxicidade com <i>L. sativa</i>	25
Figura 4. Tratamentos de LE tratado para cultivo de trigo.....	27
Figura 5. Índice de germinação (%) de sementes de alface determinado para os tratamentos contendo 40 t.ha ¹ de um dos tratamentos de LE como fertilizante.....	37
Figura 6. Resultados observados ao longo dos 81 dias de experimentação, relativos ao desenvolvimento da planta.....	41
Figura 7. Resultados de desenvolvimento das plantas, observados ao final do ciclo do trigo.....	44
Figura 8. Dados relacionados com a produtividade da cultura, obtidos ao final do ciclo do trigo.....	46
Figura 9. Clorofila total da folha de trigo ($\mu\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}$).....	52
Figura 10. Comparação da coloração de folhas dos diferentes tratamentos.....	53
Figura 11. Correlograma relativo às diferentes variáveis amostradas no estudo.....	56
Figura 12. Componentes Principais 1, 2, 3 e 4 como combinação linear de cada uma das variáveis estudadas.....	58
Figura 13. Biplot com as variáveis referentes à parte aérea do trigo - CP1 (Dim1) X os componentes de raiz - CP2 (Dim2).....	59
Figura 14. Biplot apresentando a correlação dos tratamentos com os componentes de teor de clorofila (Dim3) e eficiência do fotossistema dois (Dim4).....	60

POTENCIAL FERTILIZANTE DO LODO DE ESGOTO PARA O CULTIVO DE TRIGO, ANTES E APÓS SUA BIOTRANSFORMAÇÃO

Autor: ISRAEL CÉSAR ANDRÉS TORRES RIVEROS

Orientador: Prof. Dr. DÂNIA ELISA CHRISTOFOLETTI MAZZEO MORALES

Co-orientador: Prof. Dr. EDUARDO DAL'AVA MARIANO

RESUMO

O Brasil é um dos maiores produtores agrícolas do mundo e o quarto maior consumidor de fertilizantes, consumindo cerca de 8% do total mundial de fertilizantes e importando 70% desse volume. Neste sentido, o uso do Lodo de Esgoto (LE), subproduto das Estações de Tratamento de Esgoto (ETE), como fertilizante orgânico tem sido proposto por conter elevada quantidade de matéria orgânica, macronutrientes e micronutrientes, favorecendo o crescimento das plantas, além de proporcionar uma solução ambiental e economicamente mais sustentável para seu descarte. O presente trabalho teve como objetivo avaliar o uso de LE como fertilizante orgânico para o cultivo de trigo, antes e após biotransformação por processos de bioestimulação com casca de arroz (CA) e/ou bioaumentação com o fungo *Pleurotus ostreatus* (PL). A biotransformação do LE foi realizada dispendo as amostras LE; LE + solo (S), LE + S + CA; LE + S + PL; e LE + S + CA + PL; em cubas de inox, acondicionadas em local coberto à temperatura ambiente, por um período de 3 meses. Posteriormente, as amostras foram avaliadas quanto à sua fitotoxicidade por meio de ensaios com sementes de alface e à sua aplicação como fertilizante orgânico na dose de 40 t.ha⁻¹ a partir de experimentos em estufa na cultura do trigo. No teste de toxicidade aguda com alface, as amostras de LE mostraram-se altamente tóxicas, contudo, quando misturadas ao solo, na dose de 40 t.ha⁻¹, os tratamentos mostraram-se moderadamente tóxicos, pois os valores encontram-se na faixa de 40 a 80% no índice de germinação. Os resultados obtidos na aplicação do LE (biotransformado ou *in natura*) como adubo orgânico indicam que este material contribuiu significativamente para o crescimento, desenvolvimento, produtividade e a concentração de macronutrientes na planta do trigo. Ademais, os tratamentos apresentaram quantidades de metais pesados nos grãos abaixo dos limites de concentração permitidos, sendo seguro para a comercialização e consumo. Não foi observado efeito tóxico nas plantas de trigo cultivadas nesses tratamentos, sendo apenas notada uma leve redução nos valores de comprimento e matéria seca da raiz, sendo o LE *in natura* o que obteve a maior redução, 1,5 g em comparação ao solo. Embora todos os tratamentos tenham impulsionado o desenvolvimento do trigo de modo significativamente maior quando comparado ao solo com fertilizante mineral, a Análise de Componentes Principais (ACP) identificou o tratamento de LE biotransformado por bioestimulação (LE+S+CA) como mais vantajoso, destacando-se em número de folhas com 31 folhas por planta, diâmetro do caule com 5,64 mm e comprimento de raiz com 469 m. Seguido pelo LE+S+CA+PL, destacando-se em matéria seca da raiz onde foi observado um aumento de 1,1 g em comparação ao solo. Tal fato demonstrou que o processo de bioestimulação com CA foi mais efetivo quanto ao seu potencial agrônômico. Assim,

o uso de LE como fertilizante orgânico para o trigo pode representar uma opção interessante, pois reduz os custos de produção relacionados ao uso de fertilizantes importados e promove uma destinação mais sustentável ao LE.

Palavras-chave: Agricultura sustentável, resíduo sólido orgânico, aproveitamento de resíduos, biorremediação, fertilizante orgânico, fitotoxicidade

FERTILIZING POTENTIAL OF SEWAGE SLUDGE FOR WHEAT CULTIVATION, BEFORE AND AFTER ITS BIOTRANSFORMATION

Author: ISRAEL CÉSAR ANDRÉS TORRES RIVEROS

Adviser: Prof. Dr. DÂNIA ELISA CHRISTOFOLETTI MAZZEO MORALES

Co-adviser: Prof. Dr. EDUARDO DAL'AVA MARIANO

ABSTRACT

Brazil is one of the largest agricultural producers in the world and the fourth largest consumer of fertilizers. The country consumes around 8% of the world's total fertilizers, with more than 70% of this volume being imported. In this sense, the use of Sewage Sludge (SS), a by-product of Sewage Treatment Plants (STP), as organic fertilizer has been proposed. This fact is justified because this waste contains a high amount of organic matter, macronutrients and micronutrients, favoring plant growth, in addition to providing an environmentally and economically more sustainable solution for its disposal. For this reason, the present work aimed to evaluate the use of SS as an organic fertilizer for wheat cultivation, before and after biotransformation by biostimulation processes with rice husk (RH) and/or bioaugmentation with the fungus *Pleurotus ostreatus* (PL). The biotransformation of LE was carried out by arranging the SS samples; SS+ soil (S), SS+ S + RH; SS + S + PL; and SS + S + RH + PL; in stainless steel vats, stored in a covered place at room temperature, for a period of 3 months. Subsequently, the samples were evaluated for their phytotoxicity through tests with lettuce seeds and their application as organic fertilizer at a dose of 40 t.ha⁻¹ based on greenhouse experiments on wheat crops. In the acute toxicity test with lettuce, the SS samples were found to be highly toxic. However, when mixed with soil at a dose of 40 t.ha⁻¹, the treatments were moderately toxic, with values ranging from 40 to 80% on the germination index. The results obtained from the application of SS (biotransformed or *in natura*) as an organic fertilizer indicate that this material contributed significantly to the growth, development, productivity and concentration of macronutrients within the wheat plant. Furthermore, the treatments presented amounts of heavy metals in the grains below the permitted concentration limits, making them safe for sale and consumption. No toxic effect was observed on the wheat plants grown under these treatments. Only a slight reduction in root length and dry matter was noted, with the SS *in natura* showing the greatest reduction at 1.5 g compared to the soil. Although all treatments boosted wheat development significantly more when compared to soil with mineral fertilizer, Principal Component Analysis (PCA) identified the SS treatment biotransformed by biostimulation (SS+S+RH) as the most advantageous, standing out with 31 leaves per plant, a stem diameter of 5.64 mm, and a root length of 469 m. This was followed by SS+S+RH+PL, which excelled in root dry matter, showing an increase of 1.1 g compared to the soil. This fact demonstrated that the biostimulation process with RH was more effective in terms of its agronomic potential. Thus, the use of SS as an organic fertilizer for wheat can represent an interesting option, as in addition to reducing production costs related to the use of imported fertilizers, a more sustainable destination is given to the SS, also reducing the costs generated with the

destination of this waste and, consequently, reducing the problems it can generate for the environment.

Key-words: Sustainable Agriculture, organic solid waste, reuse of waste, bioremediation, organic fertilizer, phytotoxicity

1 INTRODUÇÃO

O elevado crescimento populacional está diretamente relacionado ao aumento da demanda por alimentos. O aumento da produtividade agrícola pode ser alcançado com o emprego de fertilizantes, o que possibilita um melhor rendimento por unidade de área cultivada (HUANG; JIANG, 2019).

O Brasil é um dos maiores produtores agrícolas no cenário mundial e o quarto maior consumidor de fertilizantes, utilizando cerca de 8% do volume de todo fertilizante consumido mundialmente, sendo a maior parte deste importada (OLIVEIRA; MALAGOLLI; CELLA, 2019).

O uso inadequado de fertilizantes sintéticos convencionais ocasiona sérios impactos ambientais, uma vez que grande parte dos nutrientes não são absorvidos pelas plantas, o que pode contribuir para a acidificação e salinização do solo, eutrofização de recursos hídricos próximos e, até mesmo, na geração de gases de efeito estufa (AYELE; ATLABACHEW, 2021; WANG et al., 2017, YE *et al.*, 2020; ZHANG *et al.*, 2019).

Desse modo, visando à diminuição dos prejuízos ambientais, bem como a redução dos custos com a importação de fertilizantes, novas alternativas vêm estudadas com base em práticas de cultivo mais sustentáveis (KRASILNIKOV; TABOADA; AMANULLAH, 2022).

Neste sentido, alguns resíduos sólidos orgânicos têm recebido atenção especial e, dentre esses, destaca-se o Lodo de Esgoto (LE), um subproduto das Estações de Tratamento de Esgoto (ETE), produzido, mundialmente, na ordem de centenas de milhões de toneladas por ano (GAO *et al.*, 2020). Ainda, com a modernização, ampliação e implantação de novas ETES, que possibilitam aumentar a quantidade de esgoto tratado, deverá haver um crescimento significativo na quantidade de LE que será produzido nos próximos anos (PEDROZA *et al.*, 2019).

No Brasil, onde apenas 50,8% do esgoto gerado recebe o devido tratamento (SNIS, 2021), estima-se que a produção de LE anual esteja por volta de 370 mil toneladas de matéria seca (MATEO-SAGASTA; RASCHID-SALLY; THEBO, 2015). No Estado de São Paulo, que é o estado com maior percentual de esgoto tratado do país, este não chega a 70% (CETESB, 2019). Assim, a estimativa de geração desse resíduo no território nacional também é bastante alta nos anos subsequentes.

Frente à elevada quantidade de LE gerada, bem como pelo alto custo do gerenciamento deste resíduo (coleta, secagem e transporte), que pode alcançar até 50% do orçamento operacional de uma ETE (BETTIOL; CAMARGO, 2006), uma das alternativas que têm sido propostas para a destinação final do LE é a sua utilização como fertilizante e/ou condicionador de solo (SCHRÖDER et al., 2021; CHEN; YUAN; ZHANG, 2020). Isto se justifica pelo fato deste resíduo conter elevada quantidade de matéria orgânica, aproximadamente 40%, macronutrientes como nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K), e micronutrientes como ferro (Fe), cobre (Cu), zinco (Zn) e manganês (Mn) em quantidades consideráveis (EID et al., 2019). Também já foi constatado que a aplicação de LE ao solo possibilita a diminuição da densidade com o aumento da estabilidade dos agregados; aumento da retenção de água; correção da acidez; aumento da porosidade, condutividade hidráulica e elétrica; aumento da capacidade de troca catiônica; aumento dos teores e da retenção de nutrientes às plantas; favorecimento do crescimento vegetal (ODIMEGWU et al., 2018; SILVA; MELO; TEIXEIRA, 2005).

No entanto, de acordo com a resolução CONAMA nº 498, de 19 de agosto de 2020 (BRASIL, 2020a), a dosagem de aplicação do LE não deve exceder o coeficiente entre a quantidade de nitrogênio recomendada para a cultura e a recomendação agronômica oficial do estado, bem como o conteúdo de nitrogênio disponível dentro do LE (N. disp, em kg.t^{-1}). Adicionalmente, essa resolução também estabelece os limites máximos aceitáveis de metais pesados, agentes patogênicos (vírus entéricos, bactérias, fungos, helmintos, etc) e contaminantes orgânicos que devem ser considerados previamente à sua aplicação em solos agrícolas (BRASIL, 2020b).

Embora os benefícios agrícolas do LE tenham sido comprovados por inúmeros estudos, efetivamente, essa disposição não ocorre na prática. Isso porque, a presença de inúmeros contaminantes, incluindo compostos orgânicos e inorgânicos, além de microrganismos patogênicos, inviabilizam sua utilização agrícola *in natura* (BAUER et al., 2020; FIJALKOWSKI et al., 2017), uma vez que seu uso agrícola poderia levar à dispersão desses contaminantes no ambiente. Assim, atualmente, os aterros sanitários são os principais destinos de disposição do LE (VINCIGUERRA et al., 2023).

Desse modo, para que o LE possa ser utilizado de forma ambientalmente segura como insumo agrícola, ele precisa passar por um processo de

biotransformação, visando a sua detoxificação e produção de fertilizante orgânico (MAZZEO *et al.*, 2015, 2020, 2023; SOMMAGGIO *et al.*, 2018). A técnica mais comumente empregada para este fim é a compostagem, que promove a inativação de patógenos e a estabilização da matéria orgânica pela ação de microrganismos em condições aeróbias (WANG; MAO; LI, 2018). Contudo, a bioestimulação, empregando outros tipos de resíduos, também vem sendo recomendada por ser uma metodologia de baixo custo, contribuir para o ajuste do grau de umidade, relação C/N e para um acréscimo de energia, melhora da aeração do sistema, por promover a descompactação e aumento da porosidade do lodo, aumentando a eficiência do processo (ALVARENGA *et al.*, 2015; SHOU *et al.*, 2017). O processo de bioaumentação, com fungos lignolíticos, também pode contribuir para melhorar a eficiência do processo, devido à capacidade destes fungos de produzir enzimas (p.e., lacase e peroxidases) que atuam na mineralização de compostos fenólicos, diésteres e bifenilas, os quais são as moléculas centrais dos contaminantes mais relevantes (CAJTHAML, 2015).

A efetividade dos processos de biotransformação de resíduos, principalmente relacionados quanto à diminuição da toxicidade, pode ser comprovada a partir do emprego de bioensaios. Dentre os vegetais superiores utilizados como organismo-teste, a espécie *Lactuca sativa* (alface) apresenta facilidade de cultivo e manuseio e alta sensibilidade aos contaminantes presentes no LE (MAZZEO *et al.*, 2020). Bioensaios realizados com sementes de *L. sativa* têm por características serem rápidos, simples e com elevada capacidade de detecção e reprodutibilidade, permitindo avaliar alterações sobre a taxa de emergência e crescimento da planta (PRIAC; PIERRE-MARIE; CRINI, 2017).

O trigo é uma das culturas mais importantes para a humanidade, sendo o segundo cereal mais cultivado mundialmente (FAO, 2023). No Brasil, o cultivo de trigo tem experimentado um crescimento significativo nos últimos anos. Em 2022, os valores da Produção Agropecuária no Brasil (IBGE) para o trigo alcançaram mais de 15 milhões de reais. Com uma área plantada de 3.167.615 hectares e uma produção de 10.343.182 toneladas, foi obtido um rendimento médio de 3.266 kg.ha⁻¹. Apesar das limitações climáticas e da concorrência com outras culturas mais rentáveis, o Brasil conseguiu aumentar sua produção de trigo graças a melhorias em variedades de sementes, práticas agrícolas e tecnologia (IBGE,

2022). Esse cenário poderia ser ainda mais proeminente com a possibilidade do uso de LE como fertilizante para o cultivo do trigo (BEGHIN; NOGUEIRA, 2021).

Portanto, o uso de LE como fertilizante orgânico para o trigo pode representar uma opção interessante, pois além de reduzir os custos relacionados à importação de fertilizantes, oferece uma opção de destino mais sustentável para esse resíduo, reduzindo também os custos associados ao seu descarte e, conseqüentemente, diminuindo os problemas que ele causa ao meio ambiente, especialmente após a sua detoxificação. Ao utilizar o LE como fertilizante, promove-se a circularidade dos recursos, além de contribuir para a sustentabilidade e proteção ambiental.

Desse modo, as hipóteses abordadas neste estudo foram:

- o LE contém nutrientes em níveis adequados para favorecer o crescimento do trigo, viabilizando sua aplicação como fertilizante orgânico.

- o LE biotransformado, além de manter seu poder fertilizante, apresenta maior estabilidade e menor toxicidade.

2 OBJETIVOS

Objetivo geral

- ✓ Avaliar a possibilidade de utilização de LE como fertilizante orgânico para o cultivo de trigo, antes e após biotransformação por processos de bioestimulação e/ou bioaumentação.

Objetivos específicos

- ✓ Verificar se a aplicação de LE, *in natura* ou biotransformado, como adubo orgânico contribui para o crescimento e desenvolvimento do trigo.
- ✓ Verificar qual processo de biotransformação empregado (bioestimulação e bioaumentação) melhor contribui para a maturidade do composto, em termos de estabilização da matéria orgânica, menor toxicidade e fertilização.
- ✓ Avaliar a detoxificação do LE biotransformado por meio do ensaio de toxicidade aguda com *Lactuca sativa*.
- ✓ Comparar as diferenças entre a absorção de nutrientes pelas folhas do trigo submetidos aos diferentes tratamentos.
- ✓ Compreender as inter-relações existentes entre as variáveis estudadas a partir de uma Análise de Componentes Principais (ACP).

3 REVISÃO DA LITERATURA

3.1 Produção de grãos e trigo no Brasil e no mundo

A agricultura exerce um papel crucial na economia global, representando aproximadamente um terço do Produto Interno Bruto (PIB) mundial por meio da produção de alimentos (HIMANI; SIDDHARDHA, 2019). Como o crescimento populacional está diretamente atrelado ao aumento da demanda por alimentos, a agricultura desempenha papel primordial por oferecer alimentos de qualidade e em quantidade suficiente (PAWLAK; KOŁODZIEJCZAK, 2020).

O Brasil destaca-se como um dos maiores produtores agrícolas no cenário mundial e detém a quarta posição no que tange à produção de grãos, incluindo arroz, cevada, milho, soja e trigo. No ano de 2021, o país alcançou uma produção de 250 milhões de toneladas. Os Estados Unidos e a China lideram o ranking, seguidos pela Índia. No entanto, as previsões indicam que em 2023, o Brasil deverá superar a Índia e assumir a terceira posição como maior produtor mundial de grãos (EMBRAPA, 2022).

O trigo posiciona-se como o segundo cereal mais amplamente cultivado globalmente, registrando uma colheita estimada de 770 milhões de toneladas de grãos em 2022 (FAO, 2023). Na classificação dos principais produtores mundiais de trigo, algumas nações se destacam por sua notável produção. Na primeira posição, encontra-se a China, com uma produção de 240 milhões de toneladas, seguida de perto pela União Europeia, que contribui com 139 milhões de toneladas para o mercado global. A Índia também está entre os líderes mundiais, fornecendo 110 milhões de toneladas de trigo, enquanto a Rússia ocupa a quarta posição, com 81,5 milhões de toneladas. Os Estados Unidos, por sua vez, também continuam contribuindo com valores significativos na produção de trigo, na ordem de 45 milhões de toneladas (CONAB, 2023).

Já o Brasil, embora permaneça na décima quarta posição na lista dos maiores produtores mundiais de trigo, observa-se um desenvolvimento encorajador. O país projeta uma produção de 10,4 milhões de toneladas para o ano de 2023, o que representa um aumento e uma consolidação de sua posição no mercado global de trigo. Na região sul do Brasil, em particular nos estados do

Paraná e do Rio Grande do Sul, destaca-se sua produção, atingindo anualmente as cifras de 3,9 e 4,7 milhões de toneladas, respectivamente (CONAB, 2023).

3.2 Demanda por nutrientes da cultura do trigo

A variável que mais influencia o rendimento do trigo é a quantidade de grãos por unidade de superfície e isso se deve à velocidade de crescimento da cultura durante o período crítico que envolve a floração. Para alcançar a máxima velocidade de crescimento, é fundamental que as folhas capturem mais de 90-95% da radiação solar e convertam essa energia em biomassa de forma eficiente. Para atingir esses objetivos, é essencial ter uma adequada disponibilidade de nutrientes no solo (DIVITO; GARCÍA, 2017).

Segundo a Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura (FAO, 2023), o trigo requer uma variedade de nutrientes, como oxigênio (O; cerca de 48% da matéria seca), carbono (C; 42%), hidrogênio (H; 6%), nitrogênio (N; 2%), potássio (K), fósforo (P), cálcio (Ca), magnésio (Mg) e enxofre (S). Esses nutrientes se acumulam na planta ao longo de seu ciclo de vida, embora as concentrações diminuam nos tecidos mais antigos. Além disso, o trigo precisa de microelementos como ferro (Fe), manganês (Mn), boro (B), zinco (Zn), cobre (Cu), molibdênio (Mo), cloro (Cl), também outros elementos como sódio (Na), cobalto (Co) e silício (Si) em quantidades menores. Ao aplicar fertilizantes, as recomendações variam de acordo com o tipo de solo, sua fertilidade e o ciclo da cultura. Também é essencial considerar fatores locais, metas de rendimento e rotação de culturas. Variedades de trigo maiores requerem uma maior quantidade de fertilizantes, mas é crucial evitar o excesso de nitrogênio, que pode causar contaminação e problemas de crescimento (FAO, 2023).

Os requisitos nutricionais médios para produzir uma tonelada de grãos de trigo com um teor de umidade comercial de 14% são: N (25,8 kg.t.grãos⁻¹), K (16,3 kg.t.grãos⁻¹), P (3,9 kg.t.grãos⁻¹), S (3,4 kg.t.grãos⁻¹), Ca (2,6 kg.t.grãos⁻¹), Mg (2,6 kg.t.grãos⁻¹), ferro (Fe; 117,8 g.t.grãos⁻¹), manganês (Mn; 60,2 g.t.grãos⁻¹) e Zn (44,7 g.t.grãos⁻¹), B (21,5 g.t.grãos⁻¹), Cu (8,6 g.t.grãos⁻¹). No entanto, esses requisitos são baseados em valores médios e podem variar de acordo com a

disponibilidade de nutrientes, o rendimento e a interação com outros fatores (DIVITO; GARCÍA, 2017).

3.3 Uso de fertilizantes no Brasil

O aumento da produtividade agrícola pode ser alcançado com o emprego de fertilizantes, o que possibilita um melhor rendimento por unidade de área cultivada (HUANG; JIANG, 2019). Embora o Brasil seja favorecido por um clima propício, terras agricultáveis e agricultores competentes, enfrenta uma carência na produção desse insumo fundamental para a agricultura. A ausência desses produtos prejudica a produção agrícola e pecuária em solos tropicais devido à sua baixa fertilidade natural (CPRM, 2022).

O Brasil ocupa a quarta posição global em termos de consumo de fertilizantes, representando, aproximadamente, 8,5% do consumo mundial total. Nessa classificação, o país está atrás apenas da China, da Índia e dos Estados Unidos (ANDA, 2021). Entretanto, em 2021, mais de 70% dos fertilizantes utilizados no Brasil foram importados, evidenciando a dependência do país em relação a um mercado controlado por poucos fornecedores (ANDA, 2023). A elevada dependência tecnológica e o setor de fertilizantes altamente concentrado comercial e geograficamente expõe o Brasil a possíveis instabilidades e variações nos preços internacionais desse produto (CALIGARIS *et al.*, 2022).

Adicionalmente, a utilização de fertilizantes sintéticos convencionais acarreta uma série de problemas ambientais de grande magnitude. Uma proporção considerável dos nutrientes presentes nesses fertilizantes não é aproveitada de maneira eficiente pelas plantas, resultando em perdas para o ambiente. Esses nutrientes não absorvidos podem contribuir para a acidificação e salinização do solo, comprometendo a qualidade e fertilidade do mesmo a longo prazo. Além disso, quando esses nutrientes atingem corpos de água próximos, podem desencadear a eutrofização, um fenômeno no qual ocorre o crescimento excessivo de algas e plantas aquáticas, gerando a degradação da água e a diminuição da biodiversidade. Por fim, a fabricação e utilização desses fertilizantes também podem estar relacionadas à emissão de gases de efeito estufa, contribuindo para as mudanças climáticas em nível global. Portanto, é essencial explorar alternativas

mais sustentáveis e eficazes na gestão dos fertilizantes, com o objetivo de reduzir esses impactos negativos no meio ambiente (AYELE; ATLABACHEW, 2021; WANG *et al.*, 2017a, YE *et al.*, 2020; ZHANG *et al.*, 2019).

Diante dessa situação, torna-se cada vez mais urgente a necessidade de explorar soluções que promovam uma abordagem agrícola mais sustentável, com o objetivo de mitigar os efeitos negativos no ambiente e reduzir os custos associados à importação de fertilizantes. Nesse contexto, surgiram alternativas e práticas inovadoras que oferecem uma perspectiva encorajadora para lidar com as demandas do setor agrícola de maneira mais consciente e eficaz. Essas novas abordagens não apenas visam um melhor manejo dos recursos, mas também se apresentam como vias promissoras para mitigar o impacto ambiental e promover uma gestão mais responsável dos nossos recursos naturais, em harmonia com o ambiente (KRASILNIKOV; TABOADA; AMANULLAH, 2022).

3.4 Adubação orgânica

O aumento nos custos dos fertilizantes comerciais e o agravamento da poluição ambiental tornam a utilização de resíduos orgânicos na agricultura uma opção atraente, tanto do ponto de vista econômico quanto ambiental, devido à ciclagem de nutrientes e ao aproveitamento gradual dos mesmos. Esses fatores resultam em uma crescente demanda por informações destinadas a avaliar a viabilidade técnica e econômica da incorporação desses resíduos em solos e culturas agrícolas (SANTOS *et al.*, 2011).

A aplicação de resíduos orgânicos como adubo destaca-se devido ao seu notável potencial fertilizante, derivado da presença de nutrientes essenciais às plantas e, sobretudo, do elevado conteúdo de matéria orgânica. Essa matéria orgânica exerce impactos benéficos nas propriedades físicas, químicas e biológicas do solo (BONA *et al.*, 2016). Além disso, a utilização de resíduos orgânicos como fertilizantes é uma maneira de se evitar o descarte inadequado desses materiais no meio ambiente (BRIEDIS *et al.*, 2012).

Uma alternativa amplamente adotada para o fornecimento de nutrientes é a utilização de resíduos animais, principalmente nitrogênio e fósforo, em diversas regiões do Brasil (MENEZES; SALCEDO, 2007). No país, a prática de reciclagem de resíduos gerados, como a cama de frango, esterco bovino, torta de filtro, entre

outros, ainda não é tradicional, apesar de apresentarem elevados teores de nutrientes e matéria orgânica (MEDEIROS *et al.*, 2008). A matéria orgânica, seja de origem animal ou vegetal, quando fornecida em doses adequadas, resulta em efeitos positivos no rendimento das culturas, principalmente devido ao complexo de nutrientes que ela contém (RODRIGUES *et al.*, 2009).

O potencial de aproveitamento desses resíduos na adubação das culturas depende da capacidade de disponibilizar nutrientes no momento apropriado (PITTA *et al.*, 2012). Em relação aos atributos químicos, apesar de uma fração da matéria orgânica desses resíduos ser decomposta e liberada em um curto período após sua aplicação, outra fração se transforma em húmus, que é mais estável. Nessa forma, os elementos são liberados lentamente (STEVENSON, 1994). Adicionalmente, o uso de quantidades elevadas de resíduos orgânicos pode aumentar os valores de pH do solo devido à formação de ácidos orgânicos. Esse aumento no pH contribui para o aumento da capacidade de troca catiônica (CTC) em solos cuja mineralogia é dominada por óxidos e hidróxidos de Fe e Al, como ocorre nos Latossolos da região oeste do Estado do Paraná (ANDREOLA *et al.*, 2000).

No entanto, é crucial atentar para o tipo de resíduo orgânico e a quantidade aplicada nas culturas agrícolas, uma vez que teores elevados podem causar desequilíbrio nutricional no solo, levando à uma redução no desenvolvimento e na produção final da cultura (OLIVEIRA *et al.*, 2009).

A expressão do potencial de produtividade do trigo é fortemente influenciada por fatores ambientais e genéticos, sendo a interação entre ambos um elemento crucial. Tal interação resulta em variações significativas no desempenho das cultivares quando cultivadas em diferentes condições ambientais (SILVA *et al.*, 2011). Os fertilizantes químicos representam um dos principais elementos no custo de produção do trigo (SANTOS *et al.*, 2011), sendo o nitrogênio nutriente mais absorvido pela cultura do trigo e, portanto, o mais limitante. Nessas condições, para se evitar a deficiência de nitrogênio na cultura do trigo, é necessária uma atenção especial quanto ao emprego de resíduos orgânicos, em especial aqueles com uma elevada relação carbono/nitrogênio, devido à imobilização do nitrogênio pelos microrganismos presentes no solo (ROS *et al.*, 2003).

3.5 Produção de lodo de esgoto (LE) e possibilidade de aproveitamento

Dentro deste contexto, um dos resíduos que merece especial atenção é o LE, subproduto que surge como resultado dos processos realizados em ETEs em todo o mundo. A magnitude de sua geração é impressionante, atingindo números na faixa de centenas de milhões de toneladas anuais (GAO *et al.*, 2020).

Estima-se que a Europa gere cerca de 10 milhões de toneladas (massa seca) de LE anualmente (KREJCIRIKOVA *et al.*, 2019). Nos EUA, esse valor já ultrapassou 60 milhões de toneladas de LE seco por ano (LISHA *et al.*, 2018). Já a produção chinesa superou 30 milhões de toneladas de LE (massa seca) por ano (GAO *et al.*, 2020). No Brasil, um país onde apenas 50,8% das águas residuais geradas recebem o tratamento adequado (SNIS, 2021), estima-se que a produção anual LE gire em torno de 370 mil toneladas de matéria seca (MATEO-SAGASTA; RASCHID-SALLY; THEBO, 2015).

No caso específico do Estado de São Paulo, que se destaca por deter o maior índice de águas residuais tratadas em todo o país, a porcentagem ainda não alcança os 70% (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo - CETESB, 2019). À medida que melhorias, expansões e inovações nas ETEs são implementadas, tornando-as capazes de aumentar a quantidade de águas residuais tratadas, vislumbra-se um aumento substancial na produção de LE para os próximos anos. Com o crescimento populacional nas áreas urbanas, surge uma crescente preocupação em relação à geração de resíduos e efluentes, com destaque para o desafio enfrentado na produção e destinação do lodo de esgoto pelas Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs). A etapa final de disposição desse lodo acaba sendo problemática na maioria das estações, uma vez que sua principal destinação são os aterros sanitários, os quais já estão sobrecarregados e têm seu tempo de vida reduzido como consequência (VINCIGUERRA *et al.*, 2023). Assim, fica evidente que a gestão deste subproduto adquire um caráter cada vez mais preponderante, não apenas como resultado das necessidades atuais, mas também como uma projeção para o futuro, onde a busca por soluções sustentáveis e eficazes se torna essencial no caminho em direção a uma gestão ambientalmente responsável de nossos recursos hídricos (PEDROZA *et al.*, 2019).

Desse modo, o LE está sendo alvo de estudos visando ao seu aproveitamento. Na indústria, é explorado o seu potencial no reaproveitamento

para a fabricação de tijolos, cerâmicas e agregado leve para construção civil, contribuindo para reduzir a demanda por recursos naturais. Além disso, é investigada a viabilidade de sua utilização na produção de cimento, buscando alternativas mais sustentáveis na indústria da construção. No âmbito agrícola, o lodo pode ser transformado em fertilizante orgânico através da compostagem, promovendo a reciclagem de nutrientes e reduzindo a dependência de fertilizantes químicos. Outra aplicação importante é a recuperação de solos degradados, onde o lodo pode ser utilizado como condicionador de solo, melhorando suas propriedades físicas e químicas. Essas diferentes formas de aproveitamento do lodo de esgoto visam promover a gestão sustentável de resíduos, a preservação dos recursos naturais e a redução do impacto ambiental (IWAKI, 2018).

3.6 Biotransformação do LE por técnicas de biorremediação

A biotransformação do LE tem o intuito de alcançar um produto final que seja rico em nutrientes e apresente baixa toxicidade. Uma das abordagens mais promissoras para a obtenção desse produto é a biorremediação, pois além de implicar em custos baixos, é considerada uma tecnologia limpa e também altamente eficaz (SOMMAGGIO *et al.*, 2018a; SOUZA *et al.*, 2024).

Segundo Sahota e Sharma (2021), a biorremediação consiste em um mecanismo biológico natural de transformar resíduos, aproveitando a versatilidade nutricional dos organismos para biodegradar, detoxificar e remover poluentes. Nesse contexto, essa metodologia pode ser implementada por meio do uso de microrganismos, minhocas (vermicompostagem) ou plantas (fitorremediação), os quais são capazes de realizar a detoxificação ou remoção de contaminantes presentes no substrato (BRADHWAR; SINGH; SINGH, 2021)

O sucesso do processo de biorremediação está intrinsecamente ligado às condições bióticas e abióticas do meio, englobando não apenas o agente biodegradador, mas também fatores vinculados ao clima, geologia, ecologia do local e à natureza dos contaminantes presentes (CARNEIRO; GARIGLIO, 2010). A própria microbiota do solo possui a capacidade de degradar diversos componentes que constituem a matéria orgânica. Esses microrganismos metabolizam as moléculas dos contaminantes, convertendo-os em compostos mineralizados, água

e dióxido de carbono, ou em substâncias menos prejudiciais quando se trata de compostos tóxicos (CARDOSO; ANDREOTE, 2016).

Entre as técnicas de biorremediação, a atenuação natural monitorada, que envolve os processos de biodegradação, transformação, diluição, dispersão e volatilização dos contaminantes, destaca-se como uma excelente alternativa para a detoxificação do LE. Esses mecanismos naturais de redução de contaminantes, que ocorrem espontaneamente no ambiente, proporcionam uma maior estabilidade tanto química quanto biológica ao lodo de esgoto (MAZZEO *et al.*, 2016).

Ainda, quando as técnicas de biorremediação são aplicadas em substratos sólidos, a porosidade e aeração influenciam de forma significativa no processo de biorremediação, pois a degradação de poluentes orgânicos tem relação direta com a permeabilidade do solo e a quantidade de oxigênio disponível no ambiente (COLLA, 2012; HARMSSEN, 1991; PEREZ-ARMENDÁRIZ *et al.*, 2004). O aumento da aeração do solo pode ser alcançado a partir da adição de agentes volumétricos ao substrato (VASUDEVAN; RAJARAM, 2001; SOUZA *et al.*, 2009), como os resíduos vegetais que proporcionam uma maior oferta de oxigênio à biomassa bacteriana, tornando, dessa maneira, a degradação mais efetiva (MOLINA-BARAHONA *et al.*, 2004). Entre os agentes bioestimuladores, podemos mencionar fibra de coco, bagaço de cana-de-açúcar, casca de arroz e outros resíduos agrícolas (SOUZA *et al.*, 2024). Além disso, o que estimula o processo de biodegradação são os nutrientes essenciais que também contribui para a etapa de nitrificação (MUTER *et al.*, 2017).

Outra técnica de biorremediação, a bioaugmentação pode promover a aceleração do processo de detoxificação do LE pela adição de cepas microbiológicas alóctones especializadas, ativas e em crescimento, que induzam a um aumento da habilidade das comunidades de microrganismos nativos em responder às flutuações do processo de biodegradação ou a degradar certos compostos, resultando em uma melhora no sistema de tratamento (SOUZA *et al.*, 2024). Os fungos do gênero *Pleurotus* são reconhecidos pela capacidade de produzir complexos de enzimas extracelulares, como hidrolases e ligninases (ARAÚJO *et al.*, 2021), que contribuem de modo mais efetivo na mineralização das moléculas dos contaminantes (CAJTHAML, 2015).

Uma característica relevante desses métodos é o baixo custo de implementação e a minimização de distúrbios ambientais (LACERDA; NAVONI; AMARAL, 2019).

3.7 Uso de LE na agricultura

Diante da considerável quantidade de LE gerado, bem como dos custos significativos associados à sua gestão, que podem representar até 50% do orçamento operacional de uma ETE (BETTIOL; CAMARGO, 2006), surgiu uma alternativa promissora para sua disposição final: sua utilização como condicionador e/ou fertilizante de solo (SCHRÖDER *et al.*, 2021; CHEN; YUAN; ZHANG, 2020). Isso se deve ao seu teor aproximado de 40% de matéria orgânica, além da presença de macronutrientes como nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K), bem como micronutrientes como ferro (Fe), cobre (Cu), zinco (Zn) e manganês (Mn) em quantidades consideráveis, o que contribui para melhorar a qualidade e fertilidade do solo (EID *et al.*, 2019).

Adicionalmente, foi observado que a aplicação de LE no solo traz diversos benefícios. Por um lado, contribui para a redução da densidade do solo, ao mesmo tempo em que aumenta a estabilidade dos agregados; também favorece a retenção de água no substrato. Além disso, tem a capacidade de corrigir a acidez do solo, melhorar sua porosidade e aumentar tanto sua condutividade hidráulica quanto elétrica. Adicionalmente, essa prática aumenta a capacidade de troca catiônica do solo, resultando em maior disponibilidade e retenção de nutrientes essenciais para o desenvolvimento das plantas. Como resultado, promove um crescimento vegetal mais robusto e saudável. O uso de LE como condicionador de solo se apresenta como uma estratégia multifacetada e promissora para abordar tanto a gestão de resíduos quanto a melhoria da qualidade do solo e a produção agrícola. Seu potencial para otimizar a retenção de nutrientes, melhorar a estrutura do solo e estimular o crescimento das plantas o torna uma opção valiosa na busca por práticas mais sustentáveis e eficientes no campo agrícola (ODIMEGWU *et al.*, 2018; SILVA; MELO; TEIXEIRA, 2005).

O LE tem o potencial de melhorar as propriedades químicas e físicas do solo ou substratos, porém é necessário um tratamento adequado devido à presença de patógenos, poluentes e metais pesados em sua composição (BRANDANI *et al.*,

2019). A reciclagem deste composto é amplamente utilizada na agricultura e silvicultura, onde o resíduo é empregado como condicionador de solo ou fertilizante (ZABOTTO *et al.*, 2018; SILVA *et al.*, 2020). Além disso, apresenta um potencial promissor como fertilizante orgânico ou substrato para a produção de mudas. Essa utilização contribui para a redução do uso de fertilizantes minerais e combustíveis fósseis, uma vez que o lodo é uma fonte rica em nutrientes essenciais para o crescimento das plantas. Dessa forma, a sua aplicação adequada no setor agrícola pode trazer benefícios tanto para a produção sustentável de alimentos quanto para a preservação do meio ambiente (KACPRZAK *et al.*, 2017).

3.8 Legislação e utilização de LE na agricultura

Devido às suas características compostas, principalmente de material orgânico, o LE está alinhado aos princípios de reutilização e/ou reaproveitamento de resíduos, em conformidade com a Lei nº 12.305 de 2010, que estabelece a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Essa legislação incentiva a busca por alternativas sustentáveis de manejo e destinação de resíduos, visando à redução do impacto ambiental e à promoção da economia circular. Portanto, ao utilizar o LE de forma adequada, é possível atender às diretrizes estabelecidas pela lei, promovendo a valorização deste resíduo e contribuindo para a construção de um modelo de gestão mais sustentável (BRASIL, 2010). No entanto, antes de utilizar o resíduo, é fundamental realizar um processo de adequação às regulamentações em vigor, o qual pode ser realizado por meio de diversas tecnologias disponíveis (SUTHAR, 2010).

A utilização deste resíduo em áreas agrícolas ou florestais está respaldada pela resolução CONAMA nº 498/2020, que estabelece as diretrizes de tratamento e critérios para o seu uso, garantindo a proteção da saúde pública e do meio ambiente (BRASIL, 2020b). Dentro desta resolução, destacam-se os aspectos mais significativos relacionados às restrições no uso do LE. Estabelece-se a proibição categórica da importação de LE do exterior. Aborda-se o tratamento e benefício dos lodos, além dos requisitos fundamentais para obter a licença ambiental de UGL (Unidades de Gerenciamento de Lodo). Destaca-se, especialmente, a classificação e caracterização meticulosa dos LEs e detalham-se os diversos usos permitidos em solos, tanto para LEs classe A como classe B. Estabelecem-se diretrizes

específicas para a pesquisa e aplicação em áreas concretas, incluindo seu uso em áreas degradadas e zonas protegidas. Aborda-se a possibilidade de aplicação em áreas específicas, conforme as condições estabelecidas.

No contexto da aplicação do LE em solos para fins agrícolas, estabelece-se um limite crucial: não deve exceder o quociente entre a quantidade de nitrogênio recomendada para a cultura e a recomendação agronômica oficial do estado. Adicionalmente, regula-se o teor de nitrogênio no próprio lodo de esgoto, bem como contaminantes tóxicos que podem estar presentes (BRASIL, 2020a). A definição de limites máximos de metais pesados, agentes patogênicos e outros contaminantes classifica o biossólido como classe A ou classe B. Esses limites são importantes também para estabelecer a taxa máxima anual de LE que pode ser aplicada em uma determinada área.

Outro ponto refere-se ao monitoramento e acompanhamento dos processos de aplicação, a fim de acompanhar o impacto ambiental e a qualidade do solo receptor, podendo ser realizados de forma anual, semestral, trimestral, bimestral ou mensal (BRASIL, 2020a).

Assim, o objetivo principal da resolução CONAMA nº 498/2020 é regular o uso de LEs como uma alternativa sustentável para melhorar a fertilidade do solo e reduzir a dependência de fertilizantes químicos, sempre garantindo a proteção ambiental e a saúde pública (PAES; FERREIRA-SANTOS; DIAS, 2023). A regulamentação busca equilibrar os benefícios agronômicos com a proteção ambiental, assegurando que sua aplicação seja segura e eficaz para a produção agrícola e florestal (BRASIL, 2020a).

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Características da ETE e coleta e análise do LE utilizado no estudo

O LE utilizado neste estudo foi fornecido por uma ETE localizada no município de Rio Claro - SP. Esta ETE é responsável por 30% de todo o esgoto tratado do município, atendendo a 35 bairros com, aproximadamente, 80.000 habitantes. Esta ETE possui tratamento do tipo misto, que consiste na utilização de reatores anaeróbios de fluxo ascendente (UASB) e lodo ativado, processando, em média, $160 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$ de esgoto, com uma eficiência de 95%. Apresenta também tratamento terciário para desinfecção do efluente líquido tratado pelo uso de luz ultravioleta (UV). Após estabilização, adição de polímero e centrifugação, o lodo gerado é encaminhado para aterro sanitário específico para esse tipo de resíduo, gerando um ônus adicional considerável para a ETE, que pode chegar a 50% dos custos totais do tratamento do esgoto. Os procedimentos que foram realizados para amostragem do LE seguiram as orientações descritas na NBR 10007 (ABNT, 2004). Amostras de LE aeróbio foram coletadas diariamente, ao longo de uma semana, após o término do processo de centrifugação, para obtenção de uma amostra composta que representou o tipo de lodo gerado pela ETE.

O LE empregado neste estudo foi analisado quanto ao pH CaCl_2 , densidade, umidade 65°C , umidade 110°C e umidade total, matéria orgânica total, resíduo mineral, resíduo mineral total, resíduo mineral insolúvel, P_2O_5 total, K_2O , Ca, Mg, S (SO_4), N total, Carbono orgânico combustão, relação C/N, quantidade de micronutrientes (Fe, Mn, Cu, Zn, B) e Na, seguindo os procedimentos para material orgânico sólido descrito no Manual de Métodos Analíticos Oficiais para Fertilizantes e Corretivos (MAPA, 2017).

A presença de metais pesados no LE também foi avaliada a partir da digestão ácida seguindo o protocolo presente no método SW-846 6010c (USEPA, 2007). Os analitos As, Cd, Pb, Ni e Se foram quantificados por espectrometria de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado (ICP-OES). Já para o Hg, utilizou-se espectrometria de absorção atômica com geração de hidretos (HG-AAS). As análises foram realizadas pelo Laboratório do Departamento de Ciência do Solo da ESALQ - USP.

4.2 Materiais e procedimentos para biotransformação do LE

Cinco amostras foram preparadas para a biotransformação do LE a partir da mistura de LE, solo, casca de arroz e inóculo de fungo lignolítico. Como agente bioestimulante da biotransformação do LE, foi utilizada a casca de arroz, um resíduo resultante do beneficiamento desse grão. Este material foi obtido em uma indústria de beneficiamento de arroz, também localizada em Rio Claro - SP. Por sua composição lignocelulósica e rigidez, este material foi escolhido para promover a aerobiose, atuando como agente descompactante e estruturante para promover a aeração da amostra. Além disso, possui alta capacidade de reter água e adsorver cátions, o que lhe confere características desejáveis para ser usado em substratos para promover o crescimento vegetal.

Para o processo de bioaumentação, foi utilizado o fungo lignolítico *Pleurotus ostreatus* (Shimeji), que foi adquirido da empresa Funghi e Flora, em Valinhos - SP, estabelecimento que comercializa sementes para produção de cogumelos. A embalagem recebida continha o micélio fúngico crescido sobre grãos de trigo (Figura 1). As sementes de trigo colonizadas pelo fungo foram adicionadas na proporção de 5 g para cada 100 g das misturas de LE, solo e casca de arroz. Optou-se pela utilização desse microrganismo devido à sua facilidade de estabelecimento e sua grande capacidade de degradar contaminantes orgânicos (AHUACTZIN-PÉREZ *et al.*, 2018; NTOUGIAS *et al.*, 2012). Além disso, por ser um fungo comestível, não produziu toxinas durante seu uso em bioaumentação, dando garantias de maior segurança na obtenção do produto final e, conseqüentemente, para sua aplicação no setor agrícola (AHUACTZIN-PÉREZ *et al.*, 2018).

Foram utilizadas proporções volumétricas de LE, solo e casca de arroz para o preparo das amostras a serem biotransformadas (Figura 1). Essas proporções foram escolhidas com base em trabalhos prévios deste grupo de pesquisa realizados com LE, a fim de utilizar a maior quantidade de lodo possível, sem acarretar na inibição do crescimento microbiano e, conseqüentemente, no processo de biotransformação. Anteriormente à mistura dos materiais, a amostra composta de LE, resultante das coletas diárias ao longo de uma semana, foi homogeneizada manualmente com o auxílio de pás.

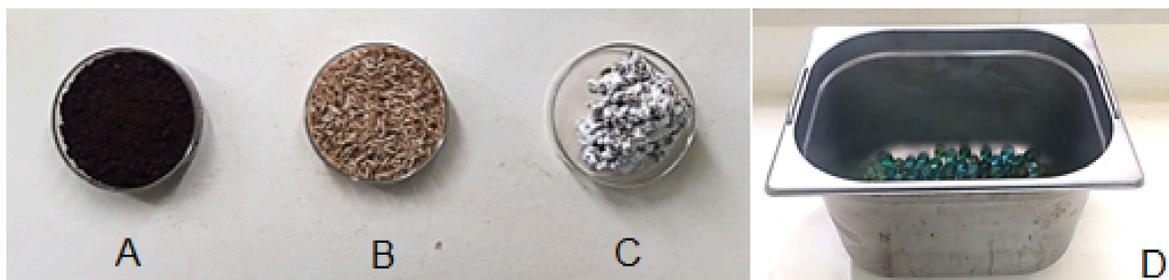


Figura 1. Materiais utilizados no ensaio para do LE por bioestimulação e bioaumentação. **A:** solo (S); **B:** casca de arroz (CA); **C:** sementes de trigo inoculadas com o fungo *Pleurotus ostreatus* (PL); **D:** cuba de aço inox

O preparo das amostras (tratamentos) foi realizado como descrito a seguir:

- Primeira amostra (A1): composta somente por LE ;
- Segunda amostra (A2): LE + Solo (S), na proporção volumétrica de 3:1;
- Terceira amostra (A3): LE + S + casca de arroz (CA), na proporção volumétrica de 3:1:1;
- Quarta amostra (A4): LE + S + inóculo (PL), na proporção volumétrica de 3:1 de LE e S e 5 g de inóculo (sementes de trigo) a cada 100 g do material final;
- Quinta amostra (A5): LE + S + CA + PL, na proporção volumétrica de 3:1:1 de LE, S e CA e 5 g de inóculo a cada 100 g do material final.

As amostras foram acondicionadas em cubas de aço inox com dimensões de 20 cm de altura, 24 cm de largura e 30 cm de comprimento e capacidade de 14 L (Figura 2). Antes do acondicionamento das amostras, em cada cuba houve a distribuição de uma primeira camada (parte inferior) constituída por esferas de vidro (Figura 1 D), para possibilitar que um eventual excesso de água pudesse ser separado da mistura e drenado por um orifício presente na parte inferior da cuba. Em seguida, uma pequena amostra da mistura de materiais de cada tratamento foi coletada e levada para secagem e determinação da umidade. As cubas foram pesadas e o peso usado para manutenção da umidade e estimativa da decomposição do lodo ao final da biotransformação. O experimento foi realizado em quintuplicata para cada uma das cinco amostras (tratamentos) testadas.



Figura 2. Amostras dos diferentes tratamentos dispostas em cubas de aço inox para o experimento de biotransformação. **A:** Amostras montadas; **B:** LE; **C:** LE+S; **D:** LE+S+CA; **E:** LE+S+PL; **F:** LE+S+CA+PL; **G:** LE *in natura* recém coletado (não submetido à biotransformação)

As cubas foram mantidas em um local coberto, para que não ficassem expostas a precipitações que pudessem afetar sua umidade, porém sem controle de temperatura. O controle da umidade de cada cuba foi feito manualmente, duas vezes por semana, pesando as cubas e repondo água para compensar aquela perdida por evaporação. No final do período de biotransformação as cubas foram pesadas e uma nova amostra do material de cada uma delas foi retirado e levado para secagem e determinação da umidade.

O processo de biotransformação teve duração de 90 dias, após o qual as amostras foram avaliadas por meio dos ensaios de fitotoxicidade com alface (*L. sativa*) e cultivo de trigo (*Triticum aestivum*).

As amostras, antes e após o processo de biotransformação, foram caracterizadas quanto à quantidade de matéria orgânica, grau de umidade, pH e condutividade elétrica para verificação de sua estabilização. Todos os procedimentos foram realizados em triplicata.

A determinação do grau de umidade e matéria orgânica seguiu o protocolo descrito em Franco *et al.* (2021), onde os materiais foram previamente secos em estufa a 105 °C por 24 h, e em seguida calcinados em forno do tipo mufla a 550

°C por 3 h. O pH e a condutividade elétrica das amostras foram mensurados em extrato aquoso (1:5; w:v), conforme proposto por Roca-Pérez *et al.* (2009), sendo pesados 10 gramas de amostra para 50 mL de água destilada.

Para a análise estatística dos resultados empregou-se o análise de variância (ANOVA), utilizando o software InfoStat, para determinar a existência ou não de diferenças significativas entre os tratamentos avaliados, considerando um nível de significância de 0,05, comparando os valores das amostras de LE puro do tempo 0 com o período de biotransformação de 90 dias.

4.3 Caracterização físico-química do solo utilizado nos ensaios de biotransformação, fitotoxicidade e cultivo de trigo

O solo utilizado nos ensaios de biotransformação, fitotoxicidade e cultivo do trigo foi coletado em área de mata nativa do Centro de Ciências Agrárias (CCA) - *campus* Araras da UFSCar, na camada superficial do solo a até 20cm de profundidade. Trata-se de um Nitossolo Vermelho Distroférico latossólico (YOSHIDA; STOLF, 2016). As características físicas e químicas deste solo estão apresentadas nas Tabelas 1 e 2, respectivamente.

A análise física do solo foi realizada seguindo o método Bouyoucos descrito no SSSA Book Series 5. Methods of Soil Analysis, Part 4 (DANE; TOPP, 2002). A análise química do solo foi realizada seguindo os métodos descritos no Manual de análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais do IAC (RAIJ *et al.*, 2001).

Tabela 1. Análise física do solo que foi utilizado no estudo

Determinações¹	Amostras
Areia (g.kg ⁻¹)	686
Silte (g.kg ⁻¹)	21
Argila (g.kg ⁻¹)	294

Método de Bouyoucos (densímetro). Areia - pesagem; argila - densímetro (com dispersante, solução de hidróxido de sódio e hexametáfosfato de sódio) (SSSA Book Series 5. Methods of Soil Analysis, Part 4)

Tabela 2. Análise química do solo que foi utilizado no estudo

Determinações	Amostras
B (mg.dm ⁻³) ¹	0,26
Cu (mg.dm ⁻³) ²	3,7
Fe (mg.dm ⁻³) ²	7,5
Mn (mg.dm ⁻³) ²	50,8
Zn (mg.dm ⁻³) ²	3,1
pH ³	5,74
M.O. (g.dm ⁻³)	25,8
P (mg.dm ⁻³) ⁴	15,8
S (mg.dm ⁻³) ⁵	<12
Ca (mmolc.dm ⁻³) ⁷	34,8
Mg (mmolc.dm ⁻³) ⁷	15,5
K (mmolc.dm ⁻³) ⁶	1,32
Al (mmolc.dm ⁻³) ⁸	< 0,1
H+Al (mmolc.dm ⁻³) ⁹	26,8
SB (mmolc.dm ⁻³)	51,6
CTC (mmolc.dm ⁻³)	78,4
V (%)	66
m (%)	0

SB: soma de bases trocáveis; **CTC:** capacidade de troca de cátions; **V:** saturação da CTC por bases; **m:** saturação por alumínio; ¹extração com água quente e determinação por colorimetria (B); ²extração com DTPA e determinação por espectrofotometria de absorção atômica (Cu, Zn, Mn e Fe); ³pH em CaCl₂ 0,01 mol.L⁻¹; ⁴extração com resina trocadora de íons; ⁵extração com fosfato de cálcio 0,01 mol.L⁻¹ (S); ⁶extração com resina trocadora de íons e determinação em espectrofotômetro de emissão atômica; ⁷extração com cloreto de potássio e determinação em espectrofotômetro de absorção atômica; ⁸extraído com cloreto de potássio 1 mol.L⁻¹ e determinado por titulometria; ⁹tampão SMP

4.4 Ensaio de fitotoxicidade com *L. sativa*

Este ensaio foi realizado com base nos procedimentos propostos na norma OPPTS 850.4200 (USEPA; 1996). Em placas de Petri individuais, contendo 50 g das cinco diferentes amostras de LE biotransformado (A1 a A5), foram dispostas 20 sementes de *L. sativa*, do segmento varietal lisa, cultivar Regina, obtidas no Laboratório de Horticultura (GEHORT) do CCA - UFSCar. As placas foram

incubadas em BOD, na ausência de luz, por um período de 120 horas a 22 ± 2 °C. O ensaio foi realizado em quintuplicata.

Este ensaio foi realizado com as amostras provenientes dos diferentes tratamentos de biotransformação do LE, retiradas das cubas após 90 dias de biotransformação (A1 a A5). Dois controles foram adicionados, o controle negativo (CN) consistiu do solo utilizado na biotransformação do LE e o controle positivo (CP) de solução de sulfato de zinco heptahidratado 0,05 M que foi utilizada para umedecer o papel de germinação dentro da placa. Além destes dois controles, outros dois tratamentos foram adicionados, o primeiro constituído por 50 g de LE in natura (A6) e o segundo constituído por 50 g de solo proveniente de experimento do trigo (A7). Precisa descrever este tratamento de forma mais clara.

Um segundo ensaio de fitotoxicidade foi realizado com materiais obtidos da mistura de LE biotransformado e solo preparada para o experimento de cultivo de trigo (sete tratamentos - T1 a T7) (ver descrição do experimento abaixo).

Ao final da exposição, as sementes germinadas e com radícula com comprimento superior a 5 mm foram contadas e o comprimento do hipocótilo e da radícula foi medido com um paquímetro digital (Figura 3).

A avaliação do potencial fitotóxico das amostras de LE biotransformado foi feita com base nos resultados obtidos para a Germinação Relativa (GR), Crescimento Relativo (CR) e Índice de Germinação (IG), os quais foram calculados por meio das equações descritas a seguir (TIQUIA, 2010).

- $GR (\%) = (N^\circ \text{ de sementes germinadas na placa} \times 100) / N^\circ \text{ de sementes germinadas no controle negativo (CN)}$
- $CR (\%) = (\text{Média do comprimento da radícula na placa} \times 100) / \text{Média do comprimento da radícula no CN}$
- $IG (\%) = GR \times CR / 100$

As amostras foram classificadas quanto ao seu grau de toxicidade, a partir do seu valor de IG, seguindo a classificação sugerida por Gonçalves *et al.* (2020), na qual $IG > 80\%$ refere-se a amostras não tóxicas; IG entre 30 e 80% refere-se a amostras moderadamente tóxicas; e $IG < 30\%$ a amostras altamente tóxicas.

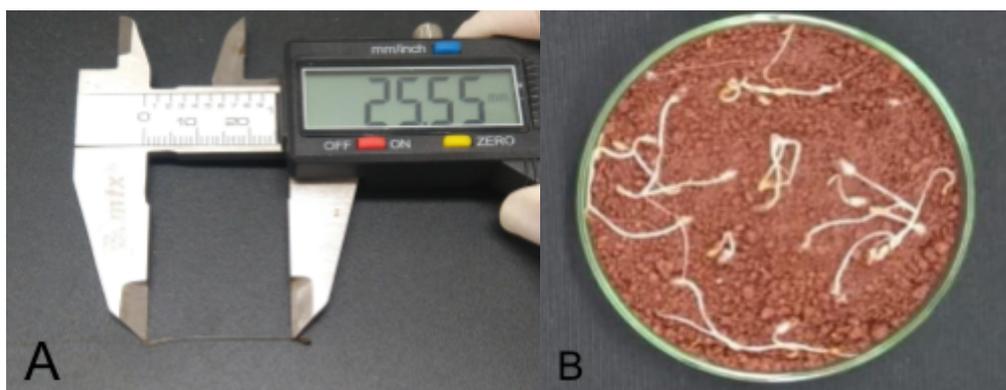


Figura 3. Ensaio de fitotoxicidade com *L. sativa*. **A:** Medição do hipocótilo de uma semente germinada; **B:** Detalhe de uma placa com as sementes germinadas

Os valores de todas as variáveis obtidas foram analisados estatisticamente por meio do teste de Tukey, a 0,05 de nível de significância, utilizando o programa InfoStat versão 2020, e serviram de base para a indicação sobre a viabilidade do uso do LE biotransformado em termos de segurança ambiental.

4.5 Avaliação do LE biotransformado como fertilizante de solo para cultivo de trigo

Um experimento foi realizado em casa de vegetação para avaliar o potencial do LE biotransformado como fertilizante de solo para cultivo de trigo. O experimento foi realizado em delineamento inteiramente casualizado (DIC), com sete tratamentos e quatro repetições para cada tratamento, totalizando 28 unidades experimentais (Figura 4). Cada unidade experimental foi constituída de um vaso de plástico, com dreno, com capacidade de 4 L.

Com base na proporção dos materiais usados nas amostras (tratamentos) e na umidade delas no final do período de biotransformação, calculou-se a quantidade de mistura a ser pesada de cada amostra para que se tivesse 80 g de lodo seco em 4 kg de solo (equivalente a 40 t/ha na camada 0-20 cm de solo e densidade do solo igual a 1).

Cada vaso recebeu um dos seguintes tratamentos descritos a seguir:

- Tratamento 1 (T1): 152 g do material da amostra 1 (A1: LE puro) + 4 kg de solo.

- Tratamento 2 (T2): 291 g do material da amostra 2 (A2: LE + S) + 4 kg de solo.
- Tratamento 3 (T3): 371g do material da amostra 3 (A3: LE + S + CA) + 4 kg de solo.
- Tratamento 4 (T4): 268 g do material da amostra 4 (A4: LE + S + PL) + 4 kg de solo.
- Tratamento 5 (T5): 221 g do material da amostra 5 (A5: LE + S + CA + PL) + 4 kg de solo.
- Tratamento 6 (T6): 520 g de LE *in natura* (fresco), sem tratamento de biotransformação, + 4 kg de solo.
- Tratamento 7 (T7): 4 kg de solo

Antes da mistura com os materiais de LE, as porções de 4 kg de solo receberam 1 g/kg de CaCO_3 e uma fertilização com os seguintes nutrientes (em mg/kg) e respectivas fontes: 50 N- NH_4 (Fosfato Monoamônico (MAP)), 50 N- NO_3 (KNO_3 e $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$), 100 P (MAP), 50 Mg e 66 S ($\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$). Em seguida, o material das amostras 1 a 5 foi misturado ao solo (T1 a T5). No Tratamento 6 (T6), controle positivo, o solo recebeu LE fresco, incorporado em dose equivalente a 40 Mg/ha na base de material seco (20 g/kg solo, considerando que 1 ha contém 2000 Mg de solo na camada 0-20cm). No Tratamento 7 (T7), controle negativo, o solo não recebeu LE e nenhum outro material orgânico. Neste tratamento, além dos macronutrientes, o solo recebeu micronutrientes nas seguintes concentrações (em mg/kg): 0,5 B, 1,5 Cu, 5,0 Fe (como Fe-EDTA), 3,0 Mn, 0,1 Mo e 5,0 Zn. U.

Três fertilizações em cobertura foram realizadas, aos 30, 45 e 60 dias após a emergência das plantas. Em cada uma delas adicionou-se 70 mg de N (23,5 N- NO_3 e 46,5 N- NH_4 + 53 S, com KNO_3 e $(\text{NH}_4)_2 \text{SO}_4$) e 70 mg de K (com KNO_3) por kg de solo.

Foram semeadas nove sementes de trigo em cada vaso. Após a emergência das plantas foi feito um desbaste considerando-se as plantas mais homogêneas, deixando-se três plantas por vaso. A variedade de trigo utilizada foi a IAC 385 Mojave.

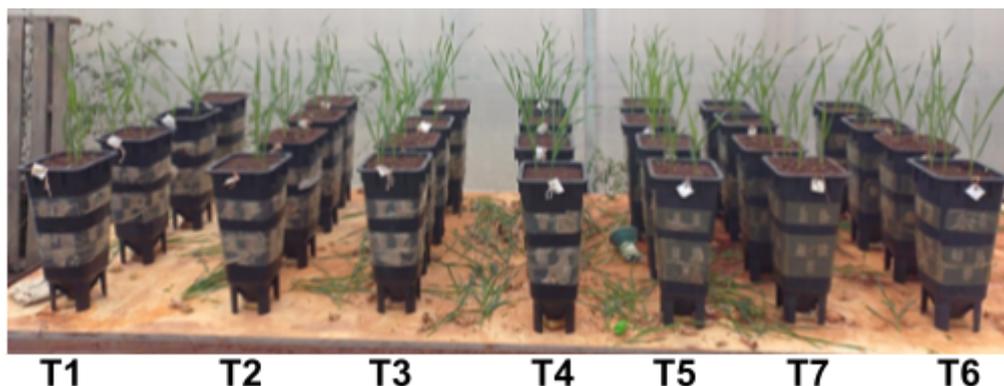


Figura 4. Tratamentos de LE tratado para cultivo de trigo. **T1:** LE; **T2:** LE+S; **T3:** LE+S+CA; **T4:** LE+S+PL; **T5:** LE+S+CA+PL; **T6:** LE *in natura*; **T7:** Solo

4.5.1 Variáveis medidas nas plantas de trigo

Entre o 25° e o 81° dia após a emergência das plantas, foram realizadas medições semanais das seguintes variáveis:

- Altura de planta: foi medida com fita métrica, considerando a distância entre o colo da planta e o colar da folha +1, expressa em cm.
- Quantidade de folhas: foram contadas visualmente, considerando as folhas completamente desenvolvidas.
- Diâmetro do caule da planta: foi medido com paquímetro, no meio da altura da planta, expresso em mm.

Entre o 22° e o 64° dia após emergência das plantas, foi realizado a medição semanal de:

- Teor de clorofila total (expresso em $\mu\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}$): foi mensurada com um medidor eletrônico de clorofila da marca Falker modelo CFL1030, sendo medido diretamente na terceira folha da planta, iniciando a contagem desde o ápice da planta.

No 81° dia após a emergência das plantas, com o auxílio de um medidor eletrônico (marca LI-COR modelo LI-pf600), também foram realizadas as medições de:

- Condutância estomática (expressa em $\text{mol}\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{s}^{-1}$) e Eficiência do Fotossistema II (expressa em F_v/F_m): medidas diretamente na folha

bandeira de cada uma das três plantas presentes em cada um dos vasos do tratamento.

No 110° dia também foram avaliadas as seguintes variáveis:

- Número de perfilhos: foram contados visualmente nas três plantas de trigo dentro de cada vaso.
- Número de espigas: foram contadas visualmente, por planta.
- Comprimento de raiz (expresso em m): o comprimento de raiz foi calculado pelo método da intersecção (Tennant, 1975).
- Peso das espigas (expresso em g): as espigas, com os grãos, de cada vaso foram pesadas em balança de precisão.
- Peso dos grãos (expresso em g): os grãos produzidos em cada vaso foram pesados em balança de precisão
- Peso de 100 grãos (expresso em g): foram tomados ao acaso 100 grãos de cada vaso, os quais foram pesados em balança de precisão.
- Matéria seca da planta (expressa em g): foi separada a parte aérea de todas as plantas de trigo de cada vaso, desde a base da planta até a base das espigas, excluindo as espigas. Após secagem em estufa a 65°C por 72 horas, foram pesadas com balança de precisão.
- Matéria seca da raiz (expressa em g): as raízes de todas as plantas de trigo de um vaso foram separadas e secas em estufa a 65°C por 72 horas. Decorrido este período, foram pesadas em balança de precisão.

Depois de seca, a parte aérea das plantas de trigo foi moída, digerida em ácidos e analisada para macro e micronutrientes. Essa análise foi realizada seguindo os procedimentos descritos no Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes da EMBRAPA (SILVA, 2009).

Uma amostra dos grãos de trigo de cada tratamento foi composta por amostras das quatro repetições e enviada para medição da concentração de metais. A quantificação de metais foi realizada de acordo com o método SW-846 6010c (USEPA, 2007). As análises foram realizadas pelo Laboratório do Departamento de Ciência do Solo da ESALQ - USP.

A avaliação dos dados obtidos foi realizada empregando a análise de variância (ANOVA), utilizando o software InfoStat, para determinar a existência ou

não de diferenças significativas entre os tratamentos avaliados, considerando um nível de significância de 0,05.

4.6 Análise de componentes principais em dados de produção de trigo

Neste estudo, o conjunto de dados empregados na análise englobou variáveis de produção, nutrição e desenvolvimento da cultura do trigo. Essas variáveis foram: X1: altura da planta; X2: diâmetro de caule; X3: número de perfilhos; X4: número de folhas; X5: teor de clorofila total; X6: condutância estomática; X7: eficiência do fotossistema II; X8: matéria seca de raiz; X9: matéria seca de planta; X10: comprimento de raiz; X11: número de espigas; X12: peso de espigas; X13: peso de grãos; X14: peso de 100 grãos. Os componentes são derivados da análise diagonal de matrizes simétricas positivas, permitindo calcular com precisão os componentes principais e aplicá-los conforme necessário para atender aos objetivos específicos.

A seleção dos componentes principais (CPs) foi baseada no critério de Kaiser (1958), selecionando autovalores maiores que 1 ($\lambda_i > 1$), priorizando, desse modo, os CPs que melhor explicam a variabilidade no conjunto de dados (SAVEGNAGO, 2011; HONGYU, 2015). Conjuntamente, também adotou-se uma variabilidade superior a 70% do total dos dados para a seleção dos CPs (JOHNSON; WICHERN 1998).

Para a ACP foi utilizado o software R, na versão 4.3.0.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados obtidos no presente estudo foram avaliados considerando o potencial do LE como agente tóxico às plantas e como fertilizante de solo para cultivo de trigo.

5.1 Caracterização físico química do LE *in natura*

Os dados referentes às características físicas e à composição química do LE *in natura* utilizado nos experimentos de biotransformação, estão apresentados na Tabela 3.

Tabela 3. Caracterização física e análise da composição química do LE *in natura* que foi utilizado para o projeto experimental

Determinações	Resultados	
	Base seca (65 °C)	Base úmida
pH (CaCl ₂ 0,01 mol.L ⁻¹)	-	7,00
Densidade (g/cm ³)	-	0,50 g.cm ⁻³
Umidade (%)	-	28,45
Umidade 110°C (%)	-	7,23
Umidade Total (%)	-	35,68
Matéria Orgânica (MO) (%)	51,64	36,95
Carbono Orgânico (CO) (%)	28,69	20,53
Resíduo Mineral Total (RMT) (%)	38,88	27,82
Resíduo Mineral (RM) (%)	20,45	14,63
Resíduo Mineral Insolúvel (RMI) (%)	18,43	13,19
N Total (%)	3,87	2,77
P ₂ O ₅ Total (%)	5,84	4,18
K ₂ O Total (%)	0,91	0,65
Ca Total (%)	1,80	1,29
Mg Total (%)	0,87	0,62
S Total (%)	0,24	0,17
Relação C/N	-	7,00
Cu Total (%)	0,082	0,059
Fe Total (%)	1,107	0,792
Mn Total (%)	0,025	0,018
Zn Total (%)	0,053	0,038
B Total (%)	0,001	0,001
Na Total (%)	0,159	0,114

Pode-se observar que o LE utilizado no projeto apresenta pH neutro (7,00), o que o caracteriza como um bom condicionador para aplicação em solo, sem a necessidade de realizar correção de sua acidez; pelo contrário, sua aplicação em grandes quantidades poderia aumentar o pH do solo.

Ainda, a relação C/N de 7 indica que existem sete partes de massa de carbono para cada parte de massa de nitrogênio neste LE *in natura*. Esta proporção sugere que há relativamente mais nitrogênio disponível em comparação com carbono, porque durante sua decomposição se perde mais carbono na forma de CO₂, com isso é liberado mais nitrogênio que está disponível para a planta (VELOSO *et al.* 2022). Uma relação C/N de 7 é considerada favorável para a fertilidade do solo, pois indica que o material orgânico pode ser facilmente decomposto pelos microrganismos do solo (PULROLNIK, 2009) e também que o LE encontra-se bem estabilizado (BEZERRA *et al.*, 2006). Além disso, o LE mostrou-se relativamente rico em macronutrientes e micronutrientes. Entre esses nutrientes, destacam-se o N (3,87%) e o P (2,55%), que estavam presentes em maiores quantidades.

A Tabela 4 mostra a concentração dos principais metais presentes no LE *in natura* e os limites estabelecidos pela resolução CONAMA nº 498, de 19 de agosto de 2020 (BRASIL, 2020a), para fins de aplicação desse resíduo no solo.

Tabela 4. Concentração de metais pesados quantificados no LE *in natura* utilizado no projeto experimental e concentrações máximas permitidas no LE pela CONAMA a ser destinado para uso em solos (mg.kg⁻¹)

Metais Pesados	Concentração (mg/kg)	Classe 1	Classe 2
Arsênio (As)	<2,00	41	75
Cádmio (Cd)	<2,00	39	85
Chumbo (Pb)	29,26	300	840
Cromo total (Cr)	431,05	1000	3000
Mercúrio (Hg)	0,55	17	57
Níquel (Ni)	41,67	420	420
Selênio (Se)	<4,00	36	100

Verifica-se que os teores de metais presentes no LE *in natura* estão bem abaixo dos limites estabelecidos pelo CONAMA para sua utilização em solos

agrícolas, sendo ele classificado como bio-sólido Classe 1, o que permite sua utilização em qualquer tipo de solo sem restrições, desde que sejam atendidos os requisitos de taxa máxima anual e carga máxima acumulada. A taxa máxima anual de substâncias químicas em solos para bio-sólidos Classe 2 são: As: 2; Cd: 1,9; Pb: 15; Cr:150; Hg: 0,85; Ni: 21 e Se: 140, em kg.ha⁻¹.ano⁻¹.

Em um estudo prévio (SANTOS, 2023), realizado com o LE proveniente desta mesma ETE, o autor verificou a presença de metais pesados em concentrações de no máximo um décimo do máximo estabelecido pela Resolução CONAMA n° 498/2020 (BRASIL, 2020a) para LE - Classe 1, visando à aplicação em solos.

5.2 Acompanhamento da biotransformação das amostras de LE

O acompanhamento da estabilização das diferentes amostras foi realizado por meio da verificação de alterações no teor de matéria orgânica, grau de umidade, pH e condutividade elétrica em relação ao tempo inicial e após 90 dias de biotransformação (Tabela 5).

Tabela 5. Caracterização físico-química dos diferentes materiais produzidos com a mistura de LE, solo, casca de arroz e fungo lignolítico no período inicial e depois de 90 dias de biotransformação

Amostras	MO (%)	GU (%)	pH	CE (mS.cm ⁻¹)
A1 (0)	63,10 ± 1,04	83,76 ± 1,08	7,68 ± 0,59	2,65 ± 0,76
A1 (90)	60,35 ± 1,19	13,99 ± 2,53*	6,79 ± 0,32	2,48 ± 1,03
A2 (0)	29,16 ± 4,83	64,07 ± 4,13	8,11 ± 0,47	1,62 ± 0,41
A2 (90)	28,72 ± 2,27	6,02 ± 0,43*	6,65 ± 0,11*	1,43 ± 0,24
A3 (0)	29,88 ± 3,40	58,64 ± 4,18	7,41 ± 0,02	2,05 ± 0,29
A3 (90)	28,99 ± 4,88*	19,87 ± 8,07*	6,49 ± 0,07*	1,49 ± 0,30*
A4 (0)	34,37 ± 7,13	67,31 ± 5,02	6,79 ± 1,21	2,27 ± 0,75
A4 (90)	33,34 ± 9,16	12,09 ± 6,21*	6,49 ± 0,14	1,59 ± 0,28
A5 (0)	39,11 ± 12,53	60,83 ± 6,62	6,36 ± 0,08	2,57 ± 0,13
A5 (90)	38,05 ± 5,12	10,88 ± 0,63*	6,35 ± 0,07	1,93 ± 0,31*

MO: matéria orgânica; **GU:** grau de umidade; **CE:** condutividade elétrica; **A1:** amostra de LE puro; **A2:** amostra de LE+S; **A3:** amostra de LE+S+CA; **A4:** amostra de LE+S+PL; **A5:** amostra de LE+S+CA+PL; **(0):** amostras sem biotransformação; **(90):** amostras com 90 dias de biotransformação; **±:** desvio padrão; *Diferença significativa entre os dias 0 e 90.

O LE analisado é composto principalmente de água, com 83,76%, por conseguinte tem 16,24% de sólidos. As amostras que continham outros materiais além do LE, tinham uma menor grau de umidade, variando de 67,31% LE+S+PL no tempo 0 (A4 (0)) a 58,64% LE+S+CA no tempo 0 (A3 (0)). Pesquisas anteriores conduzidas por Franco *et al.* (2021) e Santos (2023) apresentaram resultados semelhantes para amostras de resíduos orgânicos tratados na mesma estação de tratamento, relatando níveis de sólidos totais de 16,7% e 17%, respectivamente. Esses resultados indicam uma consistência no conteúdo de sólidos, apesar das condições pluviométricas acima da média durante a coleta de amostras de LE em janeiro de 2023. Isso sugere uma estabilidade no processo de tratamento realizado pela ETE. Resultados ainda mais baixos de teores de sólidos totais foram estimados por Mazzeo *et al.* (2023) para o LE aeróbio, também derivado do tratamento por lodo ativado, proveniente do município de Americana - SP, com um valor de 13,9%. Mesmo em outros países, o grau de umidade do LE também é bastante alto, em torno de 85%, o que dificulta o transporte e encarece a disposição final desse resíduo (CHEN *et al.*, 2019). Após a biotransformação de 90 dias do LE, o grau de umidade foi de 13,99% e sólidos totais 86,01%, esses resultados para o LE puro apresentaram uma redução esperada e significativa em relação ao tempo inicial de coleta da amostra. Segundo Teoh e Li (2020), a digestão aeróbia reduz o volume e peso do LE ao remover a umidade e converter parcialmente o material orgânico em gás e calor.

O conteúdo de umidade do LE é um fator crucial para a biotransformação, já que os microrganismos tendem a se desenvolver melhor em valores entre 40% e 65% (ILSTEDT *et al.*, 2000; BIAN *et al.*, 2022). Para otimizar esse processo, a adição de materiais como solo e casca de arroz ao LE ajuda a controlar a umidade, proporcionando condições mais adequadas para a biotransformação. Durante o período de biotransformação de 90 dias, observou-se um aumento significativo nos níveis de sólidos totais, em paralelo à redução da quantidade de água devido ao processo de biotransformação. A amostra composta por LE puro ficou com 13,99%, proporcionando uma redução de umidade de 69,77 pontos percentuais (p.p.)

mesmo com a reposição de água realizada duas vezes por semana (devido ao aumento do escoamento da água com o decorrer da biotransformação), percentual de umidade considerado baixo para um bom desenvolvimento e crescimento de microrganismos (QIU, *et al.*, 2022; ROMERO *et al.*, 2021). Se o processo de biotransformação continuasse após 90 dias, a taxa de eficácia seria baixa, o mesmo acontece com as demais amostras, variando o grau de umidade de 19,87 a 6,02%.

A quantidade de matéria orgânica (MO) presente no LE é de 63,10% (Tabela 5), o que indica uma boa porcentagem de MO, superior ao encontrado por CARVALHO *et al.* (2015) que observou um percentual máximo de 43 nos diferentes tipos de LE testados, e inferior ao encontrado por Franco *et al.* (2021) com percentual de 71,6. No caso das amostras de LE com misturas com os componentes, o teor de MO foi reduzido em 24p.p. (LE in natura menos o tratamento com menos redução de MO). O percentual de MO em cada tratamento depois da biotransformação varia de 29,16% a 39,11%. A redução indica a transformação em substâncias húmicas, altamente desejáveis para a produção de adubos agrícolas (BATISTA, 2015). Esse processo ocorre à medida em que a MO é consumida como fonte de energia e compostos de carbono pelos microrganismos, resultando no aumento da biomassa microbiana e na produção de CO₂ (AWASTHI *et al.*, 2016). Assim como constatado neste estudo, Bettioli e Camargo (2006) também apontaram um alto teor de MO no LE, superior a 60%.

Após o processo de biotransformação houve uma ligeira redução na porcentagem de MO, mas sem diferenças significativas tanto para a amostra de LE puro como para as amostras de LE misturadas com outros componentes. Analisando os níveis de MO ao longo do processo de biotransformação (Tabela 5), tanto no LE puro quanto nas misturas, nota-se uma redução gradual. Mesmo que não seja muito expressiva, essa diminuição sugere uma tendência à estabilização (AWASTHI *et al.*, 2016; RAMDANI *et al.*, 2015). Jiang *et al.* (2019) observaram que ao final do processo de estabilização do LE, a redução da MO pode atingir 40% e 49,3% em amostras com e sem agentes bioestimulantes, respectivamente. Por conseguinte, a grande variação de umidade da mistura entre os momentos de restabelecimento da umidade podem ter impactado adversamente na decomposição microbiológica da MO, resultando em uma estabilização reduzida.

No caso de pH e CE, os níveis contidos nas amostras de LE não são suficientes para que haja diferenças significativas entre eles, no caso do pH varia de 6,36 a 8,11 e para CE varia de 1,62 a 2,65 mS.cm⁻¹. Estes dados são muito semelhantes aos de MESSIAS (2007), com pH do LE no tempo 0 de 8,05 e CE de 3,10 mS.cm⁻¹. Após o processo de biotransformação esses valores foram reduzidos com diferenças significativas, para pH a redução variou de 0,01 a 1,46 e CE de 0,17 a 0,68, o que mostra que esses dois pontos são geralmente superiores aos obtidos em solos agrícolas, o que aumentaria os valores de pH e CE do solo se neles forem incorporados.

5.3 Ensaio de fitotoxicidade com *L. sativa*

Os resultados referentes ao experimento com as amostras A1 a A7, referente ao tempo de biotransformação por 90 dias, estão apresentados na Tabela 6.

Tabela 6. Ensaio de fitotoxicidade em *L. sativa* das amostras sem diluição biotransformadas por 90 dias

Amostras	G (%)	Hipocótilo (mm)	Radícula (mm)	Classificação
CN	98 ^a ± 2,74	29,84 ^a ± 1,96	18,79 ^a ± 0,97	não tóxica
CP	0 ± 0,00	-	-	altamente tóxica
A1	0 ± 0,00	-	-	altamente tóxica
A2	0 ± 0,00	-	-	altamente tóxica
A3	0 ± 0,00	-	-	altamente tóxica
A4	0 ± 0,00	-	-	altamente tóxica
A5	0 ± 0,00	-	-	altamente tóxica
A6	0 ± 0,00	-	-	altamente tóxica
A7	87 ^b ± 5,70	25,98 ^a ± 6,07	13,93 ^b ± 3,57	não tóxica
P-valor	0,0001	0,0009	0,0001	-

G (%): porcentagem de germinação; **CN**: Controle Negativo (solo sem fertilizante inorgânico); **CP**: Controle Positivo; **A1**: amostra de LE; **A2**: amostra de LE+S; **A3**: amostra de LE+S+CA; **A4**: amostra de LE+S+PL; **A5**: amostra de LE+S+CA+PL; **A6**: amostra de LE *in natura*; **A7**: amostra de Solo contendo fertilizante inorgânico; **±**: desvio padrão; **P-valor**: <0,05 estatisticamente significativo

Pode-se observar que todas as amostras com LE biotransformado por 90 dias, assim como a amostra com LE *in natura* (A6) foram fitotóxicas para as sementes de alface, inibindo completamente a sua germinação. Desse modo, o índice de germinação, bem como o comprimento da radícula e do hipocótilo não puderam ser mensurados para essas amostras. Somente nas amostras de solo puro (CN e A7) observou-se germinação e foi classificado como não tóxico. Assim, mesmo o LE empregado neste estudo encontrar-se dentro dos limites exigidos pelo CONAMA 498 (BRASIL, 2020a) em termos de concentrações de metais pesados (Tabela 4), este material apresentou uma elevada toxicidade, o que alerta para seu uso como fertilizante agrícola pela sua periculosidade ambiental.

Já para os testes de fitotoxicidade realizados com os tratamentos que receberam o equivalente a 40 t.ha⁻¹ de LE biotransformado por 90 dias como fertilizante (T1 a T7), os resultados estão apresentados na Tabela 7. Essa proporção foi a mesma empregada no experimento com o cultivo de trigo.

Tabela 7. Ensaio de fitotoxicidade com sementes de alface realizado com os materiais oriundos da mistura de LE, solo, casca de arroz e fungo lignolítico e biotransformados por 90 dias

Amostras	G (%)	Hipocótilo (mm)	Radícula (mm)
CN	98 ^a ± 2,74	31,75 ^{ab} ± 3,55	20,66 ^a ± 3,08
CP	0 ± 0,00	-	-
T1	88 ^{ab} ± 13,51	29,54 ^{ab} ± 6,00	17,25 ^{bc} ± 2,31
T2	87 ^{ab} ± 10,37	26,68 ^{bc} ± 5,86	16,48 ^{bc} ± 2,79
T3	84 ^{ab} ± 11,40	23,14 ^{cd} ± 5,26	15,12 ^c ± 2,21
T4	91 ^a ± 13,42	27,24 ^{abc} ± 6,22	15,93 ^{bc} ± 2,8
T5	85 ^{ab} ± 15,00	27,38 ^{abc} ± 4,77	14,08 ^{bc} ± 7,42
T6	64 ^b ± 17,46	19,02 ^d ± 2,89	12,78 ^d ± 1,4
T7	97 ^a ± 2,74	32,53 ^a ± 6,90	18,43 ^{ab} ± 3,69
P-valor	0,0062	0,0001	0,0001

G (%): percentagem de germinação; . **CN**: Controle Negativo (solo sem fertilizante inorgânico); **CP**: Controle Positivo; **T1**: LE; **T2**: LE+S; **T3**: LE+S+CA; **T4**: LE+S+PL; **T5**: LE+S+CA+PL; **T6**: LE *in natura* **T7**: Solo contendo fertilizante inorgânico, **±**: desvio padrão; **P-valor**: <0,05 estatisticamente significativo

Quanto à germinação, o tratamento referente ao LE *in natura* (T7) foi o único que diferiu estatisticamente do controle negativo, inibindo a das sementes de

alface. Adicionalmente, esse mesmo tratamento também levou ao menor comprimento do hipocótilo e da radícula, sendo estes significativamente menores em relação ao controle negativo. Isso indica que o processo de biotransformação foi efetivo na diminuição da fitotoxicidade do LE.

Em termos de comparação do potencial fitotóxico entre os tratamentos biotransformados avaliados, o tratamento LE+S+CA (T3) mostrou um efeito prejudicial, inibindo significativamente o crescimento do hipocótilo da alface. Em contraste, as demais amostras com LE biotransformado mostraram resultados de tamanho de hipocótilo comparáveis ao do controle negativo. Contudo, todos os tratamentos contendo lodo biotransformado apresentaram um comprimento de radícula significativamente menor do que o controle negativo, indicando um efeito fitotóxico. Já, ao analisar o Índice de Germinação (IG), que leva em conta a porcentagem combinada com o crescimento da radícula (CR), observa-se que todas as amostras podem ser classificadas como moderadamente tóxicas, pois os valores encontram-se na faixa de 40 a 80% (Figura 5). Contudo, vale destacar que a amostra LE *in natura* (T6) obteve o menor IG (40,34%), muito próximo de ser classificado como altamente tóxico. Enquanto os tratamentos contendo LE biotransformado apresentaram IG mais alto, com destaque para a amostra LE+S+PL (T4), cujo IG foi o mais alto observado (71,49%).

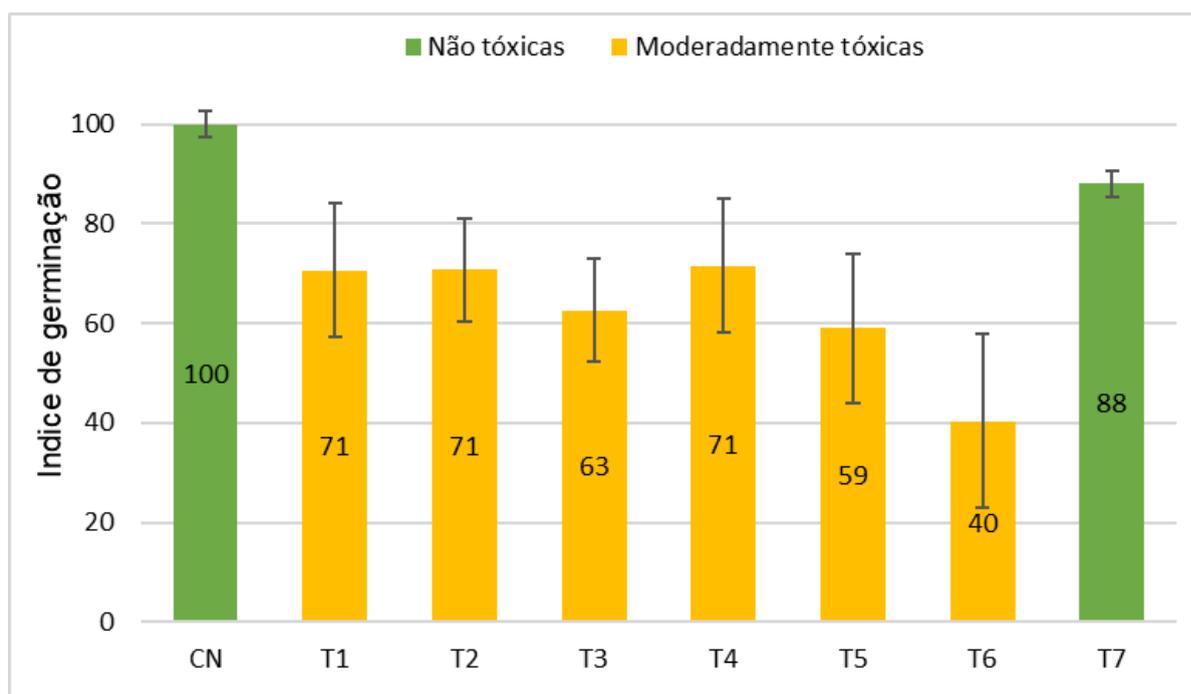


Figura 5. Índice de germinação (%) de sementes de alface determinado para os tratamentos contendo 40 t.ha⁻¹ de um dos tratamentos de LE como fertilizante. **CN:** Controle Negativo (solo sem fertilizante inorgânico); **T1:** LE; **T2:** LE+S; **T3:** LE+S+CA; **T4:** LE+S+PL; **T5:** LE+S+CA+PL; **T6:** LE *in natura*; **T7:** Solo contendo fertilizante inorgânico

Tais resultados indicam que em termos de fitotoxicidade, os métodos de biotransformação empregados contribuem para a diminuição desse efeito, se comparados com o LE *in natura* (T6). Resultados semelhantes foram observados por Mazzeo *et al.* (2015), nos quais sementes de cebola (*Allium cepa*) tiveram resultados mais satisfatórios em termos de germinação e crescimento após a biotransformação do LE por atenuação natural. Ainda, Mazzeo *et al.* (2020) também relataram a degradação de substâncias fitotóxicas em amostras de LE de origem aeróbia e anaeróbia após a biotransformação desse material, comprovado por meio de ensaios de fitotoxicidade com alface. Adicionalmente, Dos Santos (2023) observou um aumento na porcentagem de germinação e comprimento do hipocótilo e radícula com o emprego de processos de bioestimulação e bioaumentação sobre sementes de rúcula (*Eruca sativa*), após 68 dias de biotransformação.

Desse modo, a biotransformação se apresenta como uma estratégia bastante interessante para o aproveitamento de lodo de esgoto e sua biotransformação em fertilizante, pois promove a estabilização da matéria orgânica e a degradação de substâncias orgânicas prejudiciais, contribuindo, assim, para o decréscimo da toxicidade do resíduo (BATISTA, 2015; MENA *et al.*, 2003).

Dentre os tratamentos de biotransformação empregados, embora Sommaggio *et al.* (2018) tenham afirmado que o emprego da casca de arroz como agente bioestimulante foi eficiente na detoxificação do LE, no presente estudo, o tratamento LE+S+PL (T4) mostrou-se mais efetivo, já que nele a porcentagem de germinação foi mais similar ao CN do que a dos demais tratamentos. Além disso, também apresentou o maior IG dentre todos os tratamentos que continham LE. Essa variação na efetividade da biotransformação entre estudos pode ser justificada pelo fato da composição do LE variar conforme o local de origem do esgoto (majoritariamente residencial ou industrial) e época de coleta, bem como o LE pode apresentar variações quanto ao processo de tratamento na ETE (BETTIOL; CAMARGO, 2006; HAIDONG *et al.*, 2020). Desse modo, estratégias de

biotransformação devem levar em conta a origem de cada LE e suas características individuais (MAZZEO *et al.*, 2020).

Similarmente ao obtido no presente estudo, Bitencourt *et al.* (2020a; 2020b) relataram que o emprego da técnica de bioaumentação com fungos do gênero *Pleurotus* contribuiu para a biotransformação de amostras de lodo provenientes de Estação de Tratamento de Água.

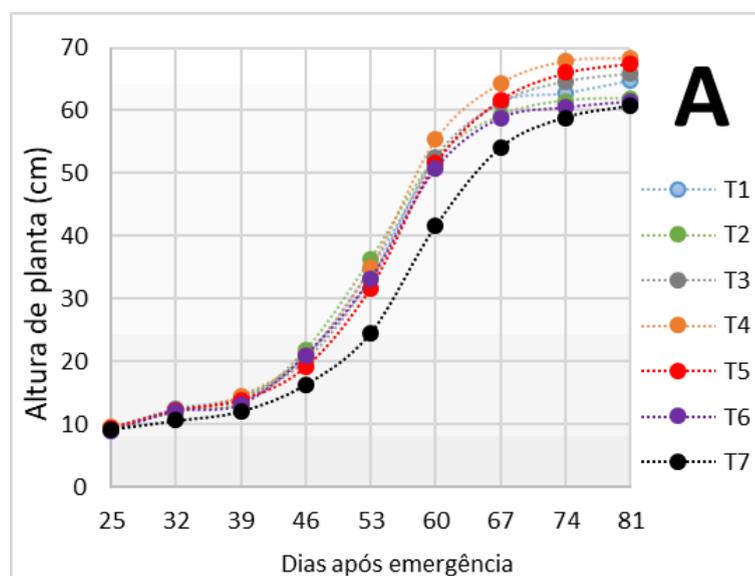
5.4 Avaliação do LE biotransformado como fertilizante de solo para cultivo de trigo

A Tabela 8 mostra os dados relativos à altura das plantas de trigo cultivadas. É possível observar diferenças estatisticamente significativas dos tratamentos em relação ao solo (T7), a partir da segunda medição, que corresponde aos 32 dias após emergência (DAE) das plântulas. Essas diferenças persistem até a última data de medição, que é de 81 DAE. Também é interessante notar que o tratamento com o LE *in natura* (T6) foi o que apresentou a menor contribuição para o desenvolvimento do trigo nesse quesito (altura da planta). Sendo que este tratamento apresentou maior similaridade com o tratamento de solo (T7) do que com os tratamentos de LE biotransformado em 4 das 5 últimas leituras realizadas. O tratamento de solo (T7), além de apresentar os menores resultados em 8 das 9 leituras realizadas, os dias 53 e 60 de avaliação se destacam pela maior diferença em altura em comparação ao tratamento de solo (T7) os tratamentos que mostraram os maiores valores são o tratamento LE+S (T2) no dia 53 com 10,39 cm e LE+S+PL (T4) no dia 60 com 13,75 cm de diferença, respectivamente. Adicionalmente, observou-se que, assim como no ensaio de fitotoxicidade, o tratamento LE+S+PL (T4) apresentou os melhores resultados de crescimento, em termos de altura da planta (Figura 6A).

Tabela 8. Altura das plantas de trigo cultivadas nos tratamentos de diferentes dias após emergência

DAE	25	32	39	46	53	60	67	74	81
T1	9,36 ^a	12,48 ^a	14,33 ^a	0,83 ^a	34,76 ^a	51,78 ^a	61,34 ^{ab}	62,78 ^{bcd}	64,82 ^{ab}
	±0,48	±0,49	±1,26	±3,04	±4,69	±3,41	±5,38	±5,57	±6,35
T2	9,41 ^a	12,18 ^a	13,55 ^{ab}	21,90 ^a	36,33 ^a	52,31 ^a	59,15 ^a	61,54 ^{bcd}	61,93 ^{ab}
	±0,75	±0,50	±1,24	±2,45	±3,83	±4,10	±4,09	±3,55	±4,34
T3	9,16 ^a	12,23 ^a	14,18 ^{ab}	20,20 ^a	33,23 ^a	52,60 ^a	59,15 ^{ab}	64,65 ^{abc}	65,89 ^{ab}
	±0,58	±0,49	±0,54	±1,27	±1,96	±3,29	±3,86	±3,72	±4,25
T4	9,57 ^a	11,94 ^a	14,54 ^a	20,94 ^a	34,92 ^a	55,33 ^a	64,38 ^a	67,96 ^a	68,42 ^a
	±0,61	±0,71	±0,90	±2,24	±5,21	±5,51	±3,16	±3,34	±3,15
T5	9,34 ^a	12,23 ^a	13,86 ^{ab}	19,12 ^{ab}	31,72 ^a	51,55 ^a	61,69 ^{ab}	66,02 ^{ab}	67,54 ^{ab}
	±0,80	±0,77	±0,81	±1,70	±2,91	±3,75	±3,81	±4,02	±4,84
T6	8,82 ^a	12,02 ^a	13,08 ^{bc}	20,92 ^a	33,10 ^{ab}	50,68 ^a	58,78 ^{bc}	60,47 ^{bc}	61,41 ^{ab}
	±0,52	±0,40	±0,85	±2,60	±3,58	±6,24	±2,64	±2,33	±3,33
T7	9,20 ^a	10,6 ^b	12,07 ^c	16,33 ^b	24,53 ^b	41,58 ^b	54,07 ^c	58,88 ^c	60,74 ^b
	±0,75	±0,77	±0,64	±2,06	±5,36	±7,60	±6,39	±5,73	±5,90
P-valor	0,1344	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001

DAE: dias após a emergência; **T1:** LE; **T2:** LE+S; **T3:** LE+S+CA; **T4:** LE+S+PL; **T5:** LE+S+CA+PL; **T6:** LE *in natura*; **T7:** Solo contendo fertilizante inorgânico; **±:** desvio padrão; **P-valor:** <0,05 estatisticamente significativo



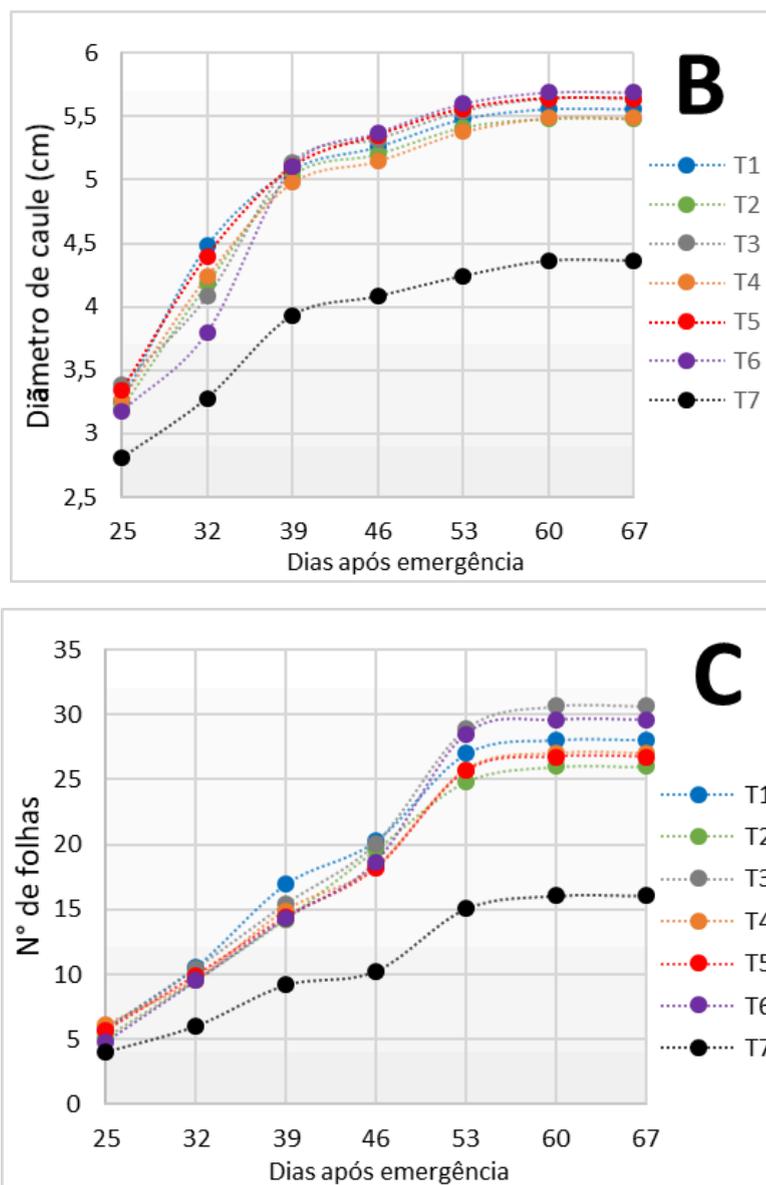


Figura 6. Resultados observados ao longo de 81 dias de experimentação, relativos ao desenvolvimento da planta. **A.** Altura média das plantas de trigo. **B.** Diâmetro médio do caule das plantas de trigo; **C.** Quantidade média de folhas observadas nas plantas do trigo por tratamento. **T1:** LE; **T2:** LE+S; **T3:** LE+S+CA; **T4:** LE+S+PL; **T5:** LE+S+CA+PL; **T6:** LE *in natura*; **T7:** Solo contendo fertilizante inorgânico

Outra variável medida foi o diâmetro do caule, tomado a uma distância de 2 cm acima da superfície do solo, cujos resultados estão apresentados na Tabela 9 e Figura 6B.

Tabela 9. Diâmetro do caule das plantas de trigo submetidas aos tratamentos de diferentes dias após emergência

DAE	25	32	39	46	53	60	67
T1	3,25 ^a	4,48 ^a	5,08 ^a	5,26 ^a	5,48 ^a	5,56 ^a	5,56 ^a
	±0,33	±0,39	±0,52	±0,51	±0,51	±0,50	±0,50
T2	3,20 ^{ab}	4,18 ^{ab}	5,03 ^a	5,20 ^a	5,41 ^a	5,48 ^a	5,48 ^a
	±0,32	±0,49	±0,50	±0,52	±0,51	±0,51	±0,51
T3	3,39 ^a	4,08 ^{ab}	5,14 ^a	5,32 ^a	5,54 ^a	5,64 ^a	5,64 ^a
	±0,41	±0,60	±1,53	±1,54	±1,53	±1,52	±1,52
T4	3,27 ^a	4,24 ^{ab}	4,98 ^a	5,15 ^a	5,38 ^a	5,49 ^a	5,49 ^a
	±0,38	±0,54	±0,66	±0,68	±0,69	±0,70	±0,70
T5	3,34 ^a	4,40 ^{ab}	5,10 ^a	5,35 ^a	5,56 ^a	5,64 ^a	5,64 ^a
	±0,40	±0,74	±0,61	±0,63	±0,63	±0,62	±0,62
T6	3,18 ^{ab}	3,80 ^{bc}	5,10 ^a	5,37 ^a	5,60 ^a	5,69 ^a	5,69 ^a
	±0,29	±0,31	±0,91	±0,91	±0,92	±0,91	±0,91
T7	2,81 ^b	3,28 ^c	3,93 ^b	4,08 ^b	4,24 ^b	4,36 ^b	4,36 ^b
	±0,38	±0,40	±0,26	±0,26	±0,26	±0,30	±0,30
P-valor	0,0042	0,0001	0,0037	0,0020	0,0009	0,0014	0,0014

DAE: dias após a emergência; **T1:** LE; **T2:** LE+S; **T3:** LE+S+CA; **T4:** LE+S+PL; **T5:** LE+S+CA+PL; **T6:** LE *in natura*; **T7:** Solo contendo fertilizante inorgânico; **±:** desvio padrão; **P-valor:** <0,05 estatisticamente significativo

Assim como observado para a variável anterior, as plantas submetidas aos tratamentos nos quais houve a incorporação de 40 t.ha⁻¹ de LE desenvolveram um diâmetro de caule significativamente maior do que o solo que recebeu apenas a aplicação de fertilizante inorgânico. Quanto à efetividade de cada tratamento, todos com LE apresentaram similaridade estatística, principalmente após a terceira semana de análise, mantendo-se constante até a última leitura (67 dias após a emergência).

O efeito benéfico da aplicação do LE para o cultivo de trigo também foi constatado na promoção do aumento do número de folhas (Tabela 10 e Figura 6C). Mais uma vez, nota-se que as plantas cultivadas nos tratamentos que continham LE apresentaram uma quantidade de folhas significativamente maior do que o tratamento de solo (T7), demonstrando seu elevado potencial agrônomo como fertilizante orgânico. Ainda para essa variável, a biotransformação não interferiu no

poder fertilizante e no potencial de toxicidade do LE, já que todos os tratamentos (biotransformados ou *in natura*) apresentaram desempenhos semelhantes.

Tabela 10. Número de folhas do trigo observada em diferentes dias após emergência

DAE	25	32	39	46	53	60	67
T1	5,75 ^{ab}	10,50 ^a	16,92 ^a	20,25 ^a	27,00 ^a	28,08 ^a	28,08 ^a
	±0,87	±1,09	±1,68	±3,31	±4,11	±4,08	±4,08
T2	5,08 ^{bc}	9,50 ^a	14,25 ^b	19,58 ^a	24,86 ^a	26,00 ^a	26,00 ^a
	±0,79	±1,09	±1,66	±1,62	±2,04	±1,95	±1,95
T3	5,75 ^{ab}	10,42 ^a	15,42 ^{ab}	20,08 ^a	28,92 ^a	30,67 ^a	30,67 ^a
	±0,87	±1,31	±1,44	±2,15	±3,78	±3,87	±3,87
T4	6,08 ^a	9,58 ^a	14,92 ^{ab}	18,17 ^a	25,75 ^a	27,00 ^a	27,00 ^a
	±0,67	±0,90	±1,31	±2,38	±4,73	±4,79	±4,79
T5	5,67 ^{abc}	9,92 ^a	14,42 ^b	18,17 ^a	25,67 ^a	26,75 ^a	26,75 ^a
	±0,49	±0,90	±1,88	±2,62	±4,08	±4,22	±4,22
T6	4,83 ^{cd}	9,50 ^a	14,33 ^b	18,67 ^a	28,50 ^a	29,58 ^a	29,58 ^a
	±0,83	±1,31	±2,19	±5,33	±6,53	±6,63	±6,63
T7	4,00 ^d	6,00 ^b	9,17 ^c	10,25 ^b	15,08 ^b	16,08 ^b	16,08 ^b
	±0,00	±0,85	±1,03	±2,50	±1,88	±1,88	±1,88
P-valor	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001

DAE: dias após a emergência; **T1:** LE; **T2:** LE+S; **T3:** LE+S+CA; **T4:** LE+S+PL; **T5:** LE+S+CA+PL; **T6:** LE *in natura*; **T7:** Solo contendo fertilizante inorgânico; **±:** desvio padrão; **P-valor:** <0,05 estatisticamente significativo

Ainda, em relação às variáveis relacionadas ao desenvolvimento da planta, ao final do ciclo da cultura de trigo (110 dias após emergência), foram mensurados número de perfilhos (Figura 7A), comprimento total de raiz (Figura 7B), biomassa seca da raiz (Figura 7C) e biomassa seca da parte aérea da planta (Figura 7D).

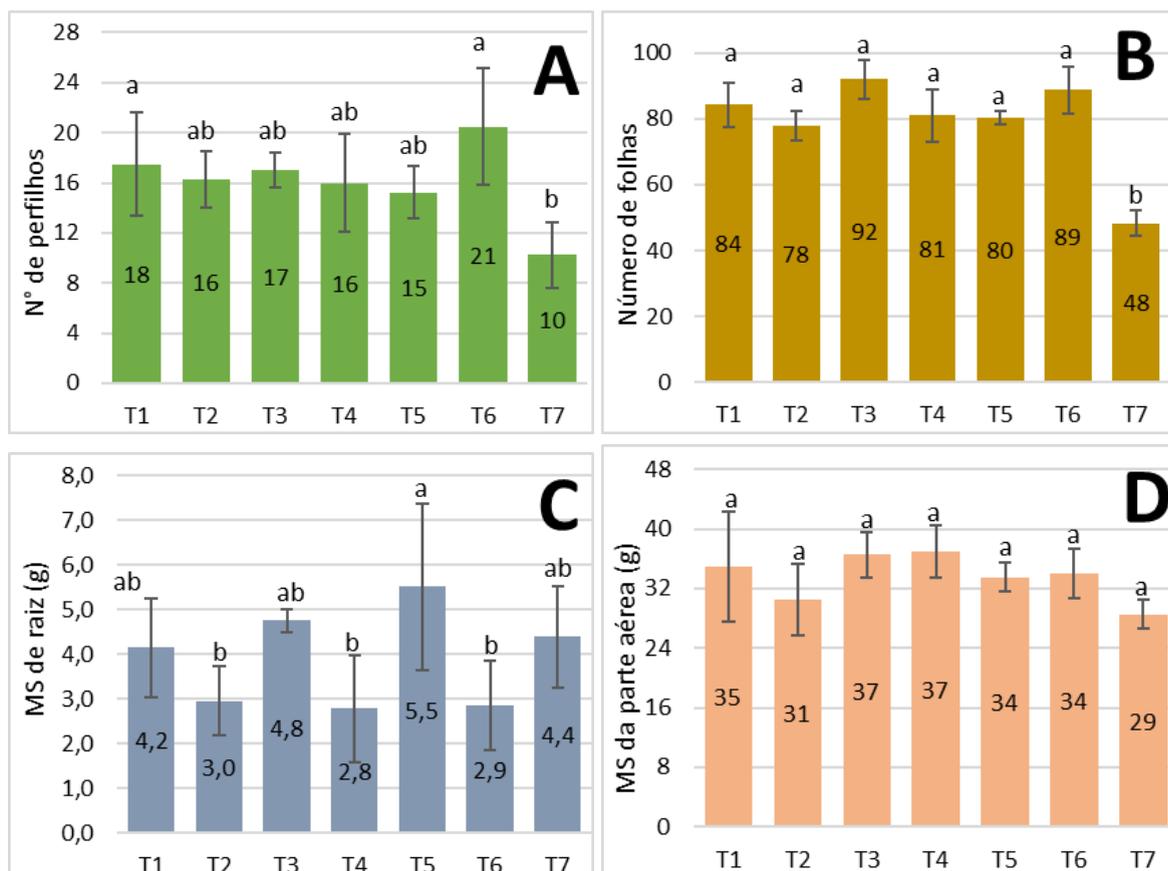


Figura 7. Resultados de desenvolvimento das plantas, observados ao final do ciclo do trigo. **A.** Número de perfilhos; **B.** Comprimento das raízes; **C.** MS da raiz; **D.** MS da parte aérea da planta. **MS:** matéria seca; **T1:** LE; **T2:** LE+S; **T3:** LE+S+CA; **T4:** LE+S+PL; **T5:** LE+S+CA+PL; **T6:** LE *in natura*; **T7:** solo contendo fertilizante inorgânico

Na Figura 7A pode-se observar que os tratamentos de LE (T1) e LE *in natura* (T6) apresentaram o maior número de perfilhos por vaso com 17,5 e 20,5, respectivamente. O tratamento de solo (T7) tem a menor quantidade de perfilhos com uma diferença superior a 10 perfilhos quando é comparado ao melhor tratamento (T6).

No caso da variável comprimento total de raízes das plantas de trigo em cada vaso (Figura 7B) observa-se que o tratamento LE+S+CA (T3) se destaca entre os demais, apresentando um comprimento de 469 m, seguido por LE+S+CA+PL (T4) com 418 m. Como esperado, esses mesmos tratamentos também apresentaram os maiores valores para a variável biomassa seca da raiz (Figura 7C). Tal fato pode estar relacionado com a presença da casca de arroz nesses tratamentos, a qual, por atuar como um agente de volume, aumentando a porosidade do substrato e, conseqüentemente, possibilitando um melhor

desenvolvimento da raiz (GUIDONI *et al.*, 2018; WANG *et al.*, 2019). Para a variável biomassa seca da parte aérea (Figura 7D), não foram obtidas diferenças significativas entre os tratamentos, mesmo assim os tratamentos de LE+S+CA (T3) e LE+S+PL (T4) obtiveram os valores mais altos e o tratamento de solo (T7) obteve o valor mais baixo.

Vale ressaltar ainda que, dentre as quatro variáveis relacionadas ao desenvolvimento da planta, avaliadas ao final do experimento, o solo (T7) apresentou os piores resultados para todas, com exceção da matéria seca da raiz, indicando, mais uma vez que a adição de LE também contribui de modo positivo para esses quesitos.

Outros estudos também apontam a ação fertilizante do LE para outras culturas nas variáveis de desenvolvimento da planta. O emprego de LE como fertilizante também favoreceu o cultivo de alface, contribuindo para o crescimento adicional da parte aérea e o aumento de matéria fresca nas folhas comparado à testemunha (solo sem adubação) (LOPEZ *et al.* 2005). Na pesquisa realizada por Martins *et al.* (2018), a utilização do LE compostado com resíduos de poda urbana contribuiu para o desenvolvimento do milho na fase inicial, contribuindo para o aumento da biomassa seca da parte aérea e raiz, altura da planta, número de folhas, diâmetro de caule, desenvolvimento radicular e produção de pigmentos fotossintéticos. Segundo esses mesmos autores, esses resultados foram atingidos principalmente devido ao maior teor de N, Ca e Mg nas plantas. Esses mesmos elementos também foram encontrados em concentrações significativamente mais elevadas nos tratamentos com LE (T1 a T6) em comparação àquele sem LE (T7) (Tabela 11).

Em termos de produtividade (Figura 8), os tratamentos contendo LE também apresentaram os melhores resultados quando comparados com o solo (T7). Além disso, os tratamentos que mais se destacaram para número de espigas, peso de espigas e peso de grãos foram LE+S+CA (T3) e LE+S+PL (T4). Quanto ao peso de 100 grãos, não houve diferença estatisticamente significativa (Figura 8B).

No estudo realizado por Kummer (2013) houve um incremento no número de perfilhos nas plantas de trigo nos tratamentos com aplicação de LE, especialmente para as doses de 40 e 50 t.ha⁻¹. Assim como na presente pesquisa, este autor utilizou as mesmas quantidades de sementes e as mesmas dimensões de cada vaso experimental, descartando assim outras variáveis que poderiam influenciar no

perfilhamento da planta, já que o trigo tem a característica de preencher os espaços vazios da cultura devido à capacidade de produzir perfilhos com espigas. Esse fenômeno compensa possíveis falhas na semeadura, conforme descrito na pesquisa de Mundstock (1999).

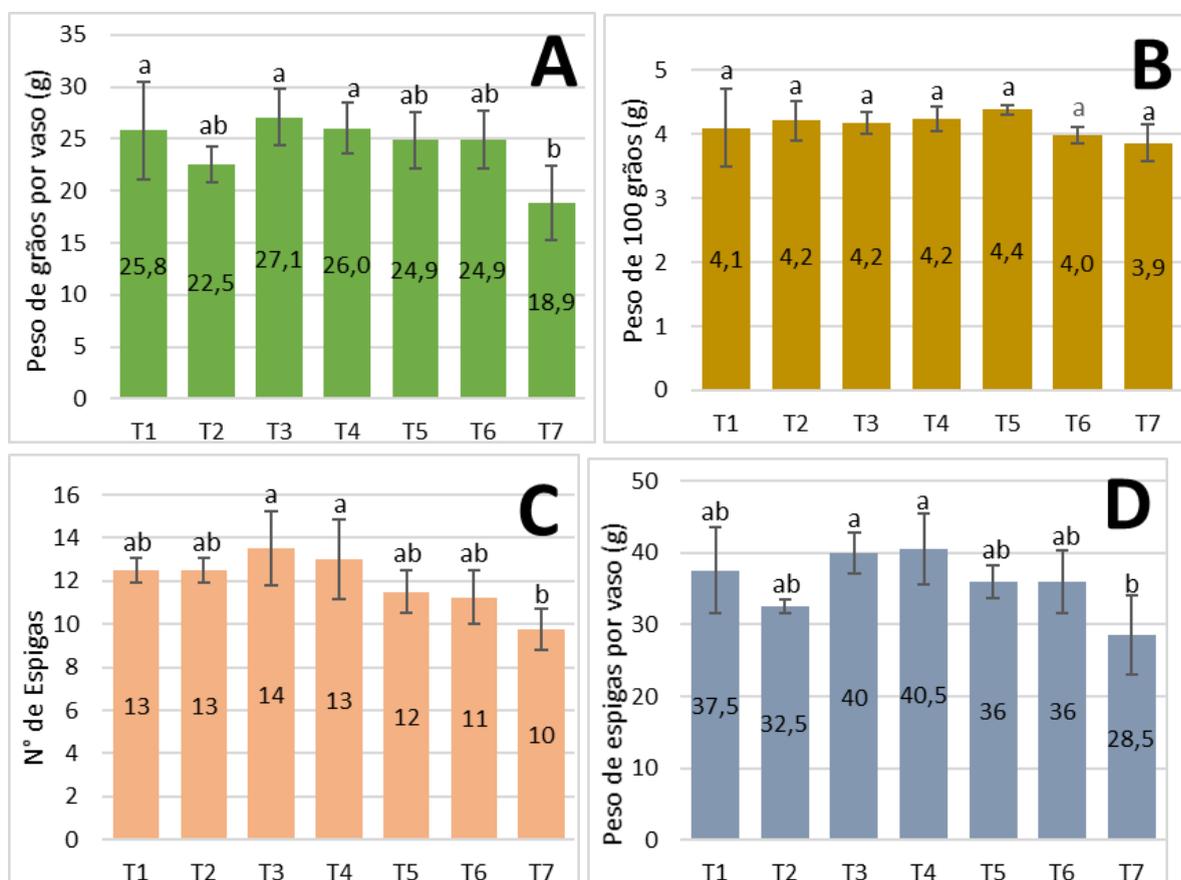


Figura 8. Dados relacionados com a produtividade da cultura, obtidos ao final do ciclo do trigo. A. Peso de grãos; B. Peso de 100 grãos; C. Número de espigas; D. Peso de espigas. **T1:** LE; **T2:** LE+S; **T3:** LE+S+CA; **T4:** LE+S+PL; **T5:** LE+S+CA+PL; **T6:** LE *in natura*; **T7:** Solo contendo fertilizante inorgânico

Abrangendo todas as variáveis avaliadas foi possível constatar que, para a grande maioria delas, todos os tratamentos onde foi adicionado LE (40 t.ha⁻¹) apresentaram resultados significativamente melhores quando comparados ao tratamento de solo (T7). Outros trabalhos já apresentados na literatura também comprovam o potencial agrícola do LE como fertilizante.

Estudos realizados por Lobo *et al.* (2018) constataram que a dose de LE referente à 43 t.ha⁻¹ garantiu os melhores resultados em termos de maior produtividade de grãos, matéria seca e massa de mil grãos para a cultura do trigo. Tal dose é bastante similar à aplicada no presente estudo. Kummer *et al.* (2017), após testarem diferentes doses de LE compostado com bagaço de cana-de-açúcar,

concluíram que a dose de 24 t.ha⁻¹ desse material, que corresponde à 80 kg.ha⁻¹ de nitrogênio, pode substituir a adubação nitrogenada convencional, contribuindo igualmente para o desenvolvimento da cultura. Embora a dose utilizada por esses autores tenha sido menor que a utilizada no presente estudo, esses resultados indicam que a incorporação de agentes bioestimulantes como o bagaço de cana e a casca de arroz não interfere no poder fertilizante do LE.

Lobo *et al.* (2014) concluíram que a adubação com LE apresentou um efeito residual sobre a cultura do trigo, quando a adição sucessiva por dois anos em solo para cultivo de girassol, para posterior cultivo do trigo, favoreceu o aumento do número de perfilhos, grãos e massa seca de trigo, principalmente quando foram utilizadas as doses de 22,8 t.ha⁻¹ e 21,3 t.ha⁻¹, no primeiro e segundo ano, respectivamente as doses foram calculadas para que o LE fornecesse 150% da quantidade de N recomendada para a cultura do trigo em cada ano).

Tabela 11. Concentração de macronutrientes na parte aérea das plantas de trigo (g.kg⁻¹)

Tratamentos	N	P	K	Ca	Mg	S
T1	11,75 ^{ab} ±1,50	0,89 ^a ±0,11	21,25 ^{ab} ±8,02	9,50 ^{ab} ±3,70	2,28 ^{ab} ±0,79	8,33 ^{ab} ±2,70
T2	14,00 ^a ±2,16	0,79 ^{ab} ±0,11	28,00 ^a ±4,08	12,25 ^a ±5,38	3,10 ^{ab} ±0,50	9,28 ^{ab} ±0,57
T3	13,75 ^a ±2,36	0,66 ^{bc} ±0,11	17,50 ^{ab} ±1,91	10,75 ^{ab} ±4,99	3,83 ^a ±1,47	8,00 ^b ±1,09
T4	10,50 ^{abc} ±3,00	0,46 ^{cd} ±0,13	19,50 ^{ab} ±6,35	7,50 ^{ab} ±3,51	2,65 ^{ab} ±0,57	9,05 ^{ab} ±0,77
T5	7,75 ^{bc} ±0,50	0,33 ^d ±0,50	10,75 ^b ±8,26	6,00 ^{ab} ±4,69	2,65 ^{ab} ±0,19	6,98 ^b ±0,21
T6	11,75 ^{ab} ±0,96	0,36 ^d ±0,96	22,75 ^{ab} ±3,20	8,50 ^{ab} ±4,20	3,15 ^{ab} ±0,92	10,93 ^a ±0,60
T7	7,00 ^c ±1,41	0,08 ^e ±0,02	13,25 ^b ±2,50	2,00 ^b ±0,00	1,28 ^b ±0,10	9,43 ^{ab} ±0,63
P-valor	0,0004	0,0001	0,0075	0,0643	0,0117	0,0048

N: nitrogênio; **P:** fósforo; **K:** potássio; **Ca:** cálcio; **Mg:** magnésio; **S:** enxofre; **T1:** LE; **T2:** LE+S; **T3:** LE+S+CA; **T4:** LE+S+PL; **T5:** LE+S+CA+PL; **T6:** LE *in natura*; **T7:** Solo contendo fertilizante inorgânico; **±:** desvio padrão; **P-valor:** <0,05 estatisticamente significativo

Martinez-de la Cerda *et al.* (2004) também relataram que a aplicação de LE líquido na dose de 8 t.ha⁻¹ contribuiu para o aumento da matéria seca da planta. Isso ocorre porque o LE na forma líquida disponibiliza até 60% do seu conteúdo de nitrogênio, contra 20% do LE desidratado (SOPPER, 1993; USEPA, 1995). Contudo, o efeito do primeiro se estende até três ciclos de cultivos, enquanto o do LE desidratado pode atingir até cinco ciclos de cultivo (SOPPER, 1993), evidenciando que a aplicação de ambas as formas é promissora.

O efeito benéfico da aplicação do LE para a produtividade do trigo também foi relatado por Kummer (2013), que observou um aumento na produção de grãos de 76,6% para os tratamentos com aplicação de LE em comparação aos tratamentos sem aplicação de LE, além de um aumento significativo na quantidade de espigas. O mesmo também foi observado por Teixeira Filho *et al.* (2007) quanto ao número de espigas por planta. Adicionalmente, Stowe *et. al* (2001) também relataram que a incorporação de LE em solo, em doses acima de 6 t.ha⁻¹ e em aplicações únicas, iguala ou supera o rendimento de grãos quando comparado à aplicação de fertilizantes inorgânicos. Já, quanto ao peso de 100 grãos, Kummer (2013) corrobora o presente estudo ao observar que a aplicação de LE não influenciou nesta variável.

A Tabela 12 mostra as concentrações de micronutrientes na parte aérea das plantas de trigo dos diferentes tratamentos, onde se observa que não houve diferença significativa na concentração dos micronutrientes avaliados, com exceção do Mn. Os resultados demonstram a capacidade do LE de fornecer micronutrientes em quantidades semelhantes à da adubação mineral realizada no solo no tratamento que não recebeu LE (T7). Demonstram também que a quantidade fornecida não é excessiva, pois não causou danos ao desenvolvimento e produção do trigo e, portanto, não constitui potencial tóxico para as plantas.

Tabela 12. Concentração de micronutrientes na parte aérea das plantas de trigo (mg.kg^{-1})

Tratamentos	B	Cu	Fe	Mn	Zn
T1	26,75 ^a ±5,58	32,25 ^a ±23,33	152,50 ^a ±37,90	173,75 ^{ab} ±35,37	24,25 ^a ±6,61
T2	15,50 ^a ±8,20	1,75 ^a ±1,30	156,50 ^a ±33,47	264,75 ^a ±9,20	39,75 ^a ±2,28
T3	19,75 ^a ±4,92	2,25 ^a ±1,09	173,75 ^a ±52,04	164,50 ^b ±46,24	37,25 ^a ±9,36
T4	16,50 ^a ±6,34	2,75 ^a ±1,92	150,75 ^a ±28,42	146,25 ^b ±41,85	26,25 ^a ±5,17
T5	16,50 ^a ±5,17	15,50 ^a ±21,69	156,75 ^a ±31,59	157,00 ^b ±32,34	29,50 ^a ±5,68
T6	18,50 ^a ±4,03	2,25 ^a ±1,30	167,25 ^a ±6,38	159,00 ^a ±51,85	35,75 ^a ±5,93
T7	16,00 ^a ±2,55	25,75 ^a ±17,85	124,24 ^a ±8,14	211,75 ^{ab} ±18,65	33,25 ^a ±5,76
P-valor	0,2991	0,0604	0,6492	0,0014	0,0485

B: boro; **Cu:** Cobre; **Fe:** ferro; **Mn:** manganês; **Zn:** zinco; **T1:** LE; **T2:** LE+S; **T3:** LE+S+CA; **T4:** LE+S+PL; **T5:** LE+S+CA+PL; **T6:** LE *in natura*; **T7:** Solo contendo fertilizante inorgânico; **±:** desvio padrão; **P-valor:** <0,05 estatisticamente significativo

De acordo com Kummer (2013), os resultados benéficos do LE no solo têm relação com sua ação nas propriedades físico-químicas do solo, como elevação do pH, da CTC, do teor de matéria orgânica e dos nutrientes P, K, Ca, S, B, Cu, Fe, Mn, e Zn, além de reduzir a acidez potencial (H+Al). Ainda, em pesquisa realizada por Zuba *et al.* (2011), a incorporação de LE até doses de 75 t.ha^{-1} não acarreta aumento da concentração de metais como Cu, Zn, Pb, Cd, Ni e Cr no solo acima dos limites estabelecidos pela legislação. O mesmo foi relatado por Nascimento *et al.* (2004) que constataram que a aplicação de LE, no primeiro ciclo da cultura, não levou ao aumento dos metais Zn, Cu, Mn, Fe e Pb no solo e nas plantas acima dos limites estabelecidos para uso na agricultura, apesar de contribuir para o incremento da matéria seca de plantas de milho e feijão. De modo similar, no presente estudo, apesar do LE aqui empregado conter metais pesados em sua composição (Tabela 4), eles não foram encontrados em níveis elevados na parte

aérea (Tabela 12) e nos grãos do trigo (Tabela 13), estando presentes em concentrações inferiores aos limites máximos de tolerância (LMT) em grãos estabelecidos pela Associação Brasileira das Indústrias de Alimentação (ABIA, 1985), que é de 30 mg/kg para Cu, 8 mg/kg para Pb e 5 mg/kg para Ni. Já o Zn foi detectado em níveis levemente superiores ao LMT, que é de 50 mg/kg, porém, o limite foi ultrapassado até mesmo no tratamento que não recebeu LE. Outros estudos sugerem que, além do Zn apresentar mobilidade mais elevada do que outros metais, o trigo também apresenta uma maior capacidade de acumular Zn quando comparada aos demais metais (WANG *et al.*, 2017b), sugerindo uma maior facilidade de translocação do Zn da raiz para as demais partes da planta (SILVA *et al.*, 2007), justificando o resultado encontrado. No caso de elementos como Cu, Ni e Pb, eles são absorvidos em baixíssimas quantidades, isso porque esses elementos são adsorvidos fortemente na parede das células das raízes, evitando assim sua absorção e transporte para a parte aérea da planta (MARTÍNEZ-DE LA CERDA *et al.* 2004).

Já os LMTs de contaminantes em alimentos estabelecidos pela Agência Nacional de Vigilância Sanitária na Instrução Normativa (IN) n° 88, de 26 de março de 2021 (ANVISA, 2021) para As, Cd e Pb são mais restritivos, referentes à 0,2 mg/kg. Nesse caso, não é possível concluir se os grãos atendem a essa exigência, uma vez que o limite de detecção da análise química realizada foi de 1 mg/kg.

Adicionalmente, também observa-se na Tabela 13 que os teores de As, Cd, Pb, Co, Cr, Hg, Mo, Ni e Se se mostraram em todos os tratamentos próximos ou abaixo do limite de detecção do equipamento usado na medição. Além disso, em todos os tratamentos com LE biotransformado (T1, T2, T3, T4, T5) e no tratamento com LE *in natura* (T6) as concentrações foram semelhantes às do tratamento sem LE (T7), indicando que o solo utilizado no experimento contém estes elementos por natureza, a quantidade adicionada com LE é pequena e/ou a forma química em que estão não é disponível, de modo que a disponibilidade deles no solo não é alterada significativamente. Os metais tendem a precipitar em solos com pH próximo à neutralidade (MARTÍNEZ-DE LA CERDA *et al.* 2004) e a serem complexados em solos ricos em matéria orgânica, ficando pouco disponíveis para as plantas e sendo pouco absorvidos.

Tabela 13. Concentração de metais nos grãos de trigo (mg.kg^{-1})

Substâncias Químicas	LT	T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7
As	nd	<1,00	<1,00	<1,00	<1,00	<1,00	<1,00	<1,00
Ba	nd	7,61	7,84	9,37	5,61	5,36	6,10	6,01
Cd	3	<1,00	<1,00	<1,00	<1,00	<1,00	<1,00	<1,00
Pb	10	<1,00	<1,00	<1,00	<1,00	<1,00	<1,00	<1,00
Co	nd	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20
Cu	150	7,61	6,62	7,38	11,97	8,35	8,72	8,20
Cr	nd	<1,00	<1,00	<1,00	<1,00	<1,00	<1,00	<1,00
Hg	nd	<1,00	<1,00	<1,00	<1,00	<1,00	<1,00	<1,00
Mo	nd	<1,00	<1,00	<1,00	<1,00	<1,00	<1,00	<1,00
Ni	50	0,22	<0,20	<0,20	<0,20	1,06	0,34	<0,20
Se	nd	<4,00	<4,00	<4,00	<4,00	<4,00	<4,00	<4,00
Zn	300	58,50	65,08	58,91	57,54	56,13	73,35	53,54

LT: Limites de tolerância para concentrações dentro dos cultivos agrícolas (SOPPER, 1993); **nd:** não determinado; **AS:** Arsênio; **Ba:** Bário; **Cd:** Cádmi; **Pb:** Chumbo; **Co:** Cobalto; **Cu:** Cobre; **Cr:** Cromo; **Hg:** Mercúrio; **Mo:** Molibdênio; **Ni:** Níquel; **Se:** Selênio; **Zn:** Zinco

Neste estudo, também foi avaliada a influência do LE sobre algumas variáveis fisiológicas da planta. A interferência dos tratamentos sobre o teor de clorofila total das folhas de trigo está apresentada na Tabela 14 e na Figura 9.

Tabela 14. Teor de clorofila total ($\mu\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}$) (clorofila A + clorofila B) na folha do trigo cultivado nos diferentes tratamentos

DAE	22	29	36	43	50	57	64
T1	43,37 ^b ±5,07	44,69 ^b ±3,59	42,08 ^{bc} ±3,09	39,95 ^{ab} ±2,61	41,66 ^{ab} ±3,62	47,45 ^a ±2,57	54,80 ^{ab} ±2,36
T2	45,91 ^{ab} ±3,54	43,62 ^a ±2,53	43,27 ^b ±2,87	39,35 ^b ±2,70	42,71 ^a ±3,14	48,10 ^a ±2,18	55,08 ^a ±3,52
T3	44,79 ^{ab} ±4,51	39,03 ^b ±3,15	39,31 ^{de} ±2,42	35,80 ^c ±2,56	40,17 ^b ±2,29	45,40 ^b ±2,31	52,70 ^b ±1,68
T4	44,88 ^{ab} ±3,23	39,37 ^b ±4,99	41,94 ^{bc} ±3,63	36,08 ^c ±3,26	41,18 ^{ab} ±1,81	46,76 ^{ab} ±3,95	52,56 ^b ±3,55
T5	43,48 ^b ±4,16	39,33 ^b ±2,80	40,33 ^{cd} ±3,36	35,13 ^{cd} ±2,93	40,38 ^b ±1,61	46,53 ^{ab} ±2,93	54,40 ^{ab} ±2,74
T6	47,27 ^a ±4,01	44,13 ^a ±3,42	46,29 ^a ±3,16	41,74 ^a ±2,44	42,32 ^a ±2,03	46,53 ^{ab} ±3,54	54,40 ^{ab} ±2,25
T7	40,39 ^c ±3,07	33,15 ^c ±3,24	37,92 ^e ±2,05	33,83 ^d ±2,06	38,15 ^c ±3,25	43,17 ^c ±3,08	47,91 ^c ±5,45
P-valor	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001

DAE: dias após a emergência; **T1:** LE; **T2:** LE+S; **T3:** LE+S+CA; **T4:** LE+S+PL; **T5:** LE+S+CA+PL; **T6:** LE *in natura*; **T7:** Solo contendo fertilizante inorgânico; **±:** desvio padrão; **P-valor:** <0,05 estatisticamente significativo

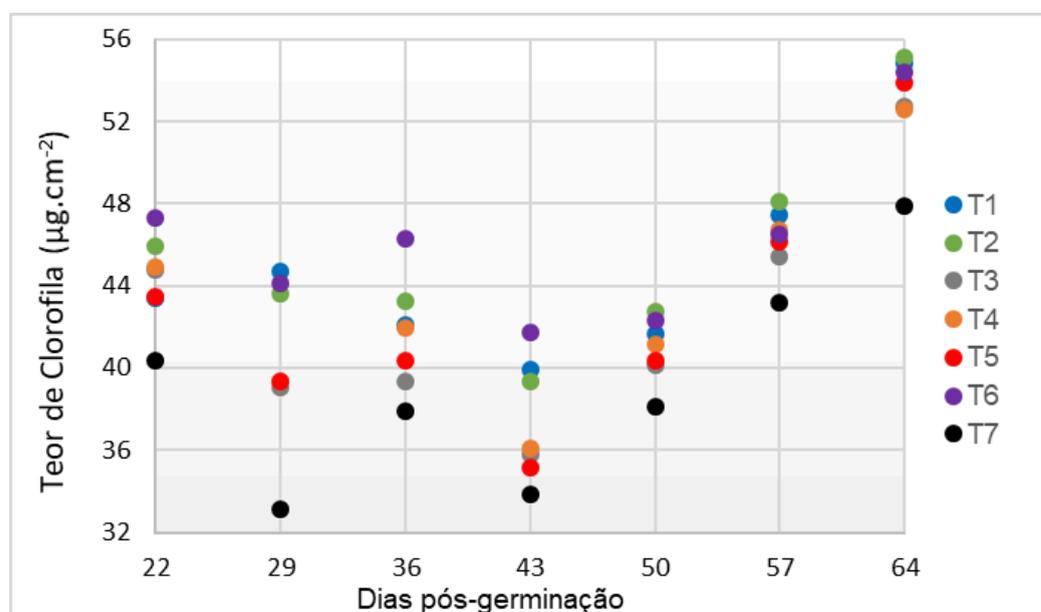


Figura 9. Clorofila total da folha de trigo ($\mu\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}$). **T1:** LE; **T2:** LE+S; **T3:** LE+S+CA; **T4:** LE+S+PL; **T5:** LE+S+CA+PL; **T6:** LE *in natura*; **T7:** Solo contendo fertilizante inorgânico

As medidas foram feitas na folha +4, sendo ela totalmente desenvolvida e fotossinteticamente ativa e nas duas últimas medições, aos 57 e 64 DAE, a medida

foi feita na folha bandeira, que é a folha mais importante da planta do trigo devido a sua capacidade fotossintética por ser a última a entrar em senescência e consegue interceptar mais luz do que as folhas mais baixas (BLANDINO; REYNERI, 2009). Ademais, devido à sua proximidade com a espiga, a translocação de nutrientes e fotoassimilados contribui com aproximadamente 30 a 50% dos fotoassimilados para a carga dos grãos (DOMICIANO *et al.*, 2009). Desse modo, foi possível perceber que os maiores valores para o teor de clorofila foram relativos aos obtidos na folha bandeira (duas últimas medições) para todos os tratamentos testados.

Novamente, as plantas de todos os tratamentos com LE apresentaram teor significativamente maior de clorofila total quando comparadas às do tratamento sem LE em todas as medições, corroborando o efeito positivo do LE observado nas demais variáveis medidas. Esses resultados podem ser vistos refletidos na Figura 10 onde se observa que o tratamento solo (7) apresenta coloração mais clara e amarelada das folhas em comparação aos demais tratamentos onde foi incorporado LE.

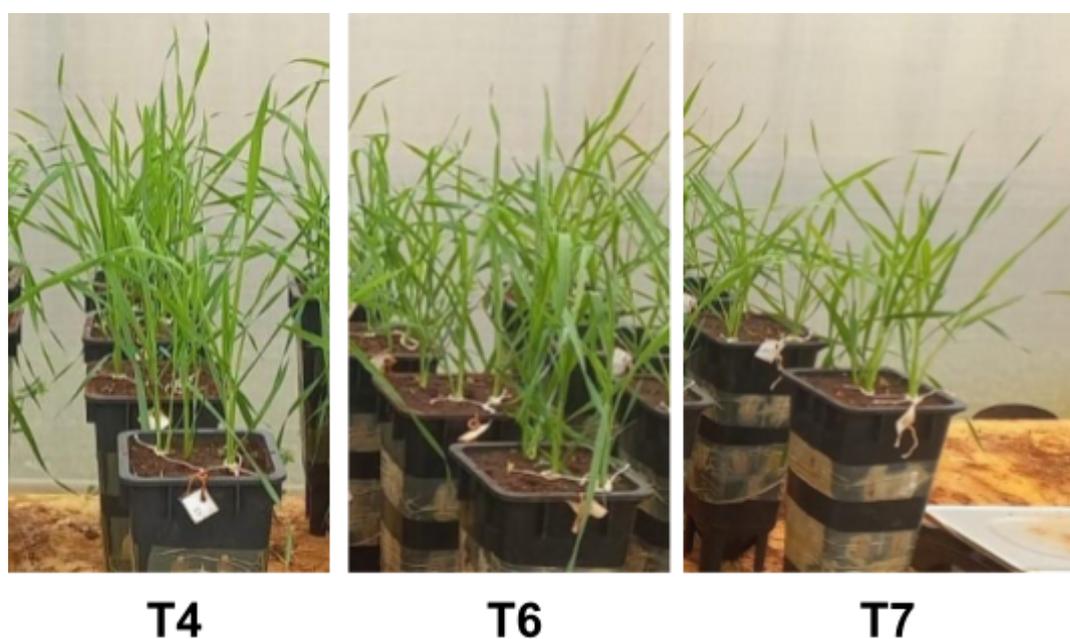


Figura 10. Comparação da coloração de folhas dos diferentes tratamentos. **T4:** LE+S+PL, **T6:** LE *in natura*, **T7:** Solo.

Alguns autores correlacionam o teor de clorofila diretamente com a concentração de nitrogênio nas folhas do trigo, sendo uma variável apropriada para avaliar a absorção de nitrogênio pela planta em diferentes condições ambientais (VIANA, 2007; DEBAEKE *et al.* 2006). Isso devido ao papel do nitrogênio na

síntese da clorofila (BARROS, 2020). Como pode ser observado na Tabela 11, os tratamentos que receberam o LE apresentaram plantas com valores significativamente maiores de N e clorofila (Tabela 14, Figura 9), corroborando os estudos anteriores (VIANA, 2007; DEBAEKE *et al.* 2006). Uma correlação positiva e significativa foi observada nesse estudo entre o teor de N e o teor de clorofila na planta com um valor de 0,4440 ($p = 0,0179$).

O teor de clorofila também está fortemente relacionado ao teor de Mg, pois este é parte integrante da molécula de clorofila (BARROS, 2020). Esse macronutriente foi quantificado em maiores concentrações nas folhas do trigo provenientes dos tratamentos com incorporação de LE (Tabela 11). O mesmo foi observado para o Fe (Tabela 14), que é um micronutriente essencial para a formação da clorofila e absorção de N (BARROS, 2020). Embora outros elementos também sejam importantes para a síntese da clorofila como, por exemplo, o enxofre, neste estudo não houve correlação significativa entre o teor de cada um deles e o de clorofila na planta.

Para a condutância estomática pode-se observar que o tratamento solo (T7) apresentou o valor mais elevado entre todos os tratamentos, seguido do tratamento LE+S+CA+PL (T5) (Tabela 15). Para essa variável, o tratamento LE (T1) apresentou o menor valor.

Tabela 15. Valores de Condutância Estomática ($\text{mol.m}^{-1}.\text{s}^{-1}$) e Eficiência do Fotossistema II (Fv/Fm) da folha bandeira do trigo

Tratamentos	Condutância Estomática ($\text{mol.m}^{-1}.\text{s}^{-1}$)	Eficiência do Fotossistema II (Fv/Fm)
T1	0,01 ^b ±0,02	0,53 ^a ±0,10
T2	0,03 ^b ±0,03	0,57 ^a ±0,09
T3	0,06 ^b ±0,07	0,57 ^a ±0,10
T4	0,04 ^b ±0,03	0,58 ^a ±0,08
T5	0,07 ^{ab} ±0,05	0,57 ^a ±0,10
T6	0,03 ^b ±0,03	0,53 ^a ±0,09
T7	0,16 ^a ±0,07	0,50 ^a ±0,04
P-valor	0,0017	0,5992

T1: LE; **T2:** LE+S; **T3:** LE+S+CA; **T4:** LE+S+PL; **T5:** LE+S+CA+PL; **T6:** LE *in natura*; **T7:** Solo contendo fertilizante inorgânico; **±:** desvio padrão; **P-valor:** <0,05 estatisticamente significativo

A condutância estomática é uma medida da transferência de CO₂ e vapor de água entre a atmosfera e o mesófilo foliar, transferência esta importante para a produção de biomassa, já que é através dos estômatos que ocorre a entrada do carbono necessário para a fotossíntese e síntese de várias moléculas orgânicas (LONG, HALLGREN, 1988; NAVA, LARQUÉ-SAAVEDRA, 1990). Essa variável também está relacionada com a concentração de K na planta. Experimentos realizados com *Olea europea* L. (ARQUERO *et al.*, 2006) e *Carya cathayensis* (JIN *et al.*, 2011) sugerem que a deficiência desse macronutriente leva a um aumento da condutância estomática pela desregulação da capacidade de fechamento dos estômatos, sendo um elemento-chave nos processos bioquímicos. Esse resultado também foi observado no presente estudo onde os tratamentos com os maiores valores de condutância (T5 e T7) também apresentaram a menor concentração de K nas plantas (Tabela 11). Observou-se correlação significativa entre o teor de K na planta e a condutância estomática com um valor de -0,4686 ($p = 0,0119$) o que indica que menores valores de concentração de K são acompanhados por maiores valores de condutância estomática. Além disso, esses mesmos tratamentos também apresentaram deficiência nutricional para N, P e Ca.

No caso da Eficiência do Fotossistema II não houve diferenças significativas entre os tratamentos. Além disso não se observou correlação significativa (0,1550; $p = 0,4311$) entre Eficiência do Fotossistema II e concentração de P na planta, como poderia ser esperado, considerando o papel do P nas reações de transferência de energia na planta e o fato de os tratamentos terem produzido concentração significativamente diferente de P nas plantas (Tabela 11).

5.5 Análise de Componentes Principais

A fim de se compreender a influência de cada tratamento realizado sobre o conjunto total das variáveis estudadas, realizou-se a análise de componentes principais (ACP). Inicialmente, foi construído um correlograma para verificar as correlações existentes entre as variáveis (Figura 11). Como esperado, das 13

variáveis estudadas, as partes da planta que estão ligadas entre si são as que apresentaram maior correlação, como é o caso do peso da espiga e peso de grãos, e número de folhas e número de perfilhos. Essas variáveis mostraram os maiores índices de correlação, sendo 0,88 e 0,85, respectivamente, já que valores mais próximos de 1 ou -1 indicam maior correlação entre as variáveis consideradas. Essa correlação entre variáveis é necessária para que a aplicação da ACP seja realizada.

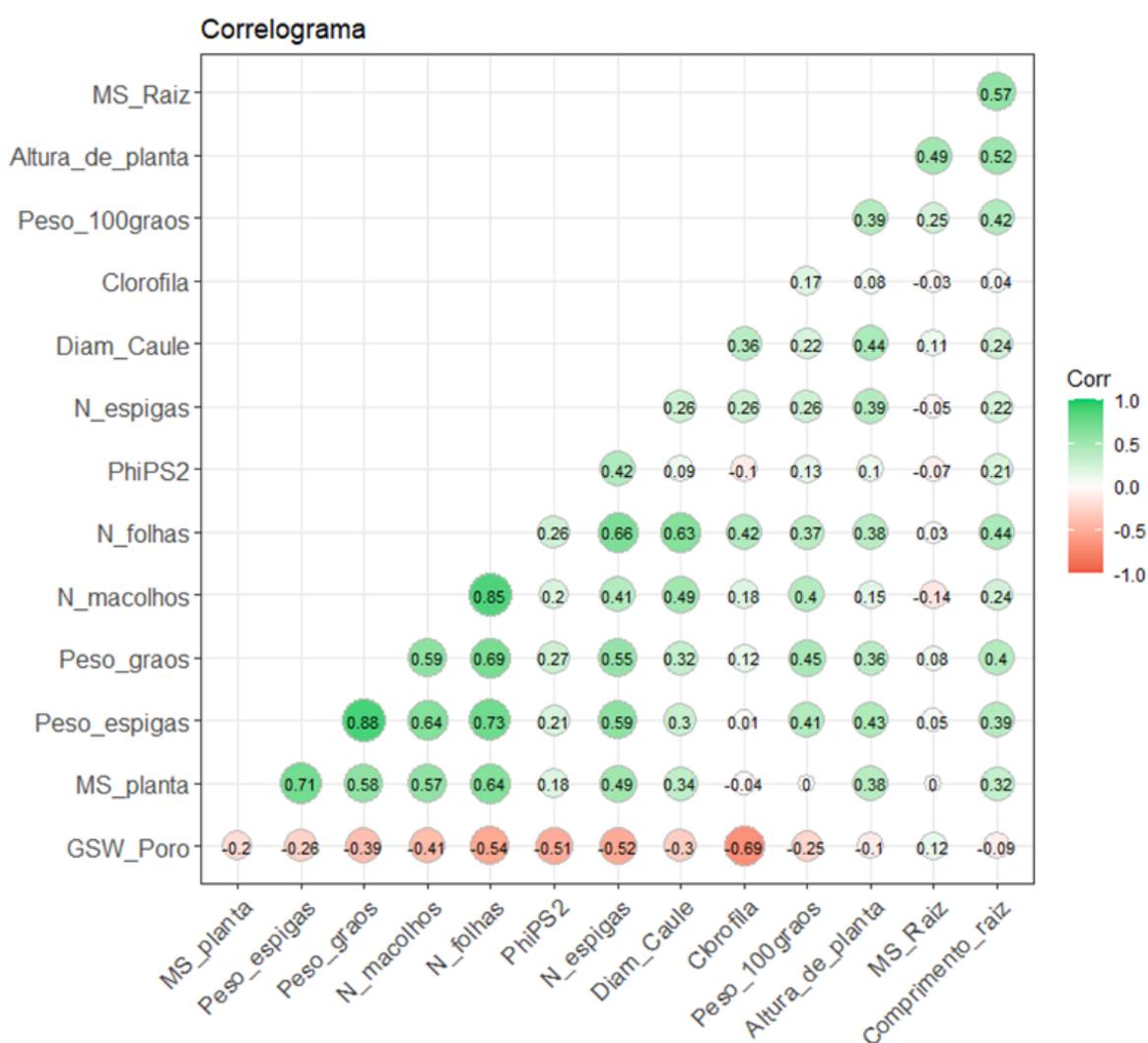


Figura 11. Correlograma relativo às diferentes variáveis mensuradas no estudo. A cor verde indica correlação positiva, enquanto a cor vermelha indica correlação negativa

Então, os dados mensurados foram examinados e os autovalores correspondentes, bem como as porcentagens da variância explicada por cada um, estão apresentados na Tabela 16.

Tabela 16. Componentes principais, autovalores, proporção (%) e proporção acumulada (%) pelos componentes.

Componente Principal	Autovalor	Proporção	Proporção Acumulada
CP1*	5,65	40,36	40,36
CP2*	2,03	14,52	54,87
CP3*	1,57	11,19	66,07
CP4*	1,20	8,56	74,63
CP5	0,93	6,67	81,30
CP6	0,72	5,16	86,45
CP7	0,61	4,36	90,81
CP8	0,37	2,67	93,48
CP9	0,31	2,23	95,72
CP10	0,29	2,05	97,76
CP11	0,15	1,07	98,83
CP12	0,09	0,63	99,46
CP13	0,06	0,41	99,87
CP14	0,02	0,13	100,00

*: componentes principais escolhidos na análise por apresentarem autovalores maiores que 1,0

Os quatro primeiros componentes principais (CPs) contribuíram com 74,63% da variação total das variáveis relacionadas ao trigo, sendo que o CP1 contribuiu com 40,36%, o CP2 com 14,52%, o CP3 com 11,19%, e o CP4 com 8,56% da variação dos dados. Ainda, foi possível observar que os quatro primeiros CPs gerados a partir dessa análise possuem autovalores > 1 ($\lambda_i > 1$) (KAISER, 1958). Dessa forma, os quatro primeiros CPs resumem de maneira efetiva na maior parte da variância nas amostras e foram utilizados para o estudo do conjunto amostral.

Com o intuito de compreender a importância de cada variável na formação dos quatro CPs, realizou-se o cálculo da correlação entre as variáveis originais e os CPs (Figura 12). Na Figura 12, observa-se que, para o CP1 as variáveis com maiores valores estão relacionadas com a parte aérea da planta, onde se destacam variáveis relativas ao desenvolvimento da planta, como altura de planta, diâmetro do caule, número de perfilhos, número de folhas, matéria seca da planta e também variáveis relacionadas à produção do trigo, como número de espigas, peso

de espigas e peso de grãos (destacadas na cor vermelha). No caso do CP2, pode-se perceber que os escores mais altos estão associados às variáveis relacionadas com características de raiz. Para o CP3 e o CP4, uma única variável se destaca em cada um deles, relativo ao teor de clorofila e Eficiência do Fotossistema II, respectivamente.

$$\begin{aligned} CP1 = & 0,56Alt_{planta} + 0,59Diam_{caule} + 0,77N_{macolhos} + 0,93N_{folhas} + 0,33Clorofila \\ & - 0,58GSW_{poro} + 0,38PhipS2 + 0,15MS_{raiz} + 0,69MS_{planta} \\ & + 0,54Comp_{raiz} + 0,72N_{espigas} + 0,84Peso_{espigas} + 0,83Peso_{graos} \\ & + 0,52Peso_{100graos} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} CP2 = & 0,56Alt_{planta} - 0,01Diam_{caule} - 0,24N_{macolhos} - 0,15N_{folhas} - 0,41Clorofila \\ & + 0,54GSW_{poro} - 0,21PhipS2 + 0,80MS_{raiz} + 0,02MS_{planta} \\ & + 0,61Comp_{raiz} - 0,21N_{espigas} + 0,09Peso_{espigas} + 0,03Peso_{graos} \\ & + 0,27Peso_{100graos} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} CP3 = & 0,18Alt_{planta} + 0,29Diam_{caule} - 0,17N_{macolhos} + 0,03N_{folhas} + 0,75Clorofila \\ & - 0,44GSW_{poro} - 0,09PhipS2 + 0,34MS_{raiz} - 0,48MS_{planta} \\ & + 0,14Comp_{raiz} - 0,06N_{espigas} - 0,40Peso_{espigas} - 0,24Peso_{graos} \\ & + 0,28Peso_{100graos} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} CP4 = & 0,00Alt_{planta} + 0,42Diam_{caule} + 0,27N_{macolhos} + 0,19N_{folhas} + 0,20Clorofila \\ & + 0,30GSW_{poro} - 0,79PhipS2 - 0,09MS_{raiz} + 0,19MS_{planta} \\ & - 0,17Comp_{raiz} - 0,27N_{espigas} + 0,06Peso_{espigas} - 0,04Peso_{graos} \\ & - 0,13Peso_{100graos} \end{aligned}$$

Figura 12. Componentes Principais 1, 2, 3 e 4 como combinação linear de cada uma das variáveis estudadas

Na Figura 13, é possível visualizar que a ACP possibilitou identificar um tratamento que apresentou uma melhor eficiência quando avaliadas as variáveis pertencentes ao CP1 (desenvolvimento da parte aérea e produtividade do trigo). Claramente, observa-se que o tratamento LE+S+CA (T3) se destacou positivamente, enquanto os demais tratamentos (T1, T2, T4, T5, T6) contribuíram com valores menos expressivos para esse conjunto de dados. Também é possível observar que o tratamento solo (T7) destacou-se negativamente, apresentando um comportamento oposto aos demais. Já para o CP2, dentre os tratamentos que continham LE, dois deles foram mais efetivos em relação ao desenvolvimento da raiz do trigo, o LE+S+CA (T3) e o LE+S+CA+PL (T5). Além disso, o tratamento solo (T7) apresentou valores positivos para esses quesitos, apresentando os

maiores valores e o LE *in natura* (T6) e LE+S (T2) obtiveram os escores mais baixos, sendo pouco efetivos para promoção do desenvolvimento da raiz.

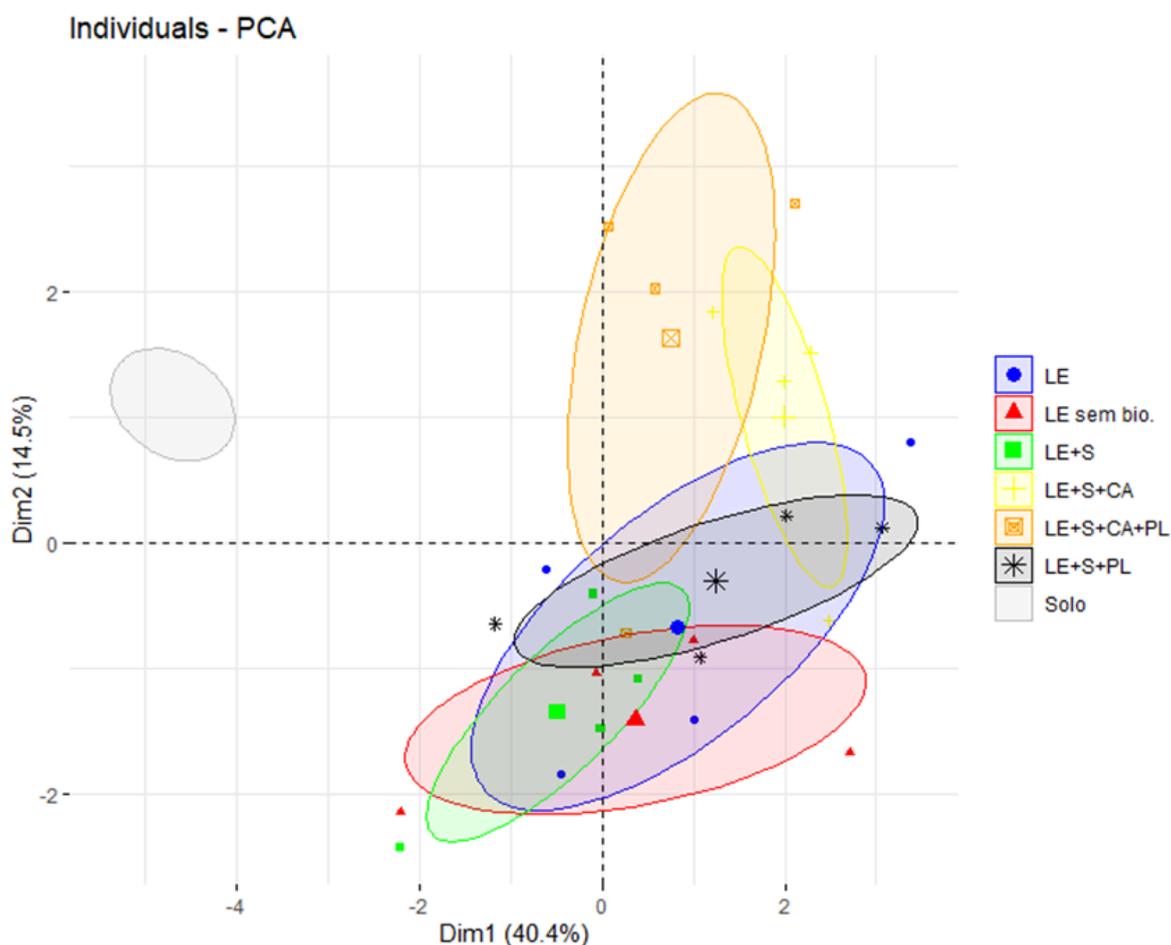


Figura 13. Biplot com as variáveis referentes à parte aérea do trigo - CP1 (Dim1) X os componentes de raiz - CP2 (Dim2). **LE:** T1; **LE+S:** T2; **LE+S+CA:** T3; **LE+S+PL:** T4; **LE+S+CA+PL:** T5; **LE sem bio.:** T6; **Solo:** T7

Com relação aos outros dois CPs (3 e 4), todos os tratamentos apresentaram uma resposta semelhante (Figura 14). Para o componente teor de clorofila (CP3; Dim3) observa-se que os tratamentos LE+S (T2) e LE+S+CA+PL (T5) possuem escores levemente mais elevados. No caso do componente de Eficiência do Fotossistema II (CP4; Dim 4), nenhum dos tratamentos se destacou nem positivamente nem negativamente com relação a este componente.

Desse modo, sugere-se que o processo de bioestimulação na promoção da transformação do LE em fertilizante é mais efetivo para sua ação no desenvolvimento do trigo, especialmente em relação à parte aérea e à produtividade dessa cultura. Além disso, o uso do LE *in natura* deve ser evitado, pois além do seu elevado efeito fitotóxico, ele influencia negativamente no

crescimento da raiz, evidenciando que a aplicação de técnicas de biotransformação melhora o desempenho desse resíduo em termos de fertilização.

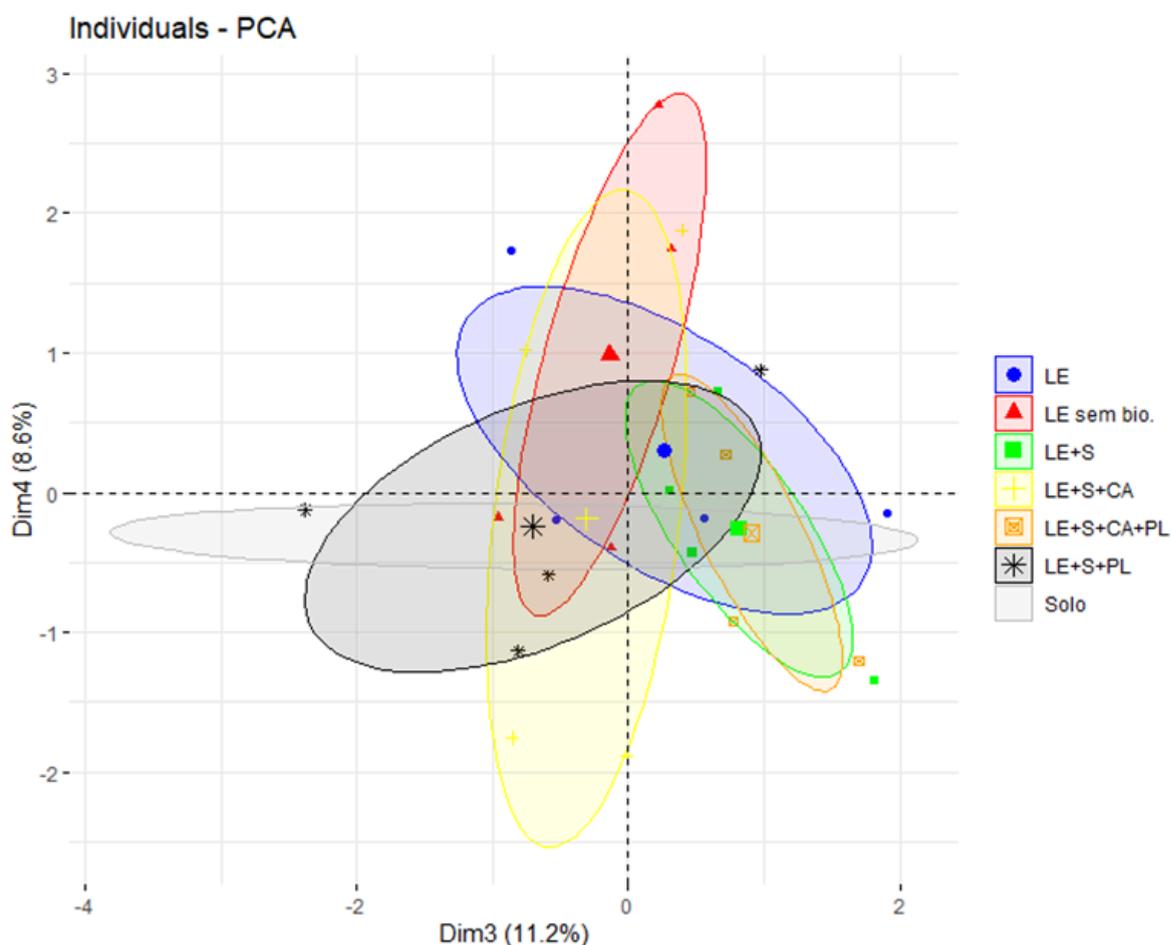


Figura 14. Biplot apresentando a correlação dos tratamentos com os componentes de teor de clorofila (Dim3) e eficiência do Fotossistema II (Dim4). **LE:** T1; **LE+S:** T2; **LE+S+CA:** T3; **LE+S+PL:** T4; **LE+S+CA+PL:** T5; **LE sem bio.:** T6; **Solo:** T7

Em uma pesquisa realizada por Kratka e Correia (2015), os autores avaliaram o crescimento inicial de aroeira do sertão (*Myracrodruon urundeuva* Allemão), onde os tratamentos contendo 50 e 75% de LE na mistura com solo + areia (6:1) obtiveram os menores valores em matéria seca de raiz. Tal resultado pode estar relacionado à baixa porosidade que este material apresenta, quando a proporção na mistura é muito elevada o desenvolvimento pode ser afetado. Segundo Kämpf (2005), a porosidade é importante para as trocas de gases entre o substrato e a atmosfera, e para o movimento da água, incluindo a drenagem do substrato. Os dados do presente estudo concordam com os obtidos por Caldeira *et al.* (2008), que avaliaram a influência dos compostos orgânicos sobre *Schinus terebinthifolius* e concluíram que os resultados dos índices de qualidade das mudas

produzidas com 100% de compostos orgânicos como substrato de crescimento, em geral, apresentaram os menores valores tanto na produção de matéria seca da raiz como também no comprimento da raiz. Além disso, Kratka e Correira (2015) encontraram plantas mortas após tratamentos com LE, uma vez que o LE utilizado não estava estabilizado, tendo apenas passado por secagem ao sol em campo aberto e revolvimento semanal com retroescavadeira. Adicionalmente, quando esse material foi colocado em vasos para cultivo das plantas, o ajuste da umidade levou ao aumento da proliferação microbiana com consequente produção de odor. Essa elevada atividade microbiana pode ter causado a morte das plantas (SAITO, 2007). Outra questão que justifica essa teoria é a análise química do LE, o qual apresentou uma baixa relação C/N (7,7) o que favorece a atividade microbiana, já que Cerri *et al.* (2008) considera que os níveis de C/N de 26/1 a 35/1 são os ideais para uma compostagem eficiente. O LE *in natura* estudado no presente estudo também apresentou inicialmente uma relação C/N baixa (7,0), o que sugere a necessidade de passar por processos de estabilização.

Os resultados aqui apresentados são condizentes com os relatados na literatura e indicam que o LE biotransformado pode ser, de modo geral, uma boa opção para fertilizar o solo para cultivo de trigo, por não acarretar em nenhum prejuízo fisiológico para o trigo, além de favorecer seu crescimento.

6 CONCLUSÕES

A partir dos resultados observados, pôde-se concluir que tanto o LE biotransformado, como o LE *in natura*, apresentam um efeito benéfico para a cultura do trigo, superior aos obtidos com a adição de fertilizante mineral. Pode-se afirmar que a aplicação do LE como fertilizante orgânico, na dose de 40 t.ha⁻¹, contribuiu para o desenvolvimento, produtividade e concentração de macronutrientes na planta, independentemente do tratamento utilizado (LE biotransformado ou não). Contudo, a ACP revelou uma maior efetividade para todas as variáveis de desenvolvimento da parte aérea e produtividade do trigo, do LE biotransformado por bioestimulação com casca de arroz (LE + S + CA).

As análises químicas demonstraram que em todos os tratamentos com LE utilizados (LE biotransformado e *in natura*) os metais estavam nos grãos em concentração abaixo dos limites de concentração de metais pesados, demonstrando que o trigo cultivado nesse material é seguro para a comercialização e consumo.

O ensaio de fitotoxicidade com alface revelou um caráter moderadamente fitotóxico para todos os tratamentos contendo 40 t.ha⁻¹, porém, o LE *in natura* induziu o menor índice de germinação.

Portanto, a biotransformação do LE não interfere negativamente no seu poder fertilizante, sendo o processo de bioestimulação com CA, o mais vantajoso. Entretanto, do ponto de vista ecotoxicológico, o processo de biotransformação exerce um efeito benéfico, contribuindo para a diminuição da fitotoxicidade. Desse modo, essa abordagem favorece uma agricultura mais sustentável, bem como a economia circular, por possibilitar a reciclagem deste resíduo.

7 LITERATURA CITADA

- ABIA. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DAS INDÚSTRIAS DA ALIMENTAÇÃO – ABIA. Compêndio da legislação dos alimentos. São Paulo, 1985.
- AHUACTZIN-PÉREZ, M. *et al.* A novel biodegradation pathway of the endocrine-disruptor di (2-ethyl hexyl) phthalate by *Pleurotus ostreatus* based on quantum chemical investigation. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 147, p. 494-499, 2018.
- ALVARENGA, P. *et al.* Sewage sludge, compost and other representative organic wastes as agricultural soil amendments: benefits versus limiting factors. **Waste Management**, v. 40, p. 44-52, 2015.
- ANDA. Associação Nacional para Difusão de Adubos. Setor de Fertilizantes: Anuário Estatístico 2020. São Paulo, 2021.
- ANDA. Associação Nacional para Difusão de Adubos. Pesquisa Setorial. Disponível em: http://anda.org.br/pesquisa_setorial. Acesso em: 02 jul. 2023.
- ANDREOLA, F.; COSTA, L. M.; MENDONÇA, E. S.; OLSZEWSKI, N. Propriedades químicas de uma terra roxa estruturada influenciadas pela cobertura vegetal de inverno e pela adubação orgânica e mineral. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 24, p. 609-620, 2000.
- ANVISA. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Instrução Normativa (IN) nº 88, de 26 de março de 2021. Limites máximos tolerados (LMT) para contaminantes em alimentos. 2021.
- ARAÚJO, N. L. *et al.* Produção de biomassa micelial e enzimas lignocelulolíticas de *Pleurotus* spp. em meio de cultivo líquido. **Research, Society and Development**, v. 10, n. 1, p., 2021.
- ARQUERO, O.; BARRANCO, D.; BENLLOCH, M. Potassium starvation increases stomatal conductance in olive trees. **HortScience**, v. 41, n. 2, p. 433-436, 2006.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT-NBR 10007**: procedimentos para amostragem de resíduos. Rio de Janeiro: ABNT, 2004. 25 p.
- AWASTHI, M. K. *et al.* Co-composting of gelatin industry sludge combined with organic fraction of municipal solid waste and poultry waste employing zeolite mixed with enriched nitrifying bacterial consortium. **Bioresour. Technol**, v. 213, p. 183–189, 2016.

- AYELE, H. S.; ATLABACHEW, M. Review of characterization, factors, impacts, and solutions of lake eutrophication: lesson for lake Tana, Ethiopia. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, p. 1-20, 2021.
- BARROS, J. Fertilidade do solo e Nutrição das plantas. 2020. Disponível em: <http://hdl.handle.net/10174/28120>. Acesso em: 20 mar. 2024.
- BATISTA, L. F. **Lodos gerados nas estações de tratamento de esgotos no distrito federal: um estudo de sua aptidão para o condicionamento, utilização e disposição final**. 2015. 197 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos). Universidade de Brasília, Brasília, 2015.
- BAUER, T.; EKMAN, L.; ANDREAS, L.; LAGERKVIST, A. Effects of the different implementation of legislation relating to sewage sludge disposal in the EU. **Detritus**, v. 10, p. 92-99, 2020.
- BEGHIN, J. C.; NOGUEIRA, L. A perfect storm in fertilizer markets. **CAP Series**, n. 21 - 1107, 2021. Disponível em: <https://cap.unl.edu/publications/2021/pub-21-1107-perfect-storm-fertilizer-markets.pdf>. Acesso em: 3 nov. 2022.
- BETTIOL W.; CAMARGO O. Lodo de esgoto impactos ambientais na agricultura. In: BETTIOL W.; CAMARGO O. (ed). **A disposição de lodo de esgoto em solo agrícola**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2006. p. 25-35.
- BEZERRA, F. B. *et al.* Lodo de esgoto em revegetação de área degradada. **Pesquisa agropecuária brasileira**, v. 41, p. 469-476, 2006.
- BITENCOURT, G. A. **Caracterização ecotoxicológica de lodo gerado em estação de tratamento de água**. 2016. Tese (Doutorado em Ciência) - Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2016.
- BITENCOURT, G. A.; APOLARI J. P. A.; SOUZA, G.; MONTEIRO, R. T. R. Lodo gerado em Estação de Tratamento de Água: Avaliação preliminar da toxicidade em plantas de milho. **Scientia Plena**, v. 16, n. 12, 2020b.
- BITENCOURT, G. A.; SOUZA, G.; FRAZÃO, J. J.; APOLARI J. P. A.; MONTEIRO, R. T. R. Uso do lodo de ETA no crescimento de feijão guandu e milheto. **Rev. Biol. Ciên. Terra**, v. 20, n. 1, p. 10-16, 2020a.
- BLANDINO, M., REYNERI, A. Effect of fungicide and foliar fertilizer application to winter wheat at anthesis on flag leaf senescence, grain yield, flour bread-making quality and DON contamination. **European Journal of Agronomy**, v. 30, n. 4, p. 275-282, 2009.

- BONA, F. D.; MORI, C.; WIETHÖLTER, S. Manejo nutricional da cultura do trigo. **Informações Agrônomicas**, n. 154, p. 1-16, 2016.
- BRAGA, R. R., *et al.* Atividade microbiana de solos contaminados com picloram e cultivados com *Urochloa brizantha*. Goiânia: **Centro Científico Conhecer**, v. 9, n. 17, 2013. CARDOSO, E. J. B. N; ANDREOTE, F. D. **Microbiologia do solo**. 2a ed. Piracicaba: ESALQ, 2016.
- BRANDANI, C. B.; KÜHL, A. S.; ILARIO, V. E.; PITOMBO, L. M.; FERREIRA-FILHO, P. J.; PEREIRA, E. A.; CARMO, J. B. D. Nutritional evaluation of Guanandi seedlings fertilized with sewage sludge. **Bragantia**, v. 78, n. 2, p. 253-263, 2019.
- BADHWAR, V. K.; SINGH, S.; SINGH, B. Biotransformation of industrial wastes for nutrient rich vermicompost—a review of the bioconversion process by earthworms. **Sustainable Development Through Engineering Innovations: Select Proceedings of SDEI 2020**, p. 257-265, 2021.
- BRASIL. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução nº 498, de 21 de agosto de 2020. Brasília, DF: CONAMA, 2020a.
- BRASIL. Plano Nacional de Saneamento Básico. Brasília: [s. n.], 2020. Disponível em: <https://www.gov.br/mdr/pt-br/assuntos/saneamento/plansab>. Acesso em: 28 jun. 2023b.
- BRASIL. Política Nacional de Resíduos Sólidos. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010 Presidência da República, Departamento da Casa Civil. Brasília, 2010.
- BRIEDIS, C.; RAMOS, F. S.; FERREIRA, A. O.; SÁ, J. C. M. Efeito primário e residual de resíduos orgânicos de abatedouro de aves e suínos na produtividade do trigo. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 6, n. 2, p. 221-226, 2012.
- CALDEIRA, M. V. W.; ROSA, G. N.; FENILLI, T. A. B.; HARBS, R. M. P. Composto orgânico na produção de mudas de aroeira vermelha. **Scientia Agraria**, v.9, n.1, p.27-33, 2008.
- CALIGARIS, B. S. A. *et al.* A importância do Plano Nacional de Fertilizantes para o futuro do agronegócio e do Brasil. **Revista de Política Agrícola**, v. 31, n. 1, p. 3, 2022.
- CAJTHAML, T. Biodegradation of endocrine-disrupting compounds by ligninolytic fungi: mechanisms involved in the degradation. **Environ Microbiol**, v. 17, n. 12, p. 4822 - 4834, 2015.

- CARNEIRO, D. A.; GARIGLIO, L. P. A biorremediação como ferramenta para a descontaminação de ambientes terrestres e aquáticos. **Revista Tecer-Belo Horizonte**, v. 3, n. 4, 2010.
- CARVALHO, C. S. *et al.* Composição química da matéria orgânica de lodos de esgoto. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 10, n. 3, p. 413-419, 2015.
- CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Qualidade das águas superficiais do Estado de São Paulo 2018**. São Paulo: CETESB, 2019, 289p.
- CHEN, G. *et al.* Environmental, energy, and economic analysis of integrated treatment of municipal solid waste and sewage sludge: A case study in China. **Science of The Total Environment**, v. 647, p. 1433–1443, 2019.
- CHEN, T.; ZHANG, S.; YUAN, Z. Adoption of solid organic waste composting products: A critical review. **Journal of Cleaner Production**, v. 272, p. 1 - 10, 2020.
- COLLA, T. S. **Avaliação da biorremediação de solo contaminado pela mistura B10 por consórcio bacteriano**. 2012. 150 p. Dissertação (Mestrado em Microbiologia Agrícola e do Ambiente). Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2012.
- CONAB - COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO. Trigo maio de 2023. Disponível em: file:///C:/Users/nb/Downloads/Trigo-Analise-Mensal-Maio-2023%20(1).pdf. Acesso em: 08 jul. 2023.
- CPRM - SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL. MAPA DA FERTILIDADE DO SOLO DO BRASIL. Disponível em: <<https://geoportal.cprm.gov.br/pronasolos>>. Acesso em: 02 jul. 2023.
- DANE, J. H.; TOPP, C. G. (ed.). **Métodos de análisis de suelos, Parte 4: Métodos físicos**. Soil Science Society of America, 2002.
- DEBAEKE, P.; ROUET, P.; JUSTES, E. Relationship between the normalized SPAD index and the nitrogen nutrition index: application to Durum Wheat. **Journal of Plant Nutrition**, New York, v. 29; p. 75-92, 2006.
- DIVITO, G. A.; CORRENDO, A. A.; GARCÍA, F. O. Capítulo VI: La nutrición del cultivo de trigo. In: ABADIA, B. *et al.* (ed.). **Manual del cultivo de trigo**. Acassuso: International Plant Nutrition Institute, 2017. p. 67-84.

- DOMICIANO, G. P. *et al.* Alterações na fotossíntese de plantas infectadas por fitopatógenos. **Revisão Anual de Patologia de Plantas**, v. 17, n. 1, p. 305-339, 2009.
- EID, E. M. *et al.* Evaluation of the potential of sewage sludge as a valuable fertilizer for wheat (*Triticum aestivum* L.) crops. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, n. 1, p. 392 - 401, 2019.
- EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Brasil pode superar a Índia em 2023 na produção de grãos. (2022). Disponível em: <<https://www.embrapa.br/busca-de-noticias/-/noticia/73611968/brasil-pode-superar-a-india-em-2023-na-producao-de-graos>>. Acesso em: 03 jul. 2023.
- FAO. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Fatores de manejo. Disponível em: <[https://www.fao.org/3/X8234S/x8234s09.htm#:~:text=Nutrici%C3%B3n%20mineral&text=Para%20un%20buen%20crecimiento%20el,\)y%20azufre%20\(S\)>](https://www.fao.org/3/X8234S/x8234s09.htm#:~:text=Nutrici%C3%B3n%20mineral&text=Para%20un%20buen%20crecimiento%20el,)y%20azufre%20(S)>)>. Acesso em: 12 set. 2023.
- FIJALKOWSKI, K.; RORAT, A.; GROBELAK, A.; KACPRZAK, M. J. The presence of contaminations in sewage sludge -the current situation. **Journal of Environmental Management**, v. 203, p. 1126-1136, 2017.
- FRANCO, N. M. *et al.* Biodegradability of water treatment sludge influenced by sewage sludge, focusing its use in agriculture as soil conditioner. **International Journal of Environmental Science and Technology**, 2021.
- GAO, N.; KAMRAN, K.; QUAN, C.; WILLIAMS, P. T. Thermochemical conversion of sewage sludge: a critical review. **Progress in Energy and Combustion Science**, v. 79, p. 100-843, 2020.
- GONÇALVES, M. M. C *et al.* Phytotoxicity and cytogenotoxicity of composted tannery sludge. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 27, p. 34495-34502, 2020.
- GUIDONI, L. L. C.; MARQUES, R. V.; MONCKS, R. B.; BOTELHO, F. T.; DA PAZ, M. F. CORRÊA, L. B.; CORRÊA, É. K. Home composting using different ratios of bulking agent to food waste. **Journal of environmental management**, v. 207, p. 141-150, 2018.
- HAIDONG, H. *et al.* Characterization of dissolved organic matter in reclaimed wastewater supplying urban rivers with a special focus on dissolved organic nitrogen: A seasonal study. **Environmental Pollution**, v. 265, p. 114959, 2020.

- HARMSSEN, J. Possibilities and limitations of landfarming for cleaning contaminated sites. In: HINCHEE, R.E.; OLFENBUTTEL, R.F. (ed.), **On-site Bio-remediation: Processes for Xenobiotic and Hydrocarbon Treatment**. Butterworth-Heinemann. London, 1991.
- HIMANI, M.; SIDDHARDHA, B. (2019). Use of microbial biofertilizers technology in agro-environmental sustainability. **En New and Future Developments in Microbial Biotechnology and Bioengineering**, p. 199-211, 2019.
- HONGYU, K. **Distribuição empírica dos autovalores associados à matriz de interação dos modelos AMMI pelo método bootstrap não-paramétrico**. 2012. Dissertação (Mestrado em Ciências). Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2012.
- HONGYU, K. **Comparação do GGE- biplot ponderado e AMMI-ponderado com outros modelos de interação genótipo × ambiente**. 2015. Tese (Doutorado em Estatística e Experimentação Agronômica). Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2015.
- HUANG, W.; JIANG, L. Efficiency performance of fertilizer use in arable agricultural production in China. **China Agricultural Economic Review**, v. 11, n. 1, p. 52-69, 2019.
- IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Produção Agrícola -Lavoura Temporária. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pesquisa/14/10386>>. Acesso em: 12 set. 2023.
- ILSTEDT U, NORDGREN A, MALMER A. Optimum soil water for soil respiration before and after amendment with glucose in humid tropical Acrisols and a boreal mor layer. **Soil Biol Biochem**, v. 32, p. 1591–1599, 2000.
- IWAKI, George. Destinação final de lodos de ETAs e ETEs. Portal tratamento de Água, 2018.
- JIN, S. H.; HUANG, J. Q.; LI, X. Q.; ZHENG, B. S.; WU, J. S.; WANG, Z. J.; CHEN, M. Effects of potassium supply on limitations of photosynthesis by mesophyll diffusion conductance in *Carya cathayensis*. **Tree physiology**, v. 31, n. 10, p. 1142-1151, 2011.
- JIANG, J. *et al.* Exploring the mechanisms of organic matter degradation and methane emission during sewage sludge composting with added vesuvianite: Insights into the prediction of microbial metabolic function and enzymatic activity. **Bioresource Technology**, v. 286, p. 121397, 2019.

- JOHNSON, R.A.; WICHERN, D.W. **Applied multivariate statistical analysis** **Madison: Prentice Hall International**. 6a ed. New jersey: Pearson prentice hall, 1998.
- KACPRZAK, M.; NECZAJ, E.; FIJAŁKOWSKI, K.; GROBELAK, A.; GROSSER, A.; WORWAG, M.; SINGH, B. R. Sewage sludge disposal strategies for sustainable development. **Environmental research**, v. 156, p. 39-46, 2017.
- KAISER, H. F. The varimax criterion for analytic rotation in fator analysis. **Psychometrika**, v.23, p.187-200, 1958.
- KÄMPF, A. N. **Produção comercial de plantas ornamentais**. 2a ed. Guaíba: Agro Livros, 2005.
- KRASILNIKOV, P.; TABOADA, M.; AMANULLAH. Fertilizer use, soil health and agricultural sustainability. **Agriculture**, v. 12, n. 4, p. 462, 2022.
- KRATKA, P. C.; CORREIA, C. R. M. Crescimento inicial de aroeira do sertão (*Myracrodruon urundeuva* Allemão) em diferentes substratos. **Revista Árvore**, v. 39, p. 551-559, 2015.
- KREJCIRIKOVA, B.; OTTOSEN, L. M.; KIRKELUND, G. M.; RODE, C.; PEUHKURI, R. Characterization of sewage sludge ash and its effect on moisture physics of mortar. **Journal of Building Engineering**, v. 21, p. 396-403, 2019.
- KUMMER, A. C. B.; GRASSI FILHO, H.; LOBO, T. F.; LIMA, R. A. de S.; PUTTI, F. F. Parâmetros biométricos de trigo na terceira aplicação de lodo de esgoto compostado e irrigação com água residuária. **Holos Environment**, v. 17, n. 1, p. 53-65, 2017.
- KUMMER, A. C. B. **Efeito de efluente de esgoto tratado e lodo de esgoto compostado no solo e nas culturas de trigo e soja**. 2013. Tese (Doutorado em Agronomia) - Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2013.
- LACERDA, F.; NAVONI, J. A.; AMARAL, V. S. do. **Biorremediação: educação em saúde e alternativas à poluição ambiental**. Natal: IFRN, 2019. 80 p.
- LISHA, X.; TAO, L.; YIN W.; ZHILONG, Y.; JIANGFU, L. Comparative life cycle assessment of sludge management: a case study of Xiamen, China. **Journal of Cleaner Production**, v. 192, p. 354-363, 2018.
- LOBO, T. F. **Manejo de lodo de esgoto em rotações de culturas no sistema de plantio direto**. 2010. Tese (Doutorado em Agronomia) - Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2010.

- LOBO, T.F.; GRASSI FILHO, H.; BULL, L. T.; SOUZA, F. L. P. Manejos de nitrogênio e do lodo de esgoto na cultura do trigo. **Colloquium Agrariae**, v. 14, n. 1, p. 58-66, 2018.
- LOBO, T. F.; GRASSI FILHO, H.; KUMMER, A. CB. Aplicações sucessivas de lodo de esgoto no girassol e efeito residual no trigo e triticale. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 18, p. 881-886, 2014.
- LONG, S. P.; HALLGREN, J. E. Medición de la asimilación de CO₂ por las plantas en el campo y el laboratorio. In: LONG, J. O. M.; COOMBS, D. O.; HALL, S. P (ed). **Técnicas en fotosíntesis y bioproductividad**. México: Futura SA, 1988, p. 52-77.
- LOPES, J. C.; RIBEIRO, L. G.; ARAÚJO, M. G. D.; BERALDO, M. R. Produção de alface com doses de lodo de esgoto. **Horticultura Brasileira**, v. 23, p. 143-147, 2005.
- MAPA (Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento). Manual de métodos analíticos oficiais para fertilizantes e corretivos. Brasil. 2017. Disponível em: https://www.gov.br/manual-de-metodos_2017_isbn-978-85-7991-109-5.pdf. Acesso em: 06 mar. 2024.
- MARTÍNEZ-DE LA CERDA, J. *et al.* Efecto residual del lodo en trigo (*Triticum spp.* L.): (con 2 cuadros). **Phyton (Buenos Aires)**, v. 73, p. 237-242, 2004.
- MARTINS, C. A. da C.; DOS SANTOS, F. S.; PORTZ, A.; DOS SANTOS, A. M. Initial development of maize (*Zea mays* L.) in substrate with composted sewage sludge. **Brazilian Journal of Environmental Sciences (RBCIAMB)**, Rio de Janeiro, n. 48, p. 69–79, 2018.
- MATEO-SAGASTA, J.; RASCHID-SALLY L.; THEBO, A. Global wastewater and sludge production, treatment and use. In: DRECHSEL, P.; QADIR, M.; WICHELNS, D. **Wastewater**, p. 15 - 38, 2015.
- MAZZEO, D. E. C. *et al.* Endocrine disrupting activity in sewage sludge: screening method, microbial succession and cost-effective strategy for detoxification. **Journal of Environmental Management**, v. 330, p. 117-207, 2023.
- MAZZEO, D. E. C.; FERNANDES, T. C. C.; LEVY, C. E.; FONTANETTI, C. S.; MARIN-MORALES, M.A. Monitoring the natural attenuation of a sewage sludge toxicity using the *Allium cepa* test. **Ecological Indicators**, v. 56, p. 60-69, 2015.
- MAZEO, D. E. C.; FERNANDES, T. C. C.; MARIN-MORALES, M. A. (2016). 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, 2016.
- MAZZEO, D. E. C.; MISOVIC, A.; OLIVEIRA, F. A.; LEVY, C. E.; OEHLMANN, J.; MARCHI, M. R. R. Effects of biostimulation by sugarcane bagasse and coffee grounds on sewage sludges, focusing agricultural use: microbial characterization, respirometric assessment and toxicity reduction. **Waste Management**, v. 118, p. 110-121, 2020.
- MEDEIROS, S. S.; SOARES, A. A.; FERREIRA, P. A.; NEVES, J. C. L.; SOUZA, J. A. A. Utilização de água residuária de origem doméstica na agricultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 12, p. 109-115, 2008.
- MENA, E. *et al.* Bioremediation of Sewage Sludge by Composting. **Communications In Soil Science And Plant Analysis**, v. 34, n. 7-8, p. 957-971, abr. 2003.
- MENEZES, R. S. C.; SALCEDO, I. H. Mineralização de N após incorporação de adubos orgânicos em um Neossolo Regolítico cultivado com milho. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 11, p. 361-367, 2007.
- MESSIAS, A. S. *et al.* Avaliação da mobilidade de micronutrientes em solo tratado com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Gestão e Desenvolvimento Regional**, v. 3, n. 3, 2007.
- MOLINA-BARAHONA, L.; RODRÍGUEZ-VÁZQUEZ, R.; HERNÁNDEZVELASCO, M.; VEJA-JARQUÍN, C.; ZAPARA-PÉREZ, O.; MENDOZA-CANTÚ, A.; ALBORES, A. Diesel removal from contaminated soils by biostimulation and supplementation with crop residues. **Applied Soil Ecology**, v. 27, p. 165-175, 2004.
- MUTER, O.; INGUS, P.; SELGA, T.; BERZINS, A.; GUDRA, D.; RADOVICA-SPALVINA.; IBARTKEVICS, V. Removal of pharmaceuticals from municipal wastewaters at laboratory scale by treatment with activated sludge and biostimulation. **Science of The Total Environment**, v.584, p. 402-413, 2017.
- NASCIMENTO, C. D.; BARROS, D. A. S.; MELO, E. D.; OLIVEIRA, A. D. Alterações químicas em solos e crescimento de milho e feijoeiro após aplicação de lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, p. 385-392, 2004.

- NAVA S., T.; LARQUÉ-SAAVEDRA, A. Fotosíntesis y transpiración de *Solanum cardiophyllum* Lindl. y *S. tuberosum* L. *Agrociencia. Serie Fitociencia*, v. 1, n. 1, p. 27-50, 1990.
- NTOUGIAS, S. *et al.* Biodegradation and detoxification of olive mill wastewater by selected strains of the mushroom genera *Ganoderma* and *Pleurotus*. **Chemosphere**, v. 88, n. 5, p. 620-626, 2012.
- ODIMEGWU, T. C. *et al.* Review on different beneficial ways of applying alum sludge in a sustainable disposal manner. **Civil Engineering Journal**, v. 4, n. 9, p. 2230-2241, 2018.
- 14th International Congress of Soil Science, Kyoto, Japan, August 1990, 4 (1990) 216-221
- OLIVEIRA, M. K. T.; OLIVEIRA, F. A.; MEDEIROS, J. F.; LIMA, C. J.G. S.; GUIMARÃES, I. P. Desenvolvimento inicial da mamoneira sob diferentes fontes e doses de matéria orgânica. **Revista Caatinga**, v. 22, n. 1, p. 206-211, 2009.
- OLIVEIRA, M. P.; MALAGOLLI, G. A.; CELLA, D. Mercado de fertilizantes: dependência de importações do Brasil. **Revista Interface Tecnológica**, v. 16, n. 1, p. 489-498, 2019.
- PAES, L. J. de S.; FERREIRA-SANTOS, J.; DIAS, E. H. O. Utilização agrícola de biossólidos: análise crítica da resolução CONAMA N° 498/2020. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales. Investigación, desarrollo y práctica**, v. 16, n. 2, p. 439-455, 2023.
- PAWLAK, K.; KOŁODZIEJCZAK, M. The role of agriculture in ensuring food security in developing countries: considerations in the context of the problem of sustainable food production. **Sustainability**, v. 12, n. 13, p. 5488, 2020.
- PEDROZA, M. M. *et al.* Lodo de esgoto doméstico: características físicas, químicas e biológicas. **Multidebates**, v. 3, n. 2, p. 206-218, 2019.
- PEREZ-ARMENDÁRIZ, B.; LOERA-CORRAL, O.; FERNANDEZ-LINARES, L.; ESPARZA-GARCÍA, F.; RODRIGUES-VARQUES, R. Biostimulation of microorganisms from sugarcane bagasse pith for the removal of weathered hydrocarbon from soil. **Letter in Applied Microbiology**, v.38, 373-377p, 2004.
- PITTA; C. R.; ADAMI; P. F.; PELISSARI; A.; ASSMANN; T. S.; FRANCHIN; M. F.; CASSOL; L. C.; SARTOR; L. R. Year-round poultry litter decomposition and N, P, K and Ca release. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, p. 1043-1053, 2012.

- PRIAC, A.; BADOT, P. M.; CRINI, G. Treated wastewater phytotoxicity assessment using *Lactuca sativa*: focus on germination and root elongation test parameters. **Comptes Rendus Biologies**. v. 340, n. 3, p. 188-194, 2017.
- PULROLNIK, K. Transformações do carbono no solo. 2009. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/664366/1/doc264.pdf>. Acesso em: 06 mar. 2024.
- QIU, Yujia *et al.* “The Effects of Ventilation, Humidity, and Temperature on Bacterial Growth and Bacterial Genera Distribution.” **International journal of environmental research and public health**. vol. 19, n. 2, p. 215-345, 2022.
- RAIJ, B. van; ANDRADE, J.C. de; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A. **Análise Química para Avaliação da Fertilidade de Solos Tropicais**. Campinas, Instituto Agronômico, 285p. 2001.
- RAMDANI, N. *et al.* Physicochemical characterization of sewage sludge and green waste for agricultural utilization. **Environmental Technology**, v. 36, n. 12, p. 1594–1604, 2015.
- ROCA-PÉREZ, L. *et al.* Composting rice straw with sewage sludge and compost effects on the soil–plant system. **Chemosphere**, v. 75, n. 6, p. 781–787, 2009.
- RODRIGUES, P. N. F.; ROLIM, M. M.; BEZERRA NETO, E.; PEDROSA, E. M. R.; OLIVEIRA, V. S. Crescimento e composição mineral do milho em função da compactação do solo e da aplicação de composto orgânico. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 13, p. 94-99, 2009.
- ROMERO, Ferran *et al.* Humidity and high temperature are important for predicting fungal disease outbreaks worldwide. **New Phytologist**, v. 234, n. 5, p. 1553-1556, 2021.
- ROS, C. O.; SALET, R. L.; PORN, R. L.; MACHADO, J. N. C. Disponibilidade de nitrogênio e produtividade de milho e trigo com diferentes métodos de adubação nitrogenada no sistema plantio direto. **Ciência Rural**, v. 33, p. 799-804, 2003.
- SAHOTA, N. K.; SHARMA, R. Bioremediation: Harnessing Natural Forces for Solid Waste Management. In: BASKAR, C.; RAMAKRISHNA, S.; BASKAR, S.; SHARMA, R.; CHINNAPPAN, A.; SEHRAWAT, R. (ed) **Handbook of Solid Waste Management**. Singapore: Springe. 2021
- SANTOS, D. H.; SILVA, M. A.; TIRITAN, C. S.; FOLONI, J. S. S.; ECHER, F. R. Qualidade tecnológica da cana-de-açúcar sob adubação com torta de filtro

- enriquecida com fosfato solúvel. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 15, p. 443-449, 2011.
- SANTOS, E. R. **Caracterização química e microbiológica do lodo de esgoto para fins de fertilização**. 2011. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Química) - Instituto Municipal de Ensino Superior de Assis, Assis, 59 p, 2011.
- SANTOS, R. A. D. **Biodegradação de lodo de ETA e ETE avaliada mediante ensaios de toxicidade e caracterização microbiológica**. 2023. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) - Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2023.
- SAVEGNAGO, R.P., CAETANO, S.L., RAMOS, S.B., NASCIMENTO, G.B., SCHMIDT, G.S., LEDUR, M.C. MUNARI, D.P. Estimates of genetic parameters, and cluster and principal components analyses of breeding values related to egg production traits in a White Leghorn population. **Poultry Science**, v. 90, n. 10, p. 2174-2188. 2011.
- SCHRÖDER, C.; HÄFNER, F.; LARSEN, O. C.; A KRAUSE, A. Urban organic waste for urban farming: growing lettuce using vermicompost and thermophilic compost. **Agronomy**, v. 11, n. 6, p. 1-26, 2021.
- SHOU, Z. *et al.* Mitigating inhibition of undissociated volatile fatty acids (VFAs) for enhanced sludge-rice bran composting with ferric nitrate amendment. **Bioresource Technology**, v. 244, p. 672-678, 2017.
- SILVA, É. T. DA; MELO, W. J. DE.; TEIXEIRA, S. T. Chemical attributes of a degraded soil after application of water treatment sludges. **Scientia Agrícola**, v. 62, n. 6, p. 559-563, 2005.
- SILVA, L. O. C.; FONSECA, A. C.; SIVISACA, D. C. L.; SILVA, M. R.; BOAS, R. L. V.; GUERRINI, I. A. Sewage sludge compost associated to frequency of irrigation for *Peltophorum dubium* (Sprengel) Taubert seedlings production. **Floresta**, v. 50, n. 2, p. 1389-1398, 2020.
- SILVA, T. R.; MENEZES, J. F. S.; SIMON, G. A.; ASSIS, R. L.; SANTOS, C. J. L.; GOMES, G. V. Cultivo do milho e disponibilidade de P sob adubação com cama-de-frango. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 15, n. 9, p. 903–910, 2011.
- SILVA, F. C. DA. *et al.* **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes, 2009**. 2a ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2009, 627 p.

- SILVA, M. L. D. S.; VITTI, G. C.; TREVIZAM, A. R. Concentração de metais pesados em grãos de plantas cultivadas em solo com diferentes níveis de contaminação. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 42, p. 527-535, 2007.
- SNIS - SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO. **Diagnóstico temático: serviços de água e esgoto 2020**. Brasília, DF: MDR, 2021. 90 p.
- SOMMAGGIO, L. R. D. **Avaliação da possibilidade de detoxificação e utilização agrícola de lodo de esgoto, após bioestimulação, por meio de diferentes bioensaios**. Dissertação (Biologia Celular e Molecular) – Universidade Estadual Paulista. p. 112, 2016.
- SOMMAGGIO, L. R. D.; MAZZEO, D. E. C.; PAMPLONA-SILVA, M. T.; MARIN-MORALES, M. M. Evaluation of the potential agricultural use of biostimulated sewage sludge using mammalian cell culture assays. **Chemosphere**, v. 199, p. 10-15, 2018.
- SOPPER, William E. **Municipal sludge use in land reclamation**. CRC Press, 1993. Disponível em: [https://books.google.com.br/books?id=mlCtYD0p_gsC&lpg=PA1&ots=DMwD37GrEn&dq=Sopper%20WE%2C%20Municipal%20sludge%20use%20in%20land%20reclamation.%20Lewis%20Publishers.%20Washingt%2C%20D.C.%20USA%20\(1993\)&lr&hl=pt-BR&pg=PP9#v=onepage&q&f=false](https://books.google.com.br/books?id=mlCtYD0p_gsC&lpg=PA1&ots=DMwD37GrEn&dq=Sopper%20WE%2C%20Municipal%20sludge%20use%20in%20land%20reclamation.%20Lewis%20Publishers.%20Washingt%2C%20D.C.%20USA%20(1993)&lr&hl=pt-BR&pg=PP9#v=onepage&q&f=false). Acesso em: 06 mar. 2024.
- SOUZA, A. C. Z. D. **Uso sustentável do lodo de tratamento de água e esgoto: efeitos fitotóxicos, genotóxicos e possibilidade de uso antes e depois da biorremediação**. Dissertação (Biologia Celular e Molecular) – Universidade Estadual Paulista. p. 158, 2021.
- SOUZA, A.C.Z., SANTOS, J.E., MARIN-MORALES, M.A. *et al.* Ecotoxicological aspects and environmental implications of the use of water and sewage treatment sludges. **Int. J. Environ. Sci. Technol**, v. 21, p. 3527-3552, 2024.
- SOUZA, T.S., HENCKLEIN, F.A., ANGELIS, D.F., GONÇALVES, R.A., FONTANETTI, C.S. The *Allium cepa* bioassay to evaluate landfarming soil, before and after the addition of rice hulls to accelerate organic pollutants biodegradation. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 72, n. 5, p. 1363-1368, 2009.
- STEVENSON, F. J. **Humus chemistry: genesis, composition, reactions**. 2 ed. New York: Wiley, 1994. 496p.

- STOWE, Dennis W. *et al.* Long Term Biosolids Research on Dryland Wheat Farms. In: **Residuals and Biosolids Conference 2001**. Water Environment Federation, 2001. p. 978-999.
- SUTHAR, S. Pilot-scale vermireactors for sewage sludge stabilization and metal remediation process: Comparison with small-scale vermireactors. **Ecological Engineering**, v. 36, p. 703-712, 2010.
- TEIXEIRA FILHO, M. C. M. *et al.* Resposta de cultivares de trigo irrigados por aspersão ao nitrogênio em cobertura na região do Cerrado. **Acta Scientiarum Agronomy**, v.29, n.3, p.421-425, 2007.
- TENNANT, D. A test of a modified line intersect method of estimating root length. **Journal of Applied Ecology**, v. 63, p. 995-1001, 1975.
- TEOH, S. K.; LI, L. Y. Feasibility of alternative sewage sludge treatment methods from a lifecycle assessment (LCA) perspective. **Journal Of Cleaner Production**, v. 247, p. 119-495, 2020.
- TIQUIA, S. M. Reduction of compost phytotoxicity during the process of decomposition. **Chemosphere**, v. 79, n. 5, p. 506-512, 2010.
- USEPA (US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY). Method 6010C– Inductively Coupled Plasma – Atomic Emission Spectrometry. 2007. Disponível em: http://www.epa.gov/epaoswer/hazwaste/test/6_series.htm. Acesso em: 06 mar. 2024.
- USEPA (US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY). **Land application of biosolids (Process Design Manual)**. Technomic Publishing Co. Inc. Lancaster, Pennsylvania, USA.1995
- USEPA (US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY). **Ecological effects test guidelines (OPPTS 850.4200): seed germination/root elongation toxicity test public draft**. 1996.
- VASUDEVAN, N.; RAJARAM, P. Bioremediation of oil sludge contaminated soil. **Environmental international**, v.26, n. 5-6, p. 409-411, 2001.
- VELOSO, A. *et al.* **Manual de fertilização das culturas**. 3 ed. Lisboa: INIAV- Instituto Nacional de Investigação Agrária e Veterinária, I.P., 2022.
- VIANA, E. M. **Interação de nitrogênio e potássio na nutrição, no teor de clorofila e na atividade da redutase do nitrato de plantas de trigo**. Dissertação (Agronomia) – Universidade de São Paulo. p. 96, 2007

- VINCIGUERRA, T. C.; SZYMCZAK, D. A.; DO PRADO, N. V. Produção de mudas de *Bauhinia forficata* Link com adição de lodo de esgoto compostado. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, v. 16, n. 1, p. 1-13, 2023.
- WANG, K.; MAO, H.; LI, X. Functional characteristics and influence factors of microbial community in sewage sludge composting with inorganic bulking agent. **Bioresource Technology**, v. 249, p. 527-535, 2018.
- WANG, Y.; VILLAMIL, M. B.; DAVIDSON, P. C.; AKDENIZ, N. A. Quantitative understanding of the role of co-composted biochar in plant growth using meta-analysis. **Science Total Environ.** v. 685, p. 741–752, 2019.
- WANG, Z. B. *et al.* Comparison of greenhouse gas emissions of chemical fertilizer types in China's crop production. **Journal of Cleaner Production**, v. 141, p. 1267-1274, 2017a.
- Wang, S., Wu, W., Liu, F. *et al.* Accumulation of heavy metals in soil-crop systems: a review for wheat and corn. **Environ Science Pollution Research**, v. 24, p. 15209–15225, 2017b.
- YE, L. *et al.* Bio-organic fertilizer with reduced rates of chemical fertilization improves soil fertility and enhances tomato yield and quality. **Scientific reports**, v. 10, p. 1-11, 2020.
- YOSHIDA, F. A.; STOLF, R. Mapeamento digital de atributos e classes de solos da UFSCar- Araras/SP. **Revista Ciência, Tecnologia & Ambiente**, v. 3, n. 1, p. 1-11, 2016.
- ZABOTTO, A. R.; KÜHN, I. E.; BROETTO, F.; OLIVEIRA, D. P. F.; RUIZ, A. M. M.; ANDRADE, T. C. O.; ZUÑIGA, E. A. Lodo de esgoto: características nutricionais e efeitos da utilização no solo. In: RAMOS, E. G.; ZUÑIGA, E.A.; MACHUCA, L. M. **Estresse das plantas cultivadas & protocolos de análise**. Botucatu: FEPAF, p. 42-50, 2018.
- ZHANG, Y. *et al.* Optimizing phosphate fertilizer application to reduce nutrient loss in a mustard (*Brassica juncea* var. *tumida*)-maize (*Zea mays* L.) rotation system in three gorges reservoir area. **Soil and Tillage Research**, v. 190, p. 78-85, 2019.
- ZUBA JUNIO, G. R.; SAMPAIO, R. A.; SANTOS, G. B.; NASCIMENTO, A. L.; PRATES, F. B. D. S.; FERNANDES, L. A. Metais pesados em milho fertilizado com fosfato natural e composto de lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 15, p. 1082-1088, 2011.

APÊNDICE

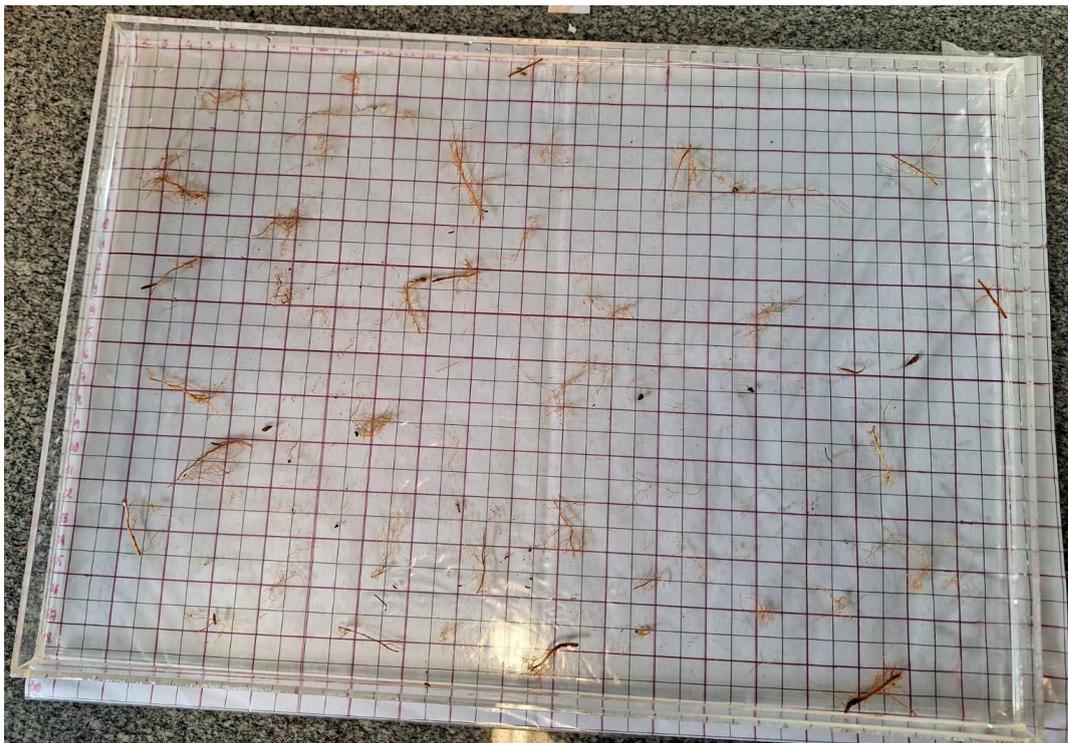


Figura 1. Medição de comprimento de raiz do trigo calculado pela fórmula (Tennant, 1975).

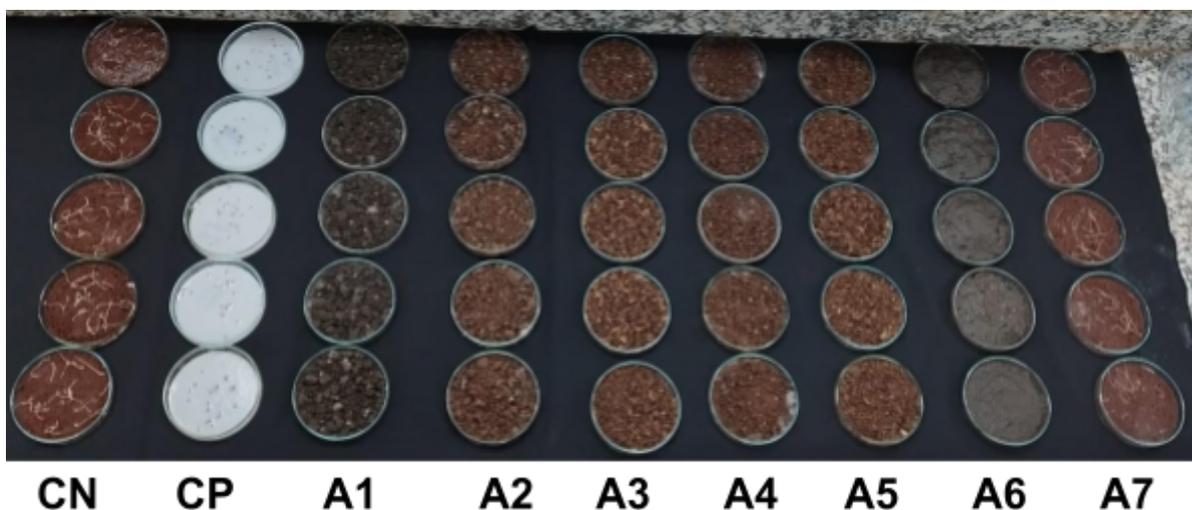


Figura 2. Ensaio de fitotoxicidade com *L. sativa* das amostras de LE. **CN:** Controle Negativo; **CP:** Controle Positivo; **A1:** LE; **A2:** LE+S; **A3:** LE+S+CA; **A4:** LE+S+PL; **A5:** LE+S+CA+PL; **A6:** LE *in natura*; **A7:** Solo do experimento.