

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO TECNOLÓGICO
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL
CURSO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL

Lucas Galvan Milioli

Riscos associados ao reciclo de dejetos humanos como fertilizante: contaminação de águas subterrâneas e toxicidade às plantas.

Florianópolis

2022

Lucas Galvan Milioli

Riscos associados ao reciclo de dejetos humanos como fertilizante: contaminação de águas subterrâneas e toxicidade às plantas.

Trabalho Conclusão do Curso de Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental do Centro Tecnológico da Universidade Federal de Santa Catarina como requisito para a obtenção do título de Bacharel Engenharia Sanitária em Ambiental
Orientadora: Eng. Fernanda D. Gonçalves Ferreira, M.Sc

Florianópolis

2022

Ficha de identificação da obra

Milioli, Lucas Galvan

Riscos associados ao reciclo de dejetos humanos como fertilizante : contaminação de águas subterrâneas e toxicidade às plantas / Lucas Galvan Milioli ; orientadora, Fernanda Daniela Gonçalves Ferreira , 2022.

71 p.

Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico, Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental, Florianópolis, 2022.

Inclui referências.

1. Engenharia Sanitária e Ambiental. 2. Biofertilizantes. 3. Saneamento ecológico. 4. Lixiviação de patógenos. 5. Fitotoxicidade. I. , Fernanda Daniela Gonçalves Ferreira. II. Universidade Federal de Santa Catarina. Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental. III. Título.

Lucas Galvan Milioli

Riscos associados ao reciclo de dejetos humanos como fertilizante: contaminação de águas subterrâneas e toxicidade às plantas.

Este Trabalho Conclusão de Curso foi julgado adequado para obtenção do Título de “Bacharel” e aprovado em sua forma final pelo Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental

Florianópolis, 28 de julho de 2022.

Prof^a. Maria Elisa Magri, Dr^a.
Coordenadora do Curso

Banca Examinadora:

Eng. Fernanda D. Gonçalves Ferreira, M.Sc.
Orientadora
Universidade Federal de Santa Catarina

Eng. Priscila Carlon, M.Sc.
Avaliadora
Universidade Federal de Santa Catarina

Eng. Felipe Ogliari Bandeira, M.Sc.
Avaliador
Universidade Federal de Santa Catarina

Este trabalho é dedicado à minha vó Laide, de seu neto número 1.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a todos que de alguma maneira me ajudaram a chegar até aqui. Em especial, gostaria de agradecer aos meus pais, Paulo Roberto Milioli e Lurdete T. S. Galvan, por tudo (menos as broncas), não existem palavras que expressem tamanha a minha gratidão a vocês. Ao meu avô e avó número 1, Zeferino e Maria Laide Milioli (*in memoriam*), por todo amor e carinho e por me mimar como se devem aos avós. Às minhas tias Bárbara e Sílvia Milioli e a minha tia avó Tatinha Pereira (*in memoriam*), pelo apoio em momentos difíceis. Aos meus avós Irineu e Voli Galvan e minha madrinha Alice Galvan, que sempre torceram por mim. Ao meu irmão Vitor Galvan Milioli, por me mostrar que a vida é melhor quando temos com quem compartilhar. Representando a todos os amigos e em especial aos que a academia me presenteou, um irmão que a UFSC me deu, Jonathan Machado, pela grande amizade e parceria inabalável. Não poderia deixar de agradecer aos colegas e amigos de curso, que sem eles esse trabalho não seria possível. À minha amiga e coorientadora, e agora orientadora, Fernanda D. Gonçalves Ferreira, pelos ensinamentos e pela cobrança para que este trabalho de fato saísse. À Professora Maria Elisa Magri, pela oportunidade. Por fim, também fica aqui meu singelo agradecimento aos colegas e amigos dos estágios na CASAN, TJ/SC e grupo RReSSa, aos professores da graduação e à Universidade Federal de Santa Catarina, universidade pública e gratuita, referência em qualidade de ensino.

A todos vocês, o meu muito obrigado!

“Não nos atrevemos a muitas coisas porque são difíceis, mas são difíceis porque não nos atrevemos a fazê-las” (SÊNECA)

RESUMO

Encontrar maneiras de alimentar uma população crescente e, ao mesmo tempo, reduzir os impactos ambientais e sociais é um grande desafio global. O reconhecimento dos excrementos humanos como um recurso, e não como um resíduo, é um dos pilares do saneamento ecológico. Dessa maneira, conhecer os riscos envolvidos e dispor de tecnologias que permitam o reúso seguro das excretas humanas na agricultura é fundamental. Nesse sentido, este trabalho buscou avaliar os riscos associados ao reciclo de fezes humanas na agricultura nos termos da contaminação microbiológica de águas subterrâneas, bem como da toxicidade às plantas. Para tanto, foi realizado um experimento de lisímetro com cultivo de hortaliças utilizando como fertilizante as fezes humanas co-compostadas, como também realizado um bioensaio de toxicidade às plantas com o biofertilizante em questão. Como resultados, o líquido percolado pelos lisímetros apresentou contaminação por *Escherichia coli* na 5ª e última semana em 2 unidades experimentais ($7,00 \times 10^2$ UFC.g⁻¹ e $1,00 \times 10^2$ UFC.g⁻¹), porém não apresentou contaminação pelo microrganismo do gênero *Salmonella*. Quanto a fitotoxicidade do biofertilizante, as fezes co-compostadas apresentaram índice de germinação (IG) de 0,00 %, 10,27 % e 66,55 % para as concentrações de 50 %, 25 % e 10 % respectivamente. Não foi possível avaliar correlação entre nível de contaminação do biofertilizante e o processo de lixiviação. Recomenda-se novos testes de lixiviação nos lisímetros, como também um bioensaio com concentrações mais baixas de biofertilizante.

Palavras-chave: Biofertilizantes. Excretas humanas. Saneamento ecológico. Lixiviação de patógenos. Fitotoxicidade.

ABSTRACT

Finding ways to feed a growing population while reducing environmental and social impacts is a major global challenge. Recognition of human excreta as a resource rather than waste is one of the pillars of ecological sanitation. In this way, knowing the risks involved and having technologies that allow the safe reuse of human excreta in agriculture is essential. In this sense, this work sought to evaluate the risks associated with the recycling of human feces in agriculture in terms of microbiological contamination of groundwater, as well as toxicity to plants. For that, a lysimeter experiment was carried out with the cultivation of vegetables using co-composted human feces as fertilizer, as well as a bioassay of toxicity to plants with the biofertilizer in question. As a result, the liquid percolated through the lysimeters showed contamination by *Escherichia coli* in the 5th and last week in 2 experimental units (7.00×10^2 CFU.g⁻¹ and 1.00×10^2 CFU.g⁻¹), but did not show contamination by the microorganism of the genus *Salmonella*. As for the phytotoxicity of the biofertilizer, the co-composted feces showed a germination index (GI) of 0.00%, 10.27% and 66.55% for concentrations of 50%, 25% and 10% respectively. It was not possible to evaluate the correlation between the level of contamination of the biofertilizer and the leaching process. Further leaching tests on the lysimeters are recommended, as well as a bioassay with lower concentrations of biofertilizer.

Keywords: Biofertilizers. Human excreta. Ecological sanitation. Leaching of pathogens. Phytotoxicity.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Esquema da circulação dos nutrientes no saneamento ecológico.	19
Figura 2 - Esquema de banheiro seco.	22
Figura 3 - Banheiro seco segregador localizado no CETRE composto por (a) cabine, (b) vaso segregador, (c) coletor.	23
Figura 4 - Banheiro Seco e bombonas de coleta.	28
Figura 5 - Montagem das leiras de co-compostagem, (a) Lona de impermeabilização, (b) galhos para aeração, (c) “cama” de maravalha, (d) resíduos orgânicos, (e) fezes, (f) cobertura de maravalha, (g) teto de palha, (h) sombrite de cobertura.	29
Figura 6 - Pátio de compostagem.	31
Figura 7 - Material biofertilizante co-compostado.	32
Figura 8 - Área Experimental.	33
Figura 9 - Configuração experimental.	34
Figura 10 - Corte lateral e vista superior do lisímetro.	35
Figura 11 - Vista panorâmica da área experimental com destaque as bombonas de coleta do lixiviado na vala lateral.	35
Figura 12 - Projeto de drenagem.	36
Figura 13 - Construção dos lisímetros, (a) camada de brita, (b) bidim, (c) calha de drenagem, (d) mangueiras gotejadoras.	37
Figura 14 - Projeto de irrigação.	38
Figura 15 - Quantidade de biofertilizante + inóculo aplicados em cada lisímetro.	43
Figura 16 - Esquema de ensaio de fitotoxicidade.	45
Figura 17 - Radiação solar e umidade relativa do ar.	46
Figura 18 – Entrada de água no sistema e temperatura do ar.	47
Figura 19 - Variação do pH do solo ao longo do ciclo de cultivo nos lisímetros.	49
Figura 20 - Gráfico tipo <i>box-plot</i> com a distribuição das médias e desvio padrão (caixas) com mínimas e máximas (barras) dos valores de pH do solo para os lisímetros 1, 2 e 3, controle 1 e 2, respectivamente.	49
Figura 21 - Variação da umidade do solo ao longo do ciclo de cultivo nos lisímetros.	51
Figura 22 - Gráfico tipo <i>box-plot</i> com a distribuição das médias e desvio padrão (caixas) com mínimas e máximas (barras) dos valores de umidade do solo para os lisímetros 1, 2 e 3, controle 1 e 2, respectivamente.	51

Figura 23 - Teste de fitotoxicidade em placas de Petri (9x11) com papel filtro e sementes de alface para diferentes tipos de concentração e um grupo controle.	55
Figura 24 - Gráfico tipo <i>box-plot</i> com a distribuição das médias e desvio padrão (caixas) com mínimas e máximas (barras) dos valores das sementes germinadas para o controle e as concentrações 10, 25 e 50%.	56
Figura 25 - Gráfico tipo <i>box-plot</i> com a distribuição das médias e desvio padrão (caixas) com mínimas e máximas (barras) dos valores do tamanho das radículas para o controle e as concentrações 10, 25 e 50 %.	56
Figura 26 - ANOVA diferença entre as médias das sementes germinadas e o grupo controle.	57
Figura 27 - ANOVA diferença entre as médias do tamanho das radículas e o grupo controle.	58
Figura 28 - Índice de germinação (IG) das fezes co-compostadas.	59
Figura 29 – ANOVA, onde há diferença entre os tratamentos “a” “b” e “c”.....	67

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Patógenos e doenças transmitidos por fezes contaminadas.	21
Quadro 2 - Características da compostagem.	24

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Cronograma de viradas de resíduos.....	31
Tabela 2 - Teores nutricionais, pH, interpretação dos teores de fósforo de acordo com Manual de adubação e calagem para RS e SC (2016).	40
Tabela 3 - pH do solo dos lisímetros ao longo das semanas de cultivo.	48
Tabela 4 - pH do lixiviado.....	50
Tabela 5 - Umidade em % dos lisímetros ao longo das semanas de cultivo.	50
Tabela 6 - Análise microbiológica do lixiviado.	52
Tabela 7 - Média com desvio padrão das sementes germinadas e do tamanho das radículas, GRS (%), CRR (%) e IG (%).	55
Tabela 8 - Teste ANOVA um critério das sementes germinadas, onde, 1 é controle, 2, 3 e 4 são 10, 25 e 50 % de concentração, respectivamente.	66
Tabela 9 - Teste ANOVA um critério do tamanho das radículas, onde, 1 é controle, 2, 3 e 4 são 10, 25 e 50 % de concentração, respectivamente.	66

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANOVA	Análise de variância
CETRE	Centro de Treinamento
C/N	relação carbono nitrogênio
COVID-19	, do inglês: Coronavirus disease 2019
CRR	Comprimento relativo da raiz
CTC	Centro Tecnológico
EAA	Espaço de Educação Ambiental
ENS	Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental
EPAGRI	Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina
FAO	Organização para a Alimentação e Agricultura
GRS	Germinação relativa das sementes
IG	Índice de germinação das sementes
MSB	Modified Scholten's Broth
N	Nitrogênio
N-P-K	Nitrogênio, Fósforo, Potássio
P	Fósforo
PVC	Policloreto de vinila
RReSSa	Grupo de Pesquisas de Recuperação de Recursos em Sistemas de Saneamento
SESC	Serviço Social do Comércio
TYGB	Tryptone Yeast Extract Glucose Broth
UFC.g ⁻¹	Unidade Formadora de Colônia por grama
UFP.g ⁻¹	Unidade Formadora de Placa por grama
UFSC	Universidade Federal de Santa Catarina
WHO	Organização Mundial de Saúde
XLD	Xilose Lisina Desoxicolato

LISTA DE SÍMBOLOS

pH Potencial Hidrogeniônico

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	15
1.1	OBJETIVOS	16
1.1.1	Objetivo Geral.....	16
1.1.2	Objetivos Específicos	16
1.2	LINHA DE PESQUISA	17
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	18
2.1	SANEAMENTO ECOLÓGICO.....	18
2.2	CARACTERIZAÇÃO DAS EXCRETAS HUMANAS	19
2.3	TECNOLOGIAS	22
2.3.1	Banheiro seco: Coleta	22
2.3.2	Compostagem: Tratamento	23
2.4	RISCOS ASSOCIADOS AO USO DE BIOFERTILIZANTES	25
2.4.1	Lixiviação de microrganismos patogênicos	25
2.4.2	Ecotoxicidade ambiental	27
3	MATERIAIS E MÉTODOS	28
3.1	TRATAMENTO DAS EXCRETAS E PRODUÇÃO DO BIOFERTILIZANTE	28
3.2	EXPERIMENTO DE CULTIVO	32
3.2.1	Local.....	32
3.2.2	Clima	33
3.2.3	Solo	33
3.2.4	Configuração experimental	34
3.2.5	Lisímetros	34
3.3	CARACTERIZAÇÃO NUTRICIONAL E ANÁLISE DE CONTAMINAÇÃO MICROBIOLÓGICA DAS FEZES CO-COMPOSTADAS.....	38
3.3.1	Caracterização nutricional das fezes co-compostadas e pH	38
3.3.2	Análise de contaminação microbiológica das fezes co-compostadas	39

3.4	CARACTERIZAÇÃO NUTRICIONAL E ANÁLISE DE CONTAMINAÇÃO MICROBIOLÓGICA DO SOLO	39
3.4.1	Caracterização nutricional do solo e pH	39
3.4.2	Análise de contaminação microbiológica do solo.....	40
3.5	CÁLCULO DA DEMANDA DE FERTILIZANTE	40
3.6	PREPARO DA SOLUÇÃO INÓCULO E INCORPORAÇÃO DA SOLUÇÃO NO BIOFERTILIZANTE.....	41
3.6.1	Preparo da solução inóculo	41
3.6.2	Incorporação da solução inóculo no biofertilizante.....	42
3.7	PLANTIO DAS ALFACES E APLICAÇÃO DO BIOFERTILIZANTE	42
3.8	DADOS METEOROLÓGICOS E IRRIGAÇÃO	43
3.9	ANÁLISE DA CONTAMINAÇÃO MICROBIOLÓGICA DO LIXIVIADO	43
3.10	ENSAIO DE FITOTOXICIDADE.....	44
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	46
4.1	DADOS CLIMATOLÓGICOS & IRRIGAÇÃO.....	46
4.1.1	Radiação e umidade do ar.....	46
4.1.2	Temperatura, precipitação e irrigação	47
4.2	DADOS DE PH E UMIDADE.....	48
4.2.1	pH do solo	48
4.2.2	pH do lixiviado	49
4.2.3	Umidade do solo.....	50
4.3	COLETA E ANÁLISE MICROBIOLÓGICA DO LIXIVIADO	52
4.4	FITOTOXICIDADE.....	54
5	CONSIDERAÇÕES E RECOMENDAÇÕES FINAIS.....	61
	REFERÊNCIAS.....	63
	APÊNDICE – ANOVA.....	66
	ANEXO – ANOVA	67

1 INTRODUÇÃO

Em 2020, devido à pandemia de COVID-19, estima-se que aproximadamente 800 milhões de pessoas passaram fome no mundo, um aumento de 160 milhões quando comparado ao ano anterior (FAO, 2020). Em 2022, Rússia e Ucrânia, duas nações que estão entre os maiores produtores e exportadores globais de grãos e fertilizantes, entram em guerra, causando risco iminente de desabastecimento (FAO, 2022). Independentemente de eventos ímpares e trágicos como esses, em 30 anos, o planeta deve alcançar a marca de 9,7 bilhões de pessoas, o que significa um crescimento de 25 % quando comparado a população de 2019 (UN, 2019).

Em um cenário em que o aumento da produção de alimentos é imprescindível, o progresso da agricultura tradicional tem ocorrido com base no aumento da produtividade de plantas por unidade de área, onde apenas a disponibilidade de terras tem sido considerada como fator limitante. Entretanto, a eficiência de uso dos recursos limitantes deveria incluir também os fertilizantes e a água.

Os fertilizantes desempenham um papel fundamental na cadeia produtiva dos alimentos e devem fazer parte da estratégia global de segurança alimentar. Sem eles, estima-se que a produção de alimentos no mundo cairia em torno de 50 % (RITCHIE, 2017). Para repor os nutrientes retirados dos campos durante a colheita, cada vez mais fertilizantes sintéticos são produzidos em processos industriais através da extração de matéria prima não renovável, o que contribui para mudanças ambientais em nível global (SENECAL *et al.*, 2017).

A água segura é importante para a saúde pública, seja para beber, seja para uso doméstico ou ainda para a produção de alimentos. A melhoria do saneamento pode impulsionar o crescimento econômico dos países e contribuir para a redução da pobreza. Além disso, serviços ineficientes de saneamento estão ligados à transmissão de doenças e expõem os indivíduos a riscos de saúde evitáveis. Em 2010, a Assembleia Geral da ONU reconheceu o direito humano à água e ao saneamento, onde todos têm direito a água suficiente, contínua, segura, aceitável e fisicamente acessível para uso pessoal e doméstico. Apesar disso, as projeções são de que até 2025, metade da população mundial estará vivendo em áreas com escassez de água (WHO, 2019)

Nesse contexto de insegurança alimentar, hídrica e sanitária, Esrey *et al* (2001) enuncia que, o saneamento ecológico oferece uma alternativa viável que ajuda a resolver alguns dos problemas mais prementes da sociedade: a escassez de água, as doenças infecciosas, além da necessidade de recuperar e reciclar nutrientes para o crescimento das plantas e a produção de

alimentos. O retorno das excretas humanas aos campos agrícolas reduziria a atual dependência de fertilizantes derivados de combustíveis fósseis, como também, melhoraria os rendimentos das culturas (SENECAL *et al.*, 2017).

No entanto, é reconhecido hoje que o fator mais importante que deve regular e restringir o uso de excretas humanas no solo é a presença de organismos patogênicos. Dessa maneira, a inativação de patógenos é o fator limitante para o reúso das excretas em qualquer escala (MAGRI, 2013). Dessa maneira, conhecer os efeitos da interação com o meio ambiente e os riscos ambientais envolvidos são indispensáveis para que os biofertilizantes provenientes de excretas possam ser amplamente explorados de forma segura na agricultura.

Diante disso, com o olhar de que os nutrientes dos excrementos humanos podem contribuir para a segurança alimentar e nutricional global a longo prazo, além de promover o reciclo dos nutrientes, este trabalho buscou avaliar os riscos associados ao reciclo de fezes humanas na agricultura. Para isso, investigou-se a contaminação microbiológica das águas subterrâneas, como avaliando correlação entre o nível de contaminação e o processo de lixiviação o reciclo de fezes humanas na agricultura, investigando a contaminação microbiológica de águas subterrâneas, como verificando a correlação entre nível de contaminação e o processo de lixiviação, bem como, avaliou-se a fitotoxicidade do biofertilizante de fezes co-compostadas.

1.1 OBJETIVOS

No contexto do saneamento ecológico, em que os excrementos humanos devem ser tratados como recurso e não resíduo, este trabalho teve como objetivos:

1.1.1 Objetivo Geral

Avaliar a contaminação microbiológica de águas subterrâneas e a toxicidade às plantas, quando associados ao reciclo de dejetos humanos como fertilizante.

1.1.2 Objetivos Específicos

- Investigar a contaminação pelos modelos patogênicos *Escherichia coli* e do gênero *Salmonella* no lixiviado do cultivo de hortaliças fertilizadas com fezes co-compostadas;

- Avaliar correlação entre nível de contaminação do biofertilizante de fezes co-compostadas e o processo de lixiviação;
- Avaliar a fitotoxicidade das fezes co-compostadas no processo germinativo das sementes de alface (*Lactuca sativa*).

1.2 LINHA DE PESQUISA

O presente trabalho está inserido em uma série de pesquisas na área de saneamento focado em recursos promovidas pelo grupo de pesquisas de Recuperação de Recursos em Sistemas de Saneamento (RReSSa) do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (ENS) do Centro Tecnológico (CTC) da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC).

Antes mesmo da criação do grupo RReSSa em 2017, Magri (2013) em sua tese de doutorado “Aplicação de processos de estabilização e higienização de fezes e urinas humanas em banheiros secos segregadores” buscou responder, entre outras questões pertinentes ao tema do saneamento focado em recursos, qual o potencial de reúso das fezes e urina humanas em termos de capacidade de produção de nutrientes dentro da realidade brasileira.

A partir disso, e seguindo a esta mesma linha, o biofertilizante de fezes co-compostadas avaliado neste trabalho foi resultado do trabalho de conclusão de curso de Andrade (2020), que investigou o processo de tratamento de fezes humanas junto a resíduos sólidos orgânicos por meio da técnica de co-compostagem em leiras de aeração passiva.

Este trabalho ainda se relaciona à pesquisa de mestrado de Carlon (2021), que buscou avaliar a eficiência agrônômica, a contaminação ambiental e o comportamento microbiológico associado à aplicação de diversos biofertilizantes no cultivo de alface. Como também, ao trabalho de conclusão de curso de Silveira (2021), que avaliou, no que se refere ao desenvolvimento das plantas, o uso de diferentes biofertilizantes obtidos a partir de urina e fezes humanas.

Por fim, esta pesquisa deu-se em paralelo a pesquisa de mestrado de Ferreira (2022), que teve como objetivo avaliar a segurança no uso das fezes co-compostadas como biofertilizantes, investigando a contaminação das plantas e do solo.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Na revisão bibliográfica serão abordados os temas pertinentes ao tema do saneamento ecológico, saneamento focado em recursos, bem como alguns dos potenciais riscos ao se utilizar um biofertilizante proveniente de excretas humanas.

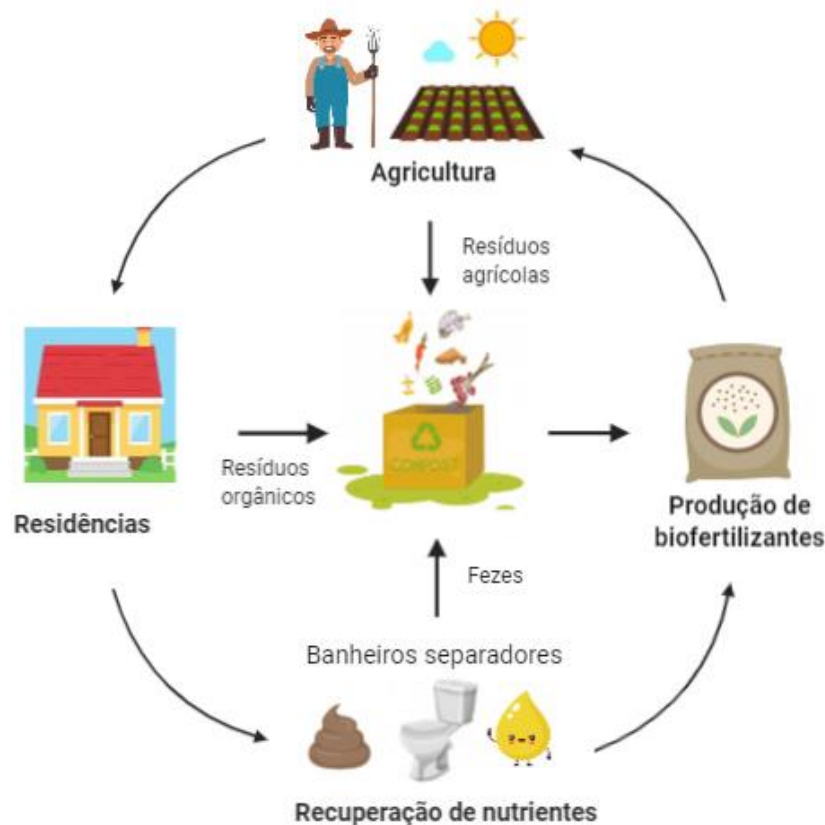
2.1 SANEAMENTO ECOLÓGICO

Na maioria das culturas, os excrementos humanos foram historicamente usados para melhoria na fertilização do solo. No entanto, a introdução do modelo de banheiro atual e as redes de esgoto, ou seja, o saneamento de base hídrica, levou a uma dissociação dos excrementos humanos da produção de alimentos. Dessa maneira, fica evidente nas últimas décadas que os padrões de fluxo de nutrientes associados às abordagens atuais de agricultura e gestão de excrementos humanos são insustentáveis a longo prazo. As estimativas globais das taxas de reciclo atuais são altamente variáveis, mas sugerem que, no máximo, 15 % do nitrogênio e 55 % do fósforo nos excrementos humanos são reciclados para as terras agrícolas (HARDER *et al.*, 2020).

Nesse sentido, Esrey *et al.* (2001) afirma que o saneamento ecológico é diferente das abordagens convencionais na forma como as pessoas pensam e agem sobre os excrementos humanos. O autor destaca quatro diferenciais: primeiro, aqueles que promovem e usam o saneamento ecológico adotam uma abordagem ecossistêmica para o problema dos excrementos humanos. A urina e as fezes são consideradas recursos valiosos, com qualidades distintas, necessários para restaurar a fertilidade do solo e aumentar a produção de alimentos. Em segundo lugar, o saneamento ecológico é uma abordagem que visa a inativação dos micro-organismos patogênicos presentes principalmente nas fezes, próximo de onde as pessoas os excretam. Isso torna a reutilização de excrementos mais segura e fácil do que o tratamento de águas residuais, que muitas vezes não captura os nutrientes que transporta para as comunidades a jusante. Terceiro, o saneamento ecológico não utiliza água, ou usa pouca água, sendo, portanto, uma alternativa viável em áreas com escassez hídrica. Por último, o saneamento ecológico pode fornecer serviços higiênicos e convenientes a um custo muito menor do que o saneamento convencional e, portanto, deve ser considerado tanto nos países em desenvolvimento quanto nos desenvolvidos.

O princípio básico do saneamento ecológico, ou saneamento focado em recursos, é a ciclagem de nutrientes. Isto é, os nutrientes contidos nas fezes e urina, após o devido tratamento, são essenciais e necessários para fertilização da agricultura e recuperação de solos (MAGRI, 2013). Assim, deixando de lado os paradigmas estabelecidos com o sistema de saneamento convencional, onde os excrementos são considerados resíduos, é inegável que o saneamento focado em recursos é um sistema com múltiplos benefícios, pois é de baixo custo, economiza água, previne doenças, protege o meio ambiente, além de recuperar e reciclar nutrientes e matéria orgânica, proporcionando um fechamento de ciclo e a recuperação de nutrientes (ESREY *et al.*, 2001), como ilustrado na Figura 1.

Figura 1 – Esquema da circulação dos nutrientes no saneamento ecológico.



Fonte: Ferreira (2022), adaptado de Simha *et al.* (2018).

2.2 CARACTERIZAÇÃO DAS EXCRETAS HUMANAS

Acerca das excretas produzidas pelas pessoas, a maior proporção de nitrogênio, fósforo e potássio é concentrada na urina. As fezes apresentam quantidades menores desses nutrientes, mas, por sua vez, caracterizam-se pela elevada concentração de matéria carbonácea.

Ao mesmo tempo em que essas excretas possuem elevadas concentrações de carbono e nutrientes, as concentrações de metais são pequenas, característica importante para seu reúso na agricultura (MAGRI, 2013).

O ditado “nós somos o que comemos” é apenas parte da história. O que comemos é o que excretamos, e isso significa nutrientes para as plantas. Os excrementos humanos contêm o mesmo nitrogênio, fósforo e potássio (N-P-K) que os fertilizantes usados para produzir os alimentos que consumimos. No entanto, os excrementos humanos são considerados resíduos indesejados em todo o mundo, criando problemas humanitários e ambientais (SENECAL *et al.*, 2017). Um dos motivos que faz dos excrementos resíduos indesejáveis é porque eles são reconhecidos como possíveis transmissores de doenças, sendo esse, portanto, um obstáculo para o seu reciclo como fertilizante. O Quadro 1 informa a variedade de patógenos que podem estar presentes nas fezes e suas doenças.

Quadro 1 - Patógenos e doenças transmitidos por fezes contaminadas.

Grupo	Patógeno	Doenças relacionadas
Bactéria	<i>Aeromonas</i> spp.	Enterite
	<i>Campilobacter jejuni/coli</i>	Enterite
	<i>Escherichia coli</i> (EHEC, EIEC, EPEC, ETEC)	Enterite
	<i>Plesiomonas shigelloides</i>	Enterite
	<i>Salmonella typhi/paratyphi</i>	Febre tifóide, paratifóide
	<i>Salmonella</i> spp.	Salmonelose
	<i>Shigella</i> spp.	Shigelose
	<i>Vibrio cholerae</i> (O1, O139)	Cólera
	<i>Yersinia</i> spp.	Enterite
Vírus	Adenovirus enterico	Enterite
	Astrovirus	Enterite
	Calcivirus	Enterite
	Coxsackievirus	Doença respiratória, Enterite, Meningite viral
	Echovirus	Meningite, Encefalite
	Enterovirus tipos 68-71	Meningite, Encefalite, Paralisias
	Virus da Hepatite A	Hepatite A
	Virus da Hepatite E	Hepatite E
	Poliovirus	Poliomielite
	Norovírus	Enterite
	Rotavírus	Enterite
Protozoários parasitários	<i>Balantidium coli</i>	Enterite
	<i>Cryptosporidium parvum</i>	Criptosporidíase
	<i>Cyclospora cayetanensis</i>	Enterite
	<i>Entamoeba histolytica</i>	Amebíase
	<i>Giardia intestinalis</i>	Giardíase
	<i>Toxoplasma gondi</i>	Toxoplasmose
Helmintos parasitários	<i>Ascaris lumbricoides</i>	Ascariíase
	<i>Ancylostoma duodenale/Necator americanus</i>	Ancilostomíase
	<i>Schistosoma mansoni</i>	Esquistossomose
	<i>Taenia solium/saginata</i>	Teníase
	<i>Trichuris trichiura</i>	Tricuríase

Fonte: Magri (2013).

É reconhecido hoje que o fator mais importante que deve regular e restringir o uso de excretas humanas no solo, quando se tratando das fezes, é a presença de organismos patogênicos. Dessa maneira, a inativação de patógenos é o fator limitante para o reúso das excretas em qualquer escala. A maioria dos patógenos de importância sanitária que podem ser

transmitidos por meio de fezes contaminadas causam problemas gastrointestinais com sintomas como diarreia, vômito e cólicas, outros ainda podem prejudicar outros órgãos provocando sequelas severas (MAGRI, 2013).

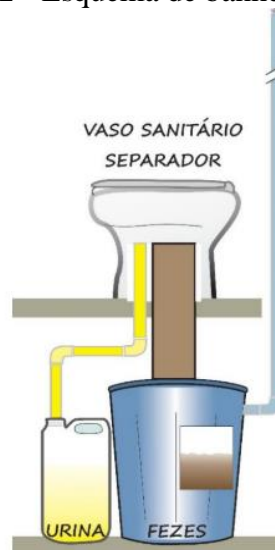
2.3 TECNOLOGIAS

Para um funcionamento efetivo, um sistema de saneamento ecológico possui como premissa a utilização de tecnologias que, com vistas ao seu reúso, permitam tanto a coleta (seja na forma de águas negras ou fezes e urina), quanto o tratamento das excretas humanas (MAGRI, 2013). Nesse contexto, foram destacados, os banheiros secos, utilizados na coleta, e o processo de compostagem, usado para o tratamento das excretas, tecnologias essas que serão brevemente descritas a seguir.

2.3.1 Banheiro seco: Coleta

O uso seguro dos nutrientes das excretas pode ser simplificado coletando as frações separadamente. A grande vantagem de coletar separadamente a urina e as fezes é que o tratamento pode ser adaptado à composição específica e necessidade de tratamento de cada fração, que depende do uso a que se destina o material tratado, bem como da necessidade de proteção ao meio ambiente (NIWAGABA, 2009), para isso foi criado o banheiro seco.

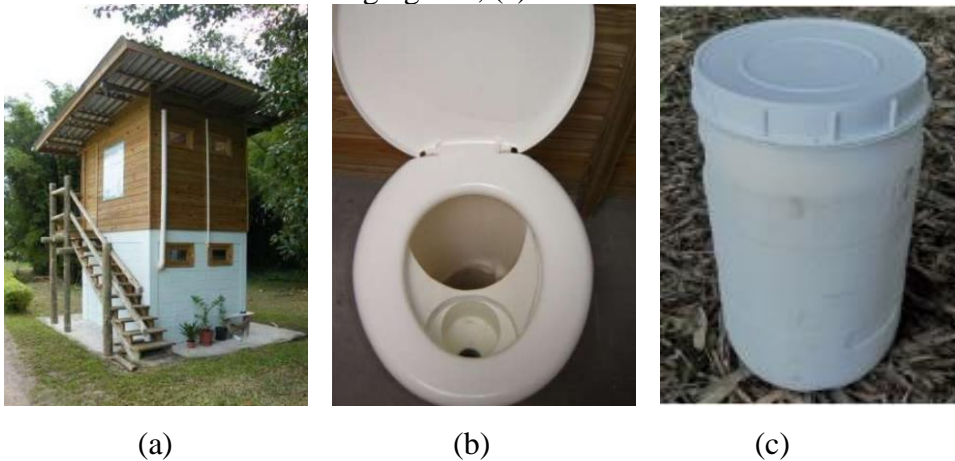
Figura 2 - Esquema de banheiro seco.



Fonte: Arquivo RReSSa.

O banheiro seco, como o próprio nome sugere, não faz uso de água para o descarte ou transporte das excretas. Diferente dos sistemas sanitários convencionais, que utilizam sistemas hidráulicos, os banheiros secos utilizam coletores localizados logo abaixo do assento sanitário para disposição dos dejetos (Figura 2), na qual, após cada uso, ao invés da descarga, os dejetos normalmente são cobertos por um material inerte. Logo, o princípio deste tipo de banheiro é a não utilização da água para o transporte das excretas, mas sim o tratamento e aproveitamento local. Os resíduos, ao invés de serem despejados nos solos, rios, mar ou levados pela água a uma estação de tratamento, são armazenados em coletores (Figura 3 c) para então serem tratados e transformados em recursos para a agricultura.

Figura 3 - Banheiro seco segregador localizado no CETRE composto por (a) cabine, (b) vaso segregador, (c) coletor.



Fonte: Arquivo RReSSa.

2.3.2 Compostagem: Tratamento

Ao usar banheiros onde a urina e as fezes são coletadas separadamente para reutilização como nutrientes na agricultura, o material coletado deve ser tratado e desinfetado. Quanto ao tratamento, Magri (2013) afirma que, no que diz respeito às fezes, o que se busca normalmente é a preparação de um material que seja estável em termos de atividade biológica, mas principalmente que esteja higienizado ou sanitizado para que seu reuso possa ser realizado de forma segura. Já acerca do reuso agrícola da urina, a autora afirma que os processos visam sua higienização, estabilização, redução de volume, recuperação de nutrientes e remoção de micropoluentes.

Nesse sentido, uma das tecnologias de tratamento muito difundida no contexto do saneamento ecológico é a compostagem termofílica, que Niwagaba (2009) define como: a degradação microbiológica de material orgânico, sob condições aeróbicas, úmidas e de auto aquecimento, em um produto estável e semelhante ao húmus. A compostagem é realizada para converter resíduos potencialmente degradáveis em um produto benéfico, para desinfetar materiais que possam estar contaminados com patógenos e também para a biorremediação de resíduos perigosos. As principais características, vantagens e desvantagens do processo de compostagem podem ser vistas no Quadro 2.

Quadro 2 - Características da compostagem.

	Principais características	Vantagens	Desvantagens
Compostagem	<ul style="list-style-type: none"> Degradação aeróbia com consumo de O₂ e produção de CO₂, H₂O e energia (calor); Mesofílica ou psicrófila; A compostagem termofílica é também utilizada, mas necessita de uma fonte de energia para manutenção da temp. ≈ 45-65°C; Outros processos associados são a Co-compostagem (com resíduos orgânicos) e a vermicompostagem. 	<ul style="list-style-type: none"> Baixa necessidade de tecnologia; Passível de degradar poluentes orgânicos; Pode atingir uma boa qualidade de higienização. 	<ul style="list-style-type: none"> Intensa operacionalização; É necessária a adição de uma fonte de carbono externa que possua degradação lenta; Processo dependente do tempo e temperatura; Risco de recrescimento de organismos patogênicos; Risco de emissão de poluentes que causam a acidificação e eutrofização (NH₄⁺/NH₃).

Fonte: adaptado de Magri (2013).

Valente *et al.* (2008) constatou que a compostagem de resíduos orgânicos é afetada pela interdependência e pelo inter-relacionamento de fatores como o teor de umidade, a taxa de oxigênio, a relação C/N, a granulometria e a porosidade do material a ser compostado, sendo estes afetados pelo manejo adotado. Ele considera que a mistura de vários tipos de resíduos orgânicos é a maneira mais adequada de tentar balancear a relação C/N e a granulometria, que além dos nutrientes necessários para o desenvolvimento microbiano, favorecem também a homogeneização da massa em compostagem, obtendo assim uma melhor porosidade, o que acarretará uma menor compactação devido à maior capacidade de aeração. Viancelli *et al.* (2022) salienta que esses parâmetros criam condições ideais para a ação de bactérias, fungos e outros organismos decompositores, isso significa que se houver mudanças nas condições de temperatura, aeração e umidade haverá interferência no grupo de microrganismos que será favorecido no processo de compostagem, e conseqüentemente na sua eficiência.

A autora ainda descreve que o processo de compostagem termofílica apresenta geralmente quatro etapas principais: fase inicial, fase termofílica, fase mesofílica e fase de

maturação. Na fase inicial, ocorre a multiplicação de bactérias mesofílicas, que liberam calor e, por isso, contribuem com o aumento da temperatura da leira de compostagem. Nesta etapa, a temperatura média supera 45 °C e a duração está relacionada ao substrato utilizado. Na fase termofílica, crescem as bactérias termofílicas e a temperatura média é elevada para 70 °C, tendo como consequência a decomposição da matéria orgânica. É nesta etapa que a elevação da temperatura atua na eliminação de microrganismos patogênicos que porventura estejam presentes, como as bactérias *Salmonella* spp. e *Escherichia coli*, onde, para uma efetiva eliminação desses microrganismos e sanitização do composto, a temperatura deve manter-se superior a 50 °C por pelo menos de 4 dias seguidos, ou acima de 60 °C por pelo menos uma hora (BISWAS *et al.*, 2019). Já na fase mesofílica ocorre a diminuição da temperatura, ou seja, o resfriamento do composto e também o aumento da umidade. Por conta disso, há diminuição na atividade das bactérias e aumento da atividade de fungos. A fase final de maturação ocorrerá quando o composto apresentar temperatura equivalente à temperatura ambiente. O processo completo de compostagem ocorre em um período médio de 120 dias, quando, por fim, a matéria orgânica se transforma em um composto estabilizado.

Assim, o produto de um processo de compostagem, quando bem executado, é geralmente livre de patógenos e pode então ser aplicado de maneira benéfica na agricultura, fornecendo nutrientes para o crescimento das plantas, húmus e matéria orgânica para melhoria do solo. Proporcionando, deste modo, o fechamento do ciclo dos nutrientes para o saneamento ecológico.

2.4 RISCOS ASSOCIADOS AO USO DE BIOFERTILIZANTES

Conhecer os efeitos da interação com o meio ambiente e os riscos ambientais envolvidos são indispensáveis para que os biofertilizantes provenientes de excretas possam ser amplamente explorados de forma segura na agricultura. Nesse sentido, é importante entender o comportamento dos microrganismos patogênicos no solo e a toxicidade do biofertilizante.

2.4.1 Lixiviação de microrganismos patogênicos

A contaminação de águas subterrâneas por enteropatógenos, incluindo fontes de água potável, é uma preocupação global. O uso de biofertilizantes, que, quando não tratados corretamente, podem conter uma ampla gama de microrganismos patogênicos é considerado

contribuinte potencial para essa contaminação. Alguns desses microrganismos patogênicos já foram observados lixiviando através do solo para as águas subterrâneas, o que representa um risco para a saúde pública. Assim, avaliar a sobrevivência, percolação e lixiviação desses organismos no solo é necessário.

Apesar disso, existem poucas análises rigorosas de como os microrganismos entéricos se comportam no solo após serem introduzidos por biofertilização. No entanto, sabe-se que o movimento desses microrganismos através dos solos, a percolação e lixiviação dependem em grande parte do grau de saturação do solo, como também do tipo, do teor de matéria orgânica e do pH do solo em questão, além da quantidade de precipitação no local (FONGARO *et al.*, 2017).

Nesse sentido, o desenvolvimento de biomodelos apropriados para diversos cenários ambientais (sobrevivência, percolação e lixiviação) seria valioso, a começar por selecionar os microrganismos entéricos mais adequados para servir como biomarcadores de percolação e lixiviação após biofertilização. Desse modo, Fongaro *et al.* (2017) avaliou, para solos argilosos e arenosos, o comportamento de quatro microrganismos entéricos, as bactérias *Escherichia coli* e *Salmonella enterica* Typhimurium, e os vírus PhiX e Mengovirus.

Como resultado, o estudo da autora verificou que os vírus obtiveram maior sobrevivência que as bactérias, sendo ainda observada a presença ativa do vírus PhiX após 120 dias da aplicação, podendo ser esse, portanto, candidato a biomarcador da persistência dos organismos patogênicos no solo. Já a bactéria *E. coli* demonstrou percolação e lixiviação para as camadas mais profundas do solo, funcionando, portanto, como potencial biomarcador biológico em estudos de percolação e lixiviação. O estudo também concluiu que, para os dois diferentes tipos de solo, o coeficiente de lixiviação foi maior em solos arenosos à argilosos para os 4 microrganismos avaliados e maior para as duas bactérias, quando se comparado aos dois vírus.

Em um estudo semelhante com dejetos de suínos, Forslund *et al.* (2011) avaliou como a injeção e aplicação superficial de dejetos de suínos em blocos intactos de solo franco-argiloso-arenosos influenciaram a lixiviação de microrganismos como a *Escherichia coli* e o Bacteriófago 28B, que infecta a bactéria *Salmonella enterica*. Para todos os microrganismos analisados, ele constatou que o fluxo preferencial foi o principal veículo de transporte e que o diâmetro das fraturas nos blocos de solo facilitou o transporte sob as condições climáticas naturais.

O autor também verificou que os marcadores microscópicos foram detectados no lixiviado no dia 1, e a maior concentração relativa foi detectada no quarto dia. Embora a

concentração do fago 28B tenha diminuído ao longo do tempo, o fago ainda foi encontrado no lixiviado no dia 148. A lixiviação de *E. coli* foi atrasada em comparação com a dos outros marcadores microbianos, indicando uma ligação mais forte às partículas de dejetos suíno. Além disso, bactéria *E. coli* ainda pôde ser detectada 3 meses após o início do experimento. Foi observada também uma lixiviação significativamente aumentada do fago 28B pelo método de injeção, enquanto a lixiviação da *E. coli* não foi afetada pelo método de aplicação.

2.4.2 Ecotoxicidade ambiental

Indo além da segurança microbiológica dos biofertilizantes produzidos a partir de excretas, a avaliação dos possíveis efeitos tóxicos ao ambiente e aos seres vivos no entorno também é importante para uma aplicação mais extensiva deste tipo de produto nos cultivos agrícolas.

A presença de agentes tóxicos pode ser detectada através de alterações causadas em um organismo com o uso de bioensaios. Esses testes são confiáveis, econômicos, rápidos e simples. Os bioensaios também podem ser usados para medir potenciais riscos ambientais. O uso de plantas como bioindicador oferece uma vantagem sobre outros organismos, pois as plantas podem ser mais sensíveis ao estresse ambiental, são fáceis de manipular e armazenar, além de oferecerem baixo custo e boa correlação em contraste com outros bioensaios (VALERIO *et al.*, 2007).

Dessa maneira, dentre os bioensaios de ecotoxicidade, a técnica do teste de fitotoxicidade com sementes de alface (*Lactuca sativa*) se destaca, haja vista que apresenta inúmeras vantagens, tais como ser de fácil implementação, rápida, confiável, ser amplamente replicável, econômica, além de não requerer a utilização de grandes equipamentos para sua execução. As sementes de alface são utilizadas como os principais bioindicadores em diversos estudos para avaliar os riscos potenciais no ambiente (GUEVARA *et al.*, 2019). O teste em questão consiste em analisar a germinação relativa das sementes da amostra (GRS) e calcular o comprimento relativo da raiz (CRR), além de avaliar o índice de germinação das sementes (IG) com relação a um controle com água mineral (PRIAC *et al.*, 2017).

3 MATERIAIS E MÉTODOS

Para alcançar os objetivos estabelecidos, este trabalho dispôs de um biofertilizante de fezes humanas tratadas pelo processo de co-compostagem, com o qual realizou um experimento de cultivo de hortaliças em lisímetro, além disso, foi realizado um bioensaio de fitotoxicidade em diversas concentrações de fezes co-compostadas.

3.1 TRATAMENTO DAS EXCRETAS E PRODUÇÃO DO BIOFERTILIZANTE

O processo de co-compostagem para obtenção do biofertilizante foi uma realização do grupo RReSSa em parceria com o Hotel SESC Cacupé no ano de 2019. O Hotel SESC Cacupé está localizado em Florianópolis/SC, sob coordenadas geográficas de referência 27° 32 '34.8" de latitude (S) e 48° 31' 25.3" de longitude (O). Nas dependências do próprio hotel está localizado o Espaço de Educação Ambiental do SESC (EEA/SESC), onde, além de práticas agroecológicas e permaculturais, estão localizados o banheiro seco e o pátio de compostagem, local utilizado para a obtenção das fezes e onde foi realizado o seu tratamento.

Diferente do método tradicional, a co-compostagem inclui outras fontes de matéria prima no processo de compostagem e não somente resíduos orgânicos, neste caso em particular, fezes. Nesse sentido, foi instalado no EEA do SESC um Banheiro Seco para coleta de fezes. O banheiro seco do SESC (Figura 4) é uma cabine adaptada com um vaso sem separação e uma bombona de coleta acoplada, que usa serragem como material de recobrimento. Desse modo, as excretas foram coletadas entre outubro de 2018 e dezembro de 2019 e armazenadas em bombonas de coleta fechadas à sombra (Figura 4) para uso posterior. Os resíduos orgânicos utilizados no processo foram coletados do restaurante anexo ao hotel.

Figura 4 - Banheiro Seco e bombonas de coleta.



Fonte: Andrade (2020).

O pátio de compostagem do SESC recebe aproximadamente 350 kg de resíduos orgânicos do restaurante todos os dias e, para o tratamento específico de co-compostagem, uma área de 40 m² foi executada e então aplicada a técnica da co-compostagem. Para isso foram construídas um total de 3 leiras com 3,0 m de comprimento por 1,5 m de largura.

A criação das leiras começou com a limpeza do terreno e o assentamento de uma leve inclinação para facilitar o escoamento do lixiviado até uma bombona de coleta, onde, em seguida, para impermeabilizar o terreno, cobriu-se a área com lonas. A montagem das leiras respeitou o método UFSC de compostagem (método de construção de leiras estáticas com aeração passiva), assim, iniciou-se a construção da leira com uma camada de galhos e folhas fibrosas para facilitar a aeração passiva. Em seguida, uma camada de palha e uma de maravalha, como uma “cama” para os resíduos orgânicos que virão a seguir. Ao redor, foi construído um muro de palha para contenção. A partir deste ponto, por cima da “cama” de palha e maravalha, foi realizada a primeira adição de resíduos orgânicos, onde, por fim, para cobrir e agora com função de telhado, mais uma camada de maravalha seguida por palha, além de um sombrite. O processo de montagem das leiras no pátio de compostagem do hotel SESC Cacupé é demonstrado na Figura 5 a seguir:

Figura 5 - Montagem das leiras de co-compostagem, (a) Lona de impermeabilização, (b) galhos para aeração, (c) “cama” de maravalha, (d) resíduos orgânicos, (e) fezes, (f) cobertura de maravalha, (g) teto de palha, (h) sombrite de cobertura.



(a)



(b)



(c)



(d)



(e)



(f)



(g)



(h)

Fonte: Andrade (2020).

O processo de co-compostagem foi realizado em um período de 86 dias, com uma fase de alimentação e outra de maturação, com 38 dias e 54 dias, respectivamente. Ao total, foram 13 viradas de material orgânico em intervalos aproximados de 3 dias, com 10 viradas de resíduos orgânicos e 3 de excretas. Sendo que, para isso, até o 10º dia foram realizadas 4 adições apenas de resíduos orgânicos e somente a partir do 11º dia, quando as leiras já estavam em fase termofílica do processo de compostagem, é que foi realizada a primeira virada de fezes no sistema. Em seguida, teve-se mais duas viradas de resíduos, uma de fezes, duas de resíduos,

uma de fezes e por fim mais duas viradas de resíduos orgânicos. Deste modo, foram virados nas leiras de co-compostagem um total de 3872 kg de resíduos orgânicos e 960 kg de fezes, com isso, atingindo-se uma proporção aproximada de 4:1 (resíduos orgânicos:excretas). Assim, após a última virada de resíduos e com vistas à estabilização, teve-se a fase de maturação com 54 dias de duração. O cronograma das viradas de resíduos orgânicos e excretas são detalhados na Tabela 1 e o pátio de compostagem é observado na Figura 6.

Tabela 1 - Cronograma de viradas de resíduos.

Virada	Dia	Peso (Kg)	Tipo
1	1	401	Orgânicos
2	3	338	Orgânicos
3	6	417	Orgânicos
4	10	366	Orgânicos
5	1	320	Excretas
6	4	374	Orgânicos
7	7	485	Orgânicos
8	11	320	Excretas
9	14	399	Orgânicos
10	18	377	Orgânicos
11	21	320	Excretas
12	25	371	Orgânicos
13	28	346	Orgânicos

Fonte: adaptado de Andrade (2020).

Figura 6 - Pátio de compostagem.



Fonte: Andrade (2020).

Ao final do processo de maturação, obteve-se um material estável e sem odor e que lembram em grande parte a folhas e galhos secos (Figura 7), com um grau de umidade de aproximadamente 55 % e um pH de 7,7.

Figura 7 - Material biofertilizante co-compostado.



Fonte: Arquivo do autor (2022).

3.2 EXPERIMENTO DE CULTIVO

Totalizando 37 dias, o experimento de cultivo de hortaliças com biofertilizante de fezes co-compostadas foi conduzido no último bimestre do ano de 2021, do dia 10 de novembro ao dia 16 de dezembro, em uma área retangular com aproximadamente 400 m², local onde estão instalados os lisímetros projetados para cultivo experimental (Figura 8).

3.2.1 Local

Os lisímetros estão localizados no Centro de Treinamento da Empresa de Pesquisa e Extensão Rural de Santa Catarina (CETRE/EPAGRI), em Florianópolis/SC, sob as coordenadas geográficas 27° 34' 51,0" de latitude (S) e 48° 30' 24,0" de longitude (O), conforme destacado em vermelho na Figura 8.

Figura 8 - Área Experimental.



Fonte: O autor, por Google Earth (2022).

3.2.2 Clima

Segundo a classificação de Braga e Ghellere, o tipo climático do litoral de Santa Catarina, incluindo Florianópolis, é Subtropical 1, subtipo 1B com domínio climático subquente e uma temperatura média anual do mês mais frio variando entre 15 °C e 18 °C. Correspondente na classificação de Köppen ao clima do tipo Cfa, mesotérmico, úmido e com verão quente. As médias anuais de insolação para os meses de novembro e dezembro ficam entre 180 e 200 horas e a precipitação média provável para os referidos meses fica na faixa de 110 a 150 mm (EPAGRI, 2022).

3.2.3 Solo

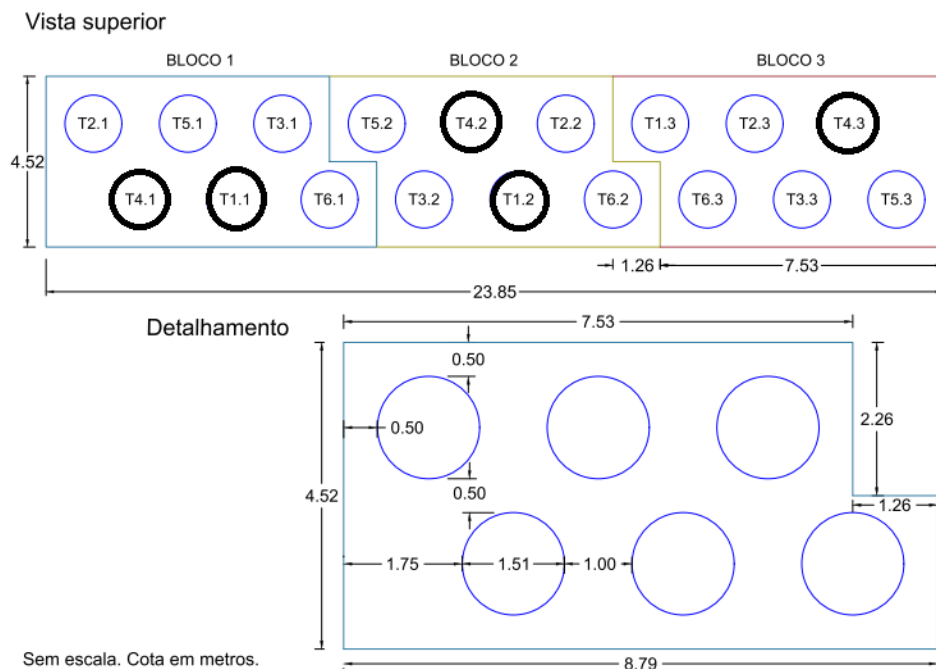
O solo utilizado nos lisímetros tem origem na cidade de Antônio Carlos/SC. As análises físico-químicas foram realizadas no Laboratório de Análise de Solos da EPAGRI, em Ituporanga/SC. A granulometria apresentou argila em 0,0 %, areia em 47,6 % e silte em 52,4 % de silte, solo classificado, como franco-siltoso segundo a classificação de Lemos e Santos

(1996). Os parâmetros nutricionais do solo de cada lisímetro utilizado na pesquisa encontram-se na Tabela 2, seção 3.4.1.

3.2.4 Configuração experimental

Os lisímetros instalados foram divididos em 3 blocos com 6 lisímetros cada: Bloco 1 contendo os Lisímetros T2.1, T5.1, T3.1, T4.1, T1.1, T6.1; Bloco 2 contendo os lisímetros T5.2, T4.2, T2.2, T3.2, T1.2, T6.2; e o Bloco 3 com os lisímetros T1.3, T2.3, T4.3, T6.3, T3.3, T5.3. Para se adequar à capacidade laboratorial, este experimento utilizou apenas 5 unidades, sendo sorteados para a experiência os lisímetros T4.1, T4.2 e T4.3, chamados aqui de Lisímetro 1 (L1), Lisímetro 2 (L2) e Lisímetro 3 (L3) e os lisímetros controle positivo e negativo, T1.1, T1.2, chamados aqui de Controle 1 (C1) e Controle 2 (C2) (Figura 9).

Figura 9 - Configuração experimental.



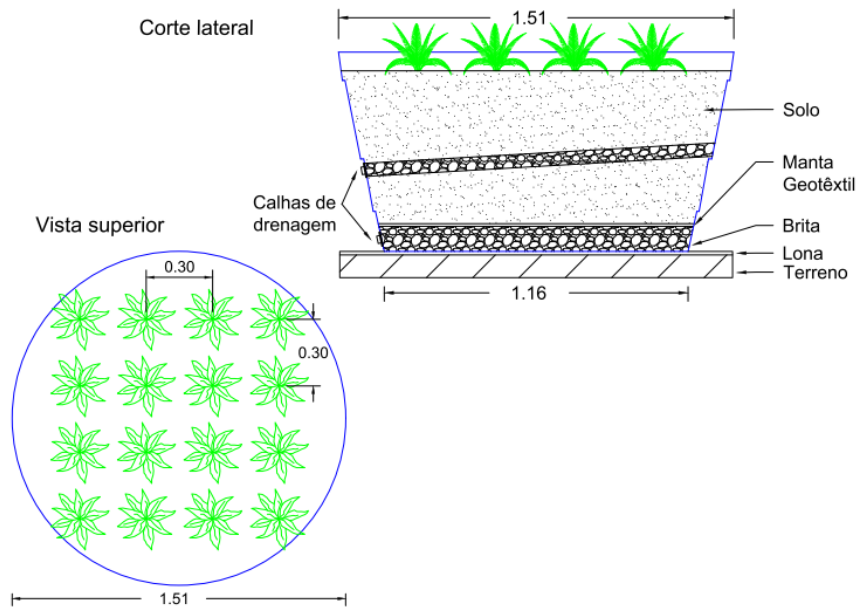
Fonte: adaptado de Carlon (2021).

3.2.5 Lisímetros

Ao total, no campo experimental, foram construídas 18 unidades com sistemas de drenagem e irrigação. Os lisímetros foram construídos a partir de caixas d'água de polietileno com capacidade de 1000 litros, tendo como medidas para o diâmetro superior de 1,51 m,

inferior 1,16 m e uma altura de 0,76 m. O corte lateral e superior do experimento, assim como a vista panorâmica da área experimental são vistos nas Figuras 10 e 11, respectivamente.

Figura 10 - Corte lateral e vista superior do lisímetro.



Fonte: Carlon (2021).

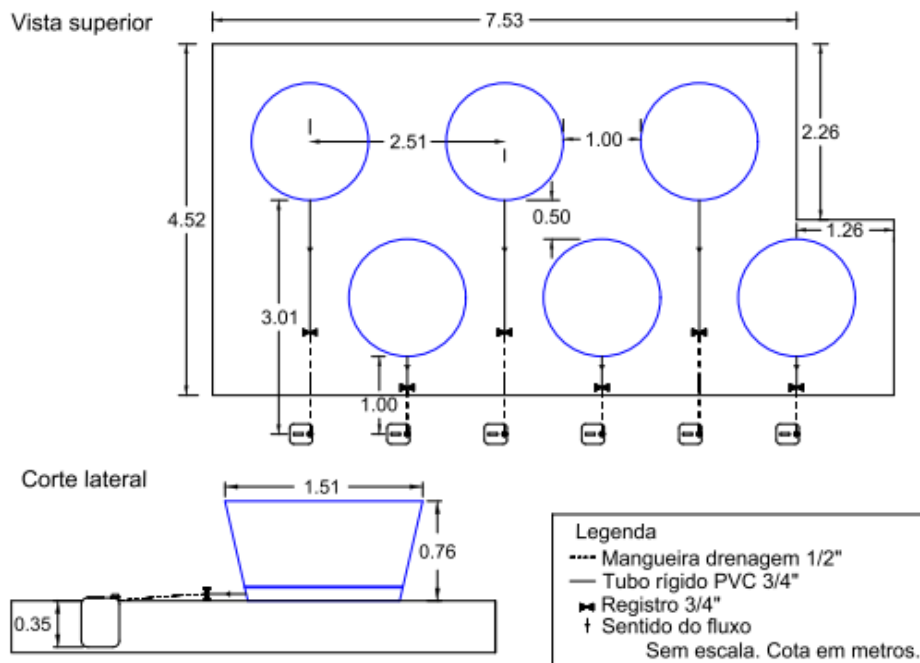
Figura 11 - Vista panorâmica da área experimental com destaque as bombonas de coleta do lixiviado na vala lateral.



Fonte: Arquivo RReSSa.

Os lisímetros foram projetados de forma que fosse possível recolher líquido de drenagem. Para tanto, foi construído um sistema de drenagem com duas calhas interior, uma localizada no meio (manutenção) e outra no fundo da caixa (coleta), o procedimento de montagem e as calhas são observados na Figura 13. A calha superior consiste em um cano de PVC de 50 mm de diâmetro cortado longitudinalmente que se liga ao registro de manutenção, já a calha inferior é formada pelo próprio fundo da caixa e se liga a bombona de armazenamento do líquido de drenagem, essa, localizada em uma vala lateral (Figura 11 e 13). O projeto de drenagem é detalhado na Figura 12.

Figura 12 - Projeto de drenagem.



Fonte: Carlon (2021).

A construção dos lisímetros seguiu a sequência: ao fundo, 0,1 m de brita número 2, seguida por uma manta geotêxtil permeável (bidim). Logo acima da manta, e até aproximadamente meia altura da caixa, foi disposta uma primeira camada de solo, seguida pela primeira calha interior. Novamente, 0,1 m de brita 2, bidim e, por fim, uma segunda e última camada de solo até aproximadamente a borda superior da caixa. Após isso foi instalado o sistema de irrigação, composto por mangueiras gotejadoras. O processo de montagem dos lisímetros é visto na Figura 13, já o projeto de irrigação é detalhado na Figura 14.

Figura 13 - Construção dos lisímetros, (a) camada de brita, (b) bidim, (c) calha de drenagem, (d) mangueiras gotejadoras.



(a)



(b)



(c)

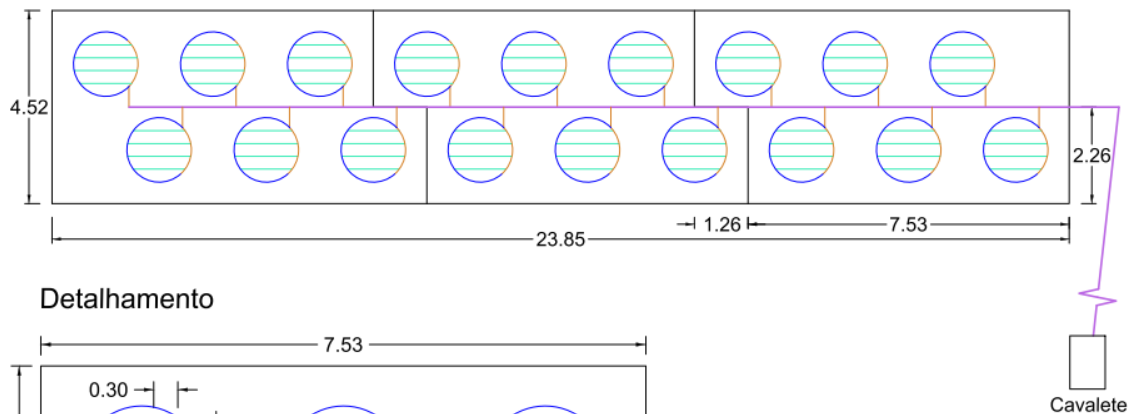


(d)

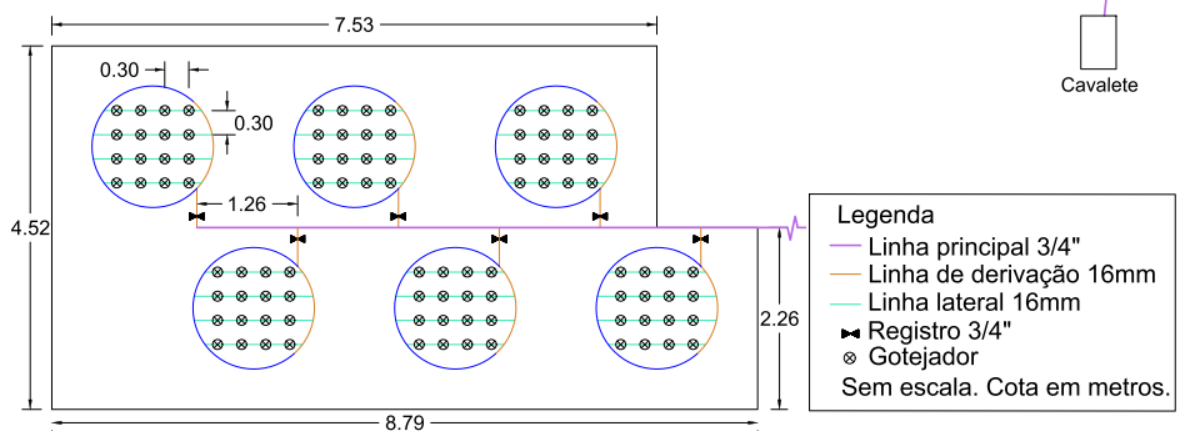
Fonte: Arquivo RReSSa.

Figura 14 - Projeto de irrigação.

Vista superior



Detalhamento



Fonte: Carlon (2021).

3.3 CARACTERIZAÇÃO NUTRICIONAL E ANÁLISE DE CONTAMINAÇÃO MICROBIOLÓGICA DAS FEZES CO-COMPOSTADAS

Nas seções a seguir serão expostas a caracterização nutricional, pH e a análise da contaminação microbiológica das fezes co-compostadas.

3.3.1 Caracterização nutricional das fezes co-compostadas e pH

As análises dos teores de nitrogênio, fósforo e potássio (N-P-K) das fezes co-compostadas foram realizadas pelo laboratório Solanalise, em Cascavel/PR e resultaram na seguinte proporção 37,6 g.kg⁻¹ de Nitrogênio, 53,20 g.kg⁻¹ de P₂O₅ e 33,48 g.kg⁻¹ de Potássio.

As análises de pH ocorreram nas dependências do laboratório do grupo de pesquisas RReSSa, onde o pH médio das fezes co-compostadas pré-inoculação detectado foi ácido de 5,8 e após a inoculação apresentou-se básico em 8,9.

3.3.2 Análise de contaminação microbiológica das fezes co-compostadas

Com o objetivo de conhecer uma possível contaminação por microrganismos selvagens nas fezes co-compostadas (antes da inoculação dos biomarcadores bacterianos a serem investigados no lixiviado), foram realizadas análises microbiológicas para avaliar a presença *Escherichia coli* e *Salmonella* spp. no biofertilizante

No Laboratório de Microbiologia do ENS/UFSC, foi realizada a preparação da amostra de fezes co-compostadas na diluição de 1 g de biofertilizante para 9 ml de solução salina peptonada, seguida por diluição seriada e plaqueamento em ágares específicos. Dessa maneira, para identificar *Escherichia coli*, foram plaqueadas amostras em ágar MacConkey e para identificar *Salmonella* spp., em ágar XLD (Xilose Lisina Desoxicolato), após isso, as placas foram incubadas a 37 ± 2 °C por 24 h.

Não foram detectadas a presença *E. coli* e as bactérias do gênero *Salmonella* nas amostras de fezes co-compostadas antes da inoculação. As análises microbiológicas foram realizadas em triplicata e seguiram conforme a metodologia ISO 10705-2 (2000) e ISO 10705-1 (1995) e os resultados em unidades formadoras de colônias (UFC.g⁻¹).

3.4 CARACTERIZAÇÃO NUTRICIONAL E ANÁLISE DE CONTAMINAÇÃO MICROBIOLÓGICA DO SOLO

Nas seções a seguir serão expostas a caracterização nutricional, pH e a análise da contaminação microbiológica do solo.

3.4.1 Caracterização nutricional do solo e pH

As análises de pH ocorreram nas dependências do laboratório utilizado pelo grupo de pesquisas RReSSa no ENS, já as análises dos teores nutricionais de fósforo e potássio, além da porcentagem de matéria orgânica foram realizados pelo Laboratório de Análise de Solos da EPAGRI, em Ituporanga/SC. Os resultados, além da interpretação dos teores de fósforo para a cultura são vistos na Tabela 2 a seguir:

Tabela 2 - Teores nutricionais, pH, interpretação dos teores de fósforo de acordo com Manual de adubação e calagem para RS e SC (2016).

Unidade	Fósforo [mg/dm ³]	Potássio [mg/dm ³]	M.O. [%]	pH	Interpretação Fósforo
Lisímetro 1	9,3	21,8	1,3	7,3	baixo
Lisímetro 2	18,0	27,7	0,4	7,5	médio
Lisímetro 3	3,0	11,9	0,6	7,5	muito baixo
Controle 1	3,1	19,8	0,9	7,5	muito baixo
Controle 2	2,3	13,9	0,2	7,6	muito baixo

Fonte: O autor (2022).

3.4.2 Análise de contaminação microbiológica do solo

Com o objetivo de conhecer uma possível contaminação por microrganismos selvagens no solo, foram realizadas as análises microbiológicas para avaliar a presença *Escherichia coli* e *Salmonella* spp..

As análises microbiológicas do solo foram realizadas no Laboratório de Microbiologia do ENS/UFSC e seguiram os mesmos métodos de análise descritos na seção 3.2.2. Não foram detectadas a presença das bactérias *E. coli* e *Salmonella* spp. nas amostras de solo.

3.5 CÁLCULO DA DEMANDA DE FERTILIZANTE

O cálculo da demanda de fertilizante teve como referência os teores nutricionais indicados para a cultura da alface e os teores nutricionais do solo. Assim, a adubação foi realizada em função do nutriente que primeiro atingisse as demandas de fertilização ou do nutriente limitante, que para as fezes co-compostadas foi o fósforo.

Para o cálculo, foi utilizado o valor em gramas em relação à massa do fertilizante, assim, 1000 g de biofertilizante de fezes co-compostadas possuem 53,20 g de P₂O₅. De modo que os valores devem ser convertidos para o teor nutricional sugerido para a cultura da alface com base nos teores nutricionais do solo que constam no Manual de Calagem e Adubação dos Estados de SC e RS (2016). A quantidade de fertilizante por hectare é obtida através da Equação 1.

$$\text{g de biofertilizante por hectare} = \frac{100 \times \text{teor nutr. sugerido para a cultura}}{\text{P}_2\text{O}_5 \text{ (\%)}} \quad (1)$$

O resultado em quilo por hectare ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) deve ser então convertido para a área superficial do lisímetro ($1,8 \text{ m}^2$) através da Equação 2.

$$\text{kg de biofertilizante por lisímetro} = \frac{\text{kg biof. ha}^{-1} \times \text{área lisímetro}(\text{m}^2)}{10.000 \text{ m}^2/\text{ha}} \quad (2)$$

Ressalta-se que devido à disponibilidade dos nutrientes e diferenças de solubilidade, o resultado obtido deve ser dividido pelo índice de eficiência do fertilizante. Como os fertilizantes originários de excretas não possuem índices de eficiência catalogados, admitiu-se para este fim, no que diz respeito às fezes co-compostadas, um índice de eficiência de 0,6 (60 %) para o nitrogênio, 0,8 (80 %) para o fósforo e 1,0 (100 %) para o potássio, de acordo com fertilizantes correlatos que constam do mesmo Manual (2016).

3.6 PREPARO DA SOLUÇÃO INÓCULO E INCORPORAÇÃO DA SOLUÇÃO NO BIOFERTILIZANTE

Buscando simular o comportamento de microrganismos patogênicos presentes em um biofertilizante de fezes co-compostadas contaminado, este estudo optou por realizar a inoculação dos microrganismos *Escherichia coli* e *Salmonella* spp., diretamente no biofertilizante, ao invés da água de irrigação ou da aplicação direta no solo.

3.6.1 Preparo da solução inóculo

O inóculo das bactérias *Escherichia coli* ATCC 13706 e *Salmonella enterica* WG 49 NCTC 12484 foi produzido no Laboratório de microbiologia do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC.

A propagação das bactérias foi realizada por meio da adição de uma alíquota de 2 ml da bactéria congelada em aproximadamente 50 ml de meio MSB (Modified Scholtens' Broth) para *Escherichia coli* ATCC 13706 e TYGB (Tryptone Yeast Extract Glucose Broth) para *Salmonella enterica* WG 49 NCTC 12484, com posterior incubação a 37 ± 2 °C e agitação a 40 s overnight, com nova adição de meio 12 h após o início do crescimento.

Ao final, foi atingida a concentração de $7,00 \times 10^6$ UFC.g⁻¹ ($6,85 \log_{10}$ UFC.g⁻¹) para *Escherichia coli* e $7,18 \times 10^6$ UFC.g⁻¹ ($6,86 \log_{10}$ UFC.g⁻¹) para *Salmonella enterica*.

3.6.2 Incorporação da solução inóculo no biofertilizante

O biofertilizante foi inoculado com os modelos patogênicos *E. coli* e *Salmonella enterica*., além disso, também foi inoculado na mesma proporção o microrganismo Adenovírus humano tipo 2 (HAdV-2), estudado em paralelo por Ferreira (2022).

A incorporação da solução contendo os microrganismos no biofertilizante foi realizada de forma manual, quando o composto foi então reservado para aclimação por 24 h em local seco e escuro a uma temperatura de 20 °C (MURPHY *et al.*, 2016). Após a aclimação, o biofertilizante contendo os microrganismos foi incorporado ao solo dos lisímetros também de forma manual (JOHANNESSEN *et al.*, 2005).

3.7 PLANTIO DAS ALFACES E APLICAÇÃO DO BIOFERTILIZANTE

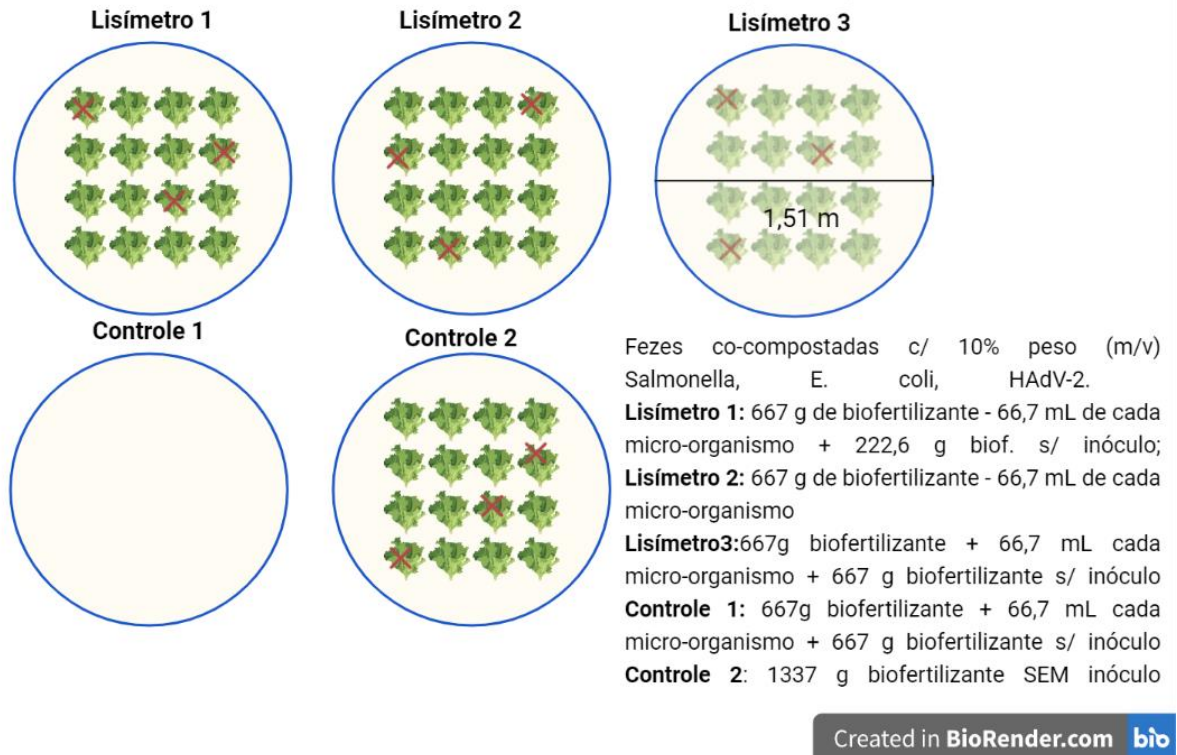
O experimento aconteceu em triplicata (L1, L2 e L3) com duas unidades controle (C1 e C2), sendo uma unidade controle positivo e outra unidade controle negativo. Desta forma, C1 representou como controle positivo, sem plantas e fertilização com inóculo e C2 como controle negativo, com sistema de plantas e fertilização sem inóculo.

Totalizando 37 dias corridos, o cultivo foi realizado entre 10 de novembro e 16 de dezembro e iniciou com o transplântio de mudas de alface da espécie Vera com aproximadamente 33 dias de idade. A espécie Vera é uma variedade de alface do tipo crespa, com um ciclo entre a semeadura e colheita de aproximadamente 65 dias. As mudas utilizadas foram produzidas pela floricultura Flor & Cultura de Florianópolis/SC. Cada lisímetro correspondeu a uma parcela experimental composta com 16 plantas, com exceção ao Controle 1, sem plantas.

Duas semanas antes do transplântio, teve-se o revolvimento do solo e a remoção das gramíneas presentes, com vistas à descompactação superficial e limpeza do terreno, respectivamente. Ainda na mesma data, uma correção na adubação foi realizada com fezes co-compostadas sem o inóculo bacteriano, de modo a igualar os lisímetros à menor necessidade de aplicação de fertilizante (120 kg.ha^{-1} P para o Lisímetro 2). A correção foi equivalente a 120 kg.ha^{-1} de fósforo para Controle 1, Controle 2 e para o Lisímetro 3. Para o Lisímetro 1 foram

aplicados $40 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ de P. Quinze dias após a correção, realizou-se a aplicação do composto biofertilizante inoculado com microrganismos à camada superficial de solo, onde, por fim, ocorreu o transplante das mudas de alface aos lisímetros no mesmo dia. A Figura 15 ilustra a quantidade de biofertilizante + inóculo aplicados em cada lisímetro experimental.

Figura 15 - Quantidade de biofertilizante + inóculo aplicados em cada lisímetro.



Fonte: adaptado de Ferreira (2022).

3.8 DADOS METEOROLÓGICOS E IRRIGAÇÃO

Os dados meteorológicos de interesse (precipitação diária acumulada, radiação solar, temperatura e umidade relativa do ar) foram obtidos a partir da estação meteorológica 1006, que também está localizada no Centro de Treinamento da EPAGRI – CETRE/EPAGRI em Florianópolis/SC e instalada ao lado dos lisímetros experimentais (Figura 8). A irrigação do cultivo foi realizada nos dias de estiagem através do sistema de irrigação de mangueiras gotejadoras e a lâmina d'água foi estimada em razão da vazão média e o tempo de irrigação.

3.9 ANÁLISE DA CONTAMINAÇÃO MICROBIOLÓGICA DO LIXIVIADO

Para analisar a persistência dos microrganismos patogênicos no lixiviado, o líquido principal de drenagem dos lisímetros foi coletado durante as 5 semanas nos dias 6, 13, 20, 27 e 35 em garrafas plásticas higienizadas de 500 ml. Após coletadas, as amostras foram mantidas por 3 dias a uma temperatura 4 °C até a análise microbiológica. As análises microbiológicas seguiram os métodos descritos na seção 3.3.2 deste trabalho.

3.10 ENSAIO DE FITOTOXICIDADE

O ensaio de fitotoxicidade seguiu, com pequenas adaptações, à metodologia proposta por Priac *et al.* (2017) e consistiu em avaliar o desenvolvimento de sementes de alface (*L. sativa*) envoltas pelo meio ambiente de estudo, no caso o biofertilizante de fezes co-compostadas.

Como as fezes co-compostadas se encontram na forma sólida com peso específico baixo, o biofertilizante foi diluído em água mineral nas proporções de 10, 25 e 50 % e então filtrado para obtenção da solução utilizada no teste de fitotoxicidade. Também foi realizado um controle com apenas água mineral, em conformidade com a ISO 17126. O ensaio foi realizado em quintuplicata para todas as concentrações. Onde, um total de 20 placas de petri (90x11 mm) forradas com papel filtro qualitativo e um total de 200 sementes de tamanhos iguais foram necessárias para realização do teste. Assim, cada placa recebeu 10 sementes e uma alíquota de 2 ml da diluição na concentração correspondente. A seguir, teve-se o processo de incubação, com duração de 5 dias, no escuro, a uma temperatura de 22 °C. Por fim, foi realizada a contagem das sementes germinadas e verificou-se o tamanho das radículas das mesmas com paquímetro. O esquema do ensaio de fitotoxicidade realizado neste trabalho é ilustrado na Figura 16.

Figura 16 - Esquema de ensaio de fitotoxicidade.



Fonte: O autor, por Biorender.com (2022).

Os cálculos para a determinação da germinação relativa das sementes (GRS) (Equação 3), comprimento relativo da raiz (CCR) (Equação 4) e o índice de germinação (IG) (Equação 5) foram realizados através do software Libreoffice Calc. Além disso, os dados foram tratados estatisticamente através de uma análise de variância ANOVA de um fator, com vistas a verificar a diferença estatística entre as diferentes concentrações e também junto ao controle, complementados por um teste de Dunnett para verificar as diferenças estatísticas entre as médias e o grupo controle.

$$\text{GRS}(\%) = \frac{\text{n}^{\circ} \text{ sementes germinadas na amostra}}{\text{n}^{\circ} \text{ sementes germinadas no controle}} \quad (3)$$

$$\text{CCR} (\%) = \frac{\text{Comprimento total das raízes germinadas na amostra}}{\text{Comprimento total das raízes germinadas no controle}} \quad (4)$$

$$\text{IG} \% = \frac{\text{GRS} * \text{CCR}}{100} \quad (5)$$

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

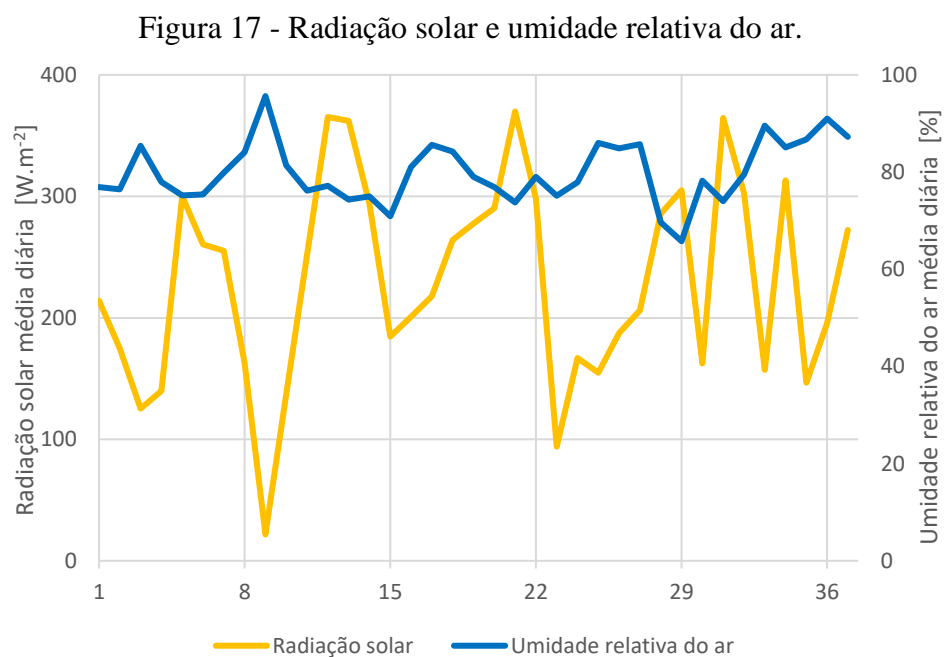
Nas seções a seguir serão expostos os resultados e discussões relacionadas ao lixiviado e a fitotoxicidade.

4.1 DADOS CLIMATÓLOGICOS & IRRIGAÇÃO

Nesta seção serão apresentados os dados meteorológicos (obtidos com a EPAGRI através da estação meteorológica 1006) referentes ao período experimental.

4.1.1 Radiação e umidade do ar

Durante o período de cultivo, na região onde estão instalados os lisímetros, a radiação solar manteve uma média de $220 \text{ W.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$, variando entre 21 W.m^{-2} e 365 W.m^{-2} . Já a umidade relativa do ar manteve uma média de 80 %, com variação entre 65 % e 95 % (Figura 17).

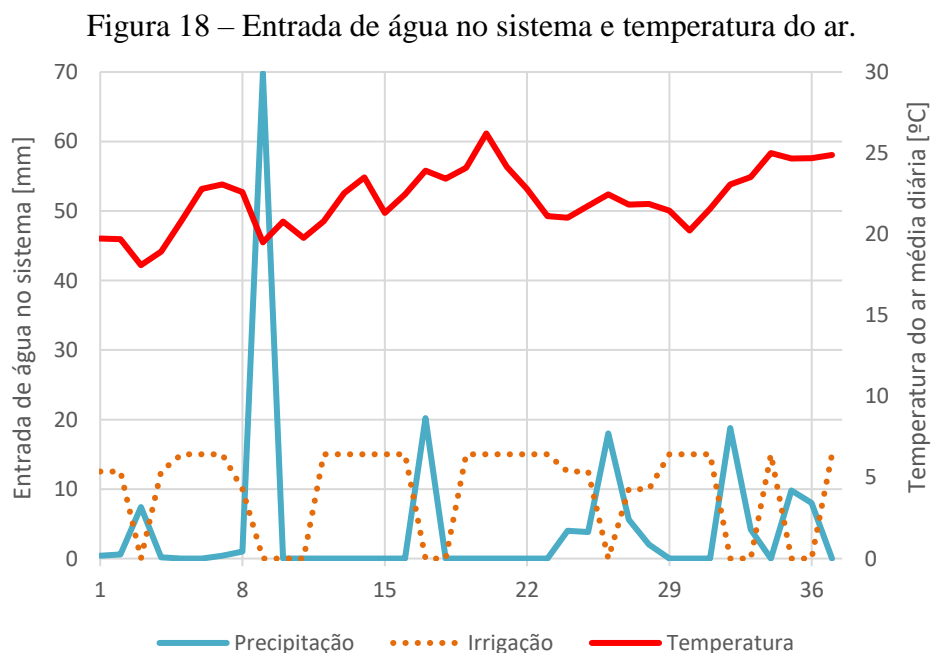


Fonte: O autor, dados meteorológicos de EPAGRI (2022).

4.1.2 Temperatura, precipitação e irrigação

A temperatura do ar manteve uma média de 22,5 °C, variando entre 18 °C e 25 °C, ou seja, com uma variação absoluta de 7 °C. Quanto a precipitação, a soma acumulada da precipitação durante o período de cultivo foi de 174 mm, com mínimas de 0 mm e um evento de máxima de 69,80 mm, sendo que esse último evento ocorreu no 8º dia do experimento. Vale ressaltar que em apenas 8 dos 37 dias de cultivo contaram com precipitação superior a 5 mm e ainda que em 54 % dos dias no período não houve precipitação.

Assim, nos dias de estiagem, foi aplicada irrigação no sistema através das mangueiras gotejadoras. As lâminas d'água foram calculadas em razão da vazão dos gotejadores e o tempo de irrigação, os valores apresentados são estimativas aproximadas da relação entre a vazão e o tempo de irrigação. A irrigação foi aplicada conforme a necessidade da umidade aparente do solo e não houve manejo da irrigação através de cálculos de evapotranspiração ou demanda hídrica da cultura. Avaliou-se que foram aplicados durante a irrigação lâminas d'água de aproximadamente 10 mm nos dias 8, 27 e 28, 12,5 mm nos dias 1, 2, 4, 24 e 25 e 15 mm para os demais dias do cultivo, com exceção dos finais de semana e dos dias com precipitação considerável, que não houve irrigação. A entrada de água no sistema e a temperatura do ar média diária ao longo do cultivo podem ser melhores observados na Figura 18.



Fonte: O autor, dados meteorológicos de EPAGRI (2022).

4.2 DADOS DE PH E UMIDADE

Nesta seção serão apresentados os resultados das análises de pH e umidade do solo.

4.2.1 pH do solo

A média dos resultados de pH do solo para cada lisímetro antes do plantio e ao longo das semanas são encontrados na Tabela 3. O pH de todos os lisímetros manteve-se, em média, próximos à neutralidade durante todo o experimento e a sua variação ao longo do cultivo pode ser vista na Figura 19.

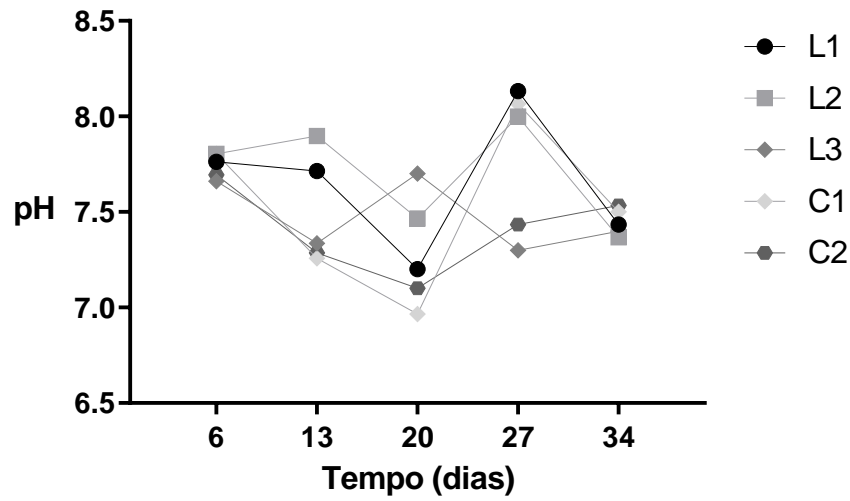
Tabela 3 - pH do solo dos lisímetros ao longo das semanas de cultivo.

Semana	Pré plantio	1	2	3	4	5
Lisímetro 1	7,3	7,7	7,7	7,2	8,1	7,4
Lisímetro 2	7,5	7,8	7,9	7,7	8,0	7,3
Lisímetro 3	7,5	7,6	7,3	7,7	7,3	7,4
Controle 1	7,5	7,8	7,2	6,9	8,0	7,5
Controle 2	7,6	7,7	7,3	7,1	7,4	7,5

Fonte: O autor (2022).

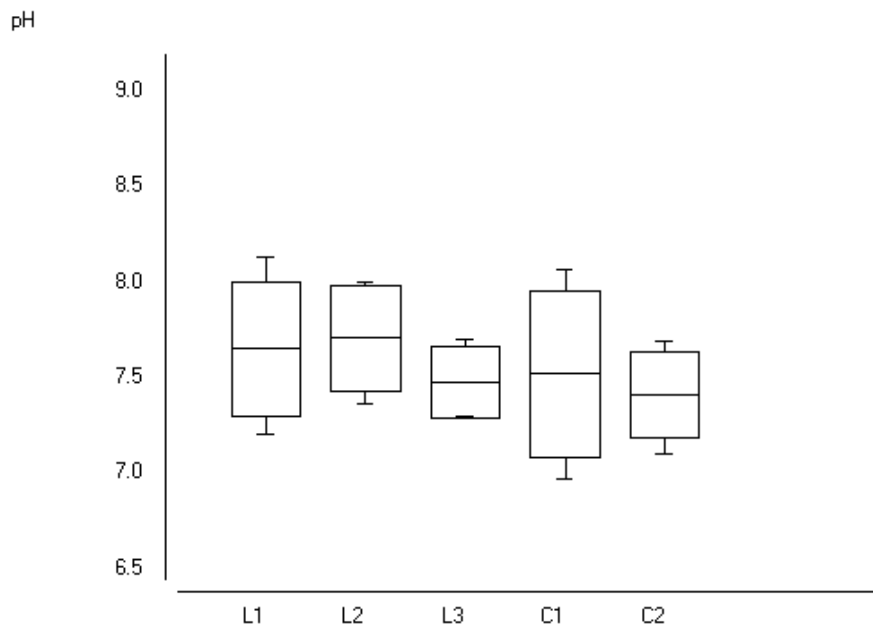
Quanto à normalidade dos dados, todos os lisímetros foram considerados normais ($p > 0,05$). Não houve variância estatística entre os valores de pH dos lisímetros ($p > 0,05$). Entretanto, houve variância entre a interação tempo e lisímetros, onde as médias das semanas 3 e 4 diferiram estatisticamente ($p = 0,0322$). A distribuição do desvio padrão e das mínimas e máximas podem ser observadas no gráfico do tipo *box-plot* (Figura 20).

Figura 19 - Variação do pH do solo ao longo do ciclo de cultivo nos lisímetros.



Fonte: O autor, por GraphPad Prism 8 (2022).

Figura 20 - Gráfico tipo *box-plot* com a distribuição das médias e desvio padrão (caixas) com mínimas e máximas (barras) dos valores de pH do solo para os lisímetros 1, 2 e 3, controle 1 e 2, respectivamente.



Fonte: O autor, por BioEstat 5.3 (2022).

4.2.2 pH do lixiviado

O pH do líquido de drenagem manteve-se próximo a neutralidade (Tabela 4).

Tabela 4 - pH do lixiviado

Semana	1	2	3	4	5
Lisímetro 1	6,4	x	x	6,4	5,8
Lisímetro 2	x	x	6,0	5,7	5,7
Lisímetro 3	x	6,3	x	x	6,7
Controle 1	x	6,3	x	x	x
Controle 2	x	x	x	x	x

Fonte: O autor (2022)

4.2.3 Umidade do solo

A umidade do solo de todos os lisímetros manteve-se, em média, próximas aos 25% durante as 5 semanas de cultivo. Os resultados da média de umidade de cada lisímetro ao longo das semanas são encontrados na Tabela 5.

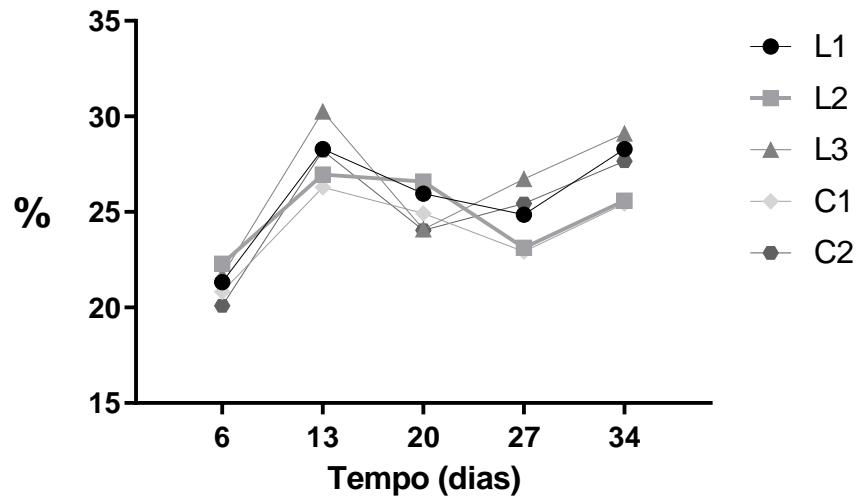
Tabela 5 - Umidade em % dos lisímetros ao longo das semanas de cultivo.

Semana	1	2	3	4	5
Lisímetro 1	21	28	26	25	28
Lisímetro 2	22	27	27	23	26
Lisímetro 3	22	30	24	27	29
Controle 1	21	26	25	23	25
Controle 2	20	28	24	25	28

Fonte: O autor (2022).

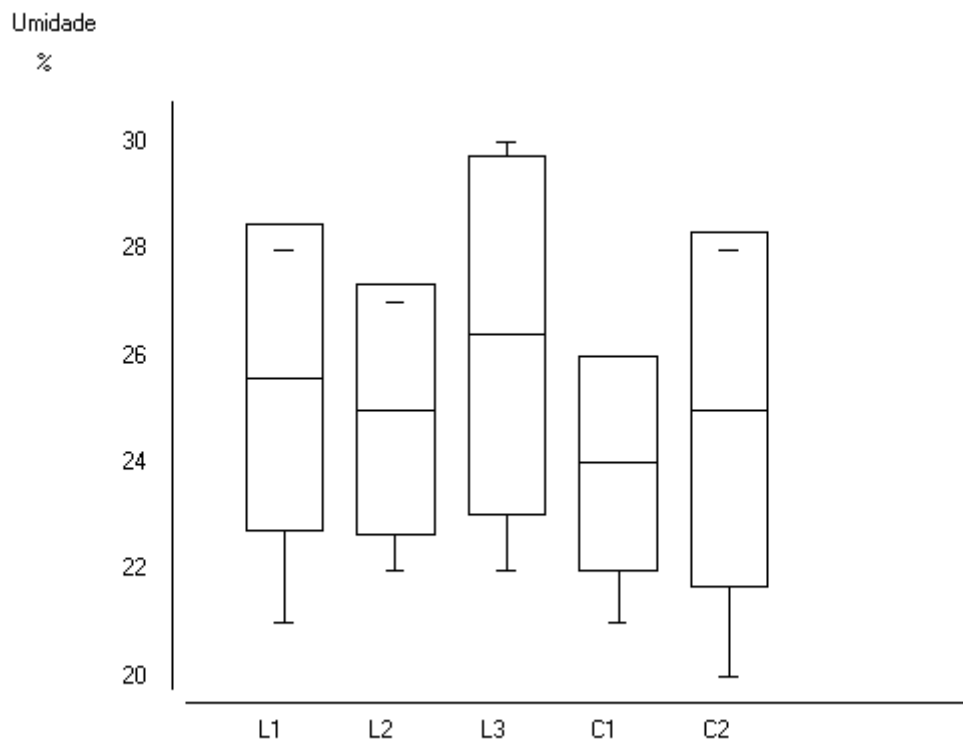
A umidade do solo nos lisímetros apresentou variância entre as médias próxima do limiar significativo ($p = 0.0572$). A interação lisímetros x tempo apresentou variância de $p = 0.0003$. Com variância significativa entre as médias da semana 1 e as médias das semanas 2, 3 e 4 ($p < 0.01$). Também houve variância entre as médias da semana 2 e as médias das semanas 3 e 4 ($p < 0.05$). A semana 4 também apresentou variância das médias da semana 5 ($p < 0.05$). A série de dados foi considerada normal para todos os lisímetros ($p > 0,05$). A variação da umidade ao longo do ciclo de cultivo nos lisímetros é visto na Figura 21 e a distribuição dos dados de desvio padrão e mínimas e máximas podem ser observadas no gráfico tipo *box-plot* (Figura 22).

Figura 21 - Variação da umidade do solo ao longo do ciclo de cultivo nos lisímetros.



Fonte: O autor, por GraphPad Prism 8 (2022).

Figura 22 - Gráfico tipo *box-plot* com a distribuição das médias e desvio padrão (caixas) com mínimas e máximas (barras) dos valores de umidade do solo para os lisímetros 1, 2 e 3, controle 1 e 2, respectivamente.



Fonte: O autor (2022).

4.3 COLETA E ANÁLISE MICROBIOLÓGICA DO LIXIVIADO

As coletas foram realizadas conforme a disponibilidade de líquido de drenagem armazenado nas bombonas, sendo que para algumas semanas não houve quantidade suficiente que possibilitasse a coleta para determinados lisímetros.

Dessa maneira, na primeira semana, apenas um lisímetro apresentou lixiviado, havendo coleta somente em L1. Na segunda semana, dois lisímetros apresentaram lixiviado, L3 e C1 (positivo). Na terceira semana, novamente, apenas um lisímetro apresentou lixiviado e houve coleta somente em L2. Na quarta semana, dois lisímetros, L1 e L2. Por fim, na última semana, houve coleta de lixiviado em três lisímetros, L1, L2 e L3. Vale destacar que o lisímetro C2 (negativo) não apresentou disponibilidade de líquido de drenagem durante todo o período experimental. Na Tabela 6 é possível verificar qual lisímetro apresentou líquido de drenagem e também se houve contaminação microbiológica.

Tratando-se de contaminação microbiológica, ao longo de toda a pesquisa, as bactérias do gênero *Salmonella* não foram detectadas através do método direto de detecção. Quanto a bactéria *E. coli*, houve detecção apenas na última análise do lixiviado, para L1 e L3, com concentrações de $7,00 \times 10^2$ UFC.g⁻¹ ($2,85 \log_{10}$ UFC.g⁻¹) e $1,00 \times 10^2$ UFC.g⁻¹ ($2,00 \log_{10}$ UFC.g⁻¹), respectivamente (Tabela 6).

Tabela 6 - Análise microbiológica do lixiviado.

	Semana	Lisímetro 1	Lisímetro 2	Lisímetro 3	Controle 1	Controle 2
	Coleta	UFC/g	UFC/g	UFC/g	UFC/g	UFC/g
<i>Salmonella</i> spp.	1	N.D.	x	x	x	x
	2	x	x	N.D.	N.D.	x
	3	x	N.D.	x	x	x
	4	N.D.	N.D.	x	x	x
	5	N.D.	N.D.	N.D.	x	x
<i>E. coli</i>	1	N.D.	x	x	x	x
	2	x	x	N.D.	N.D.	x
	3	x	N.D.	x	x	x
	4	N.D.	N.D.	x	x	x
	5	7,00E+02	N.D.	1,00E+02	x	x

Legenda: N.D. (não detectado); x (não houve lixiviado suficiente na coleta)

Fonte: O autor (2022).

Vale ressaltar que a detecção da bactéria *Escherichia coli* na última semana não foi explicada por nenhum evento extraordinário, seja de precipitação ou rega excessiva, além disso,

as condições de umidade do solo também se mantiveram na média para os lisímetros com amostras positivas.

Para efeito de comparação direta, há 14 meses do presente trabalho, nos mesmos lisímetros experimentais, Carlon (2021) realizou uma pesquisa semelhante com diversos tipos de biofertilizantes, incluindo também as fezes co-compostadas avaliadas nesse estudo. A autora obteve resultados semelhantes para as bactérias do gênero *Salmonella*, que permaneceram com a concentração inferior ao limite de detecção do método, e, portanto, não foram detectadas. Entretanto, para *E. coli*, a autora já observou uma maior concentração do microrganismo na primeira de três análises, concentração essa que foi decaindo ao longo do experimento.¹ Esses resultados diferem do presente trabalho, que apesar de detectar *E. coli*, apresentou a detecção do microrganismo apenas na última análise.

No caso específico das fezes co-compostadas, a autora ainda observou que a contaminação por *E. coli* decaiu com maior velocidade quando comparado ao tratamento controle, o que considerou como característica desse tipo de biofertilizante, que dispõe de compostos que melhoram as condições do solo e influenciam na microbiota, promovendo a competição e predação entre os microrganismos no solo. Vale destacar que na última análise de lixiviado da pesquisa, no dia 34, a autora detectou valores próximos aos detectados por *E. coli* a este trabalho para o mesmo período.

A respeito da quantidade de líquido de drenagem presente nas bombonas ao longo de todo experimento, é importante ressaltar que, na pesquisa realizada por Carlon (2021), a autora relatou que, por vezes, o reservatório de drenagem atingiu sua capacidade máxima de 50 L, valores muito acima da média dos aqui apresentados (menores que 500ml nas coletas individuais). Assim, mesmo que levando-se em consideração o alto regime de chuvas à época do trabalho de Carlon (2021), quando comparados ao deste trabalho, a falta de líquido de drenagem que possibilitasse a análise para diversos lisímetros ao longo do experimento (com destaque a C2, que não apresentou lixiviado durante todo o experimento, e ainda que, há 4 dias da segunda coleta, mesmo após um evento de precipitação considerável de 70 mm, apenas L3 e C1 apresentaram lixiviado), não se pode descartar, portanto, uma possível falha no sistema de drenagem, seja por entupimento ou vazamento (que, todavia, não foi detectada durante o período em que este experimento foi realizado).

¹ Carlon (2021) observou uma maior concentração para *E. coli* na primeira de 3 análises do lixiviado, em 5 dos 6 tratamentos analisados, incluindo o controle, com exceção das fezes estabilizadas que apresentaram comportamento distinto dos demais tratamentos.

Nesse contexto, também deve-se considerar que o solo dos lisímetros estudados apresentaram revolvimento para descompactação superficial antes do plantio, fato que pode ter alterado significativamente o caminho preferencial da água nos lisímetros. O movimento preferencial da água, por exemplo, através de canais radiculares, canais de minhocas e rachaduras naturais, é provavelmente a principal rota para o transporte rápido de microrganismos através do solo (FORSLUND *et al.*, 2011).

Quando ao lado dos resultados obtidos por Fongaro *et al.* (2017)² que, diferentemente deste trabalho, constatou que todos os microrganismos analisados percolaram significativamente e com facilidade, onde a percolação foi linear, mas o acúmulo microbiano nas camadas mais profundas foi logarítmico. A autora ainda observou que a bactéria *Salmonella* spp. percolou mais lentamente à *E. coli*, podendo explicar a não detecção da bactéria *Salmonella* spp. na última coleta, como observado para *E. coli* no presente trabalho. Além disso, a autora também observou que a *E. coli* foi transferida para as camadas mais profundas, podendo ser outra possível explicação para essa mesma não detecção.

Por fim, sob a luz de Forslund *et al.* (2011), que realizou um experimento de lixiviação com núcleos de solos intactos em condições naturais, onde, em 5 meses, choveu um total de 300 mm. O autor verificou que lixiviação de *E. coli* foi atrasada em comparação com a dos outros marcadores microbianos, indicando uma ligação mais forte da bactéria às partículas de dejetos suíno, além disso, um dos núcleos de solo avaliados não apresentou lixiviação por *E. coli*, fatos esses, que quando comparados a este trabalho, poderiam ser outra possível explicação para uma não detecção em L2, ou mesmo na demora da detecção do microrganismo em L1 e L3.

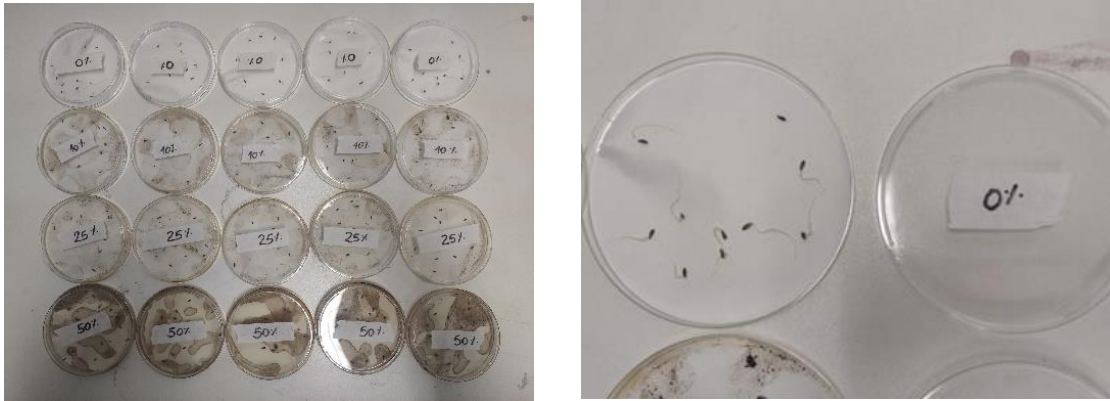
4.4 FITOTOXICIDADE

Após os 5 dias de incubação do bioensaio de fitotoxicidade (Figura 23), foram contabilizados o número de sementes que germinaram e então avaliados, com paquímetro, os comprimentos das radículas das sementes germinadas. Com isso, foram calculadas, para as 3 concentrações propostas de biofertilizante de 10 %, 25 % e 50 %: a média das sementes germinadas, a média do comprimento das radículas, a germinação relativa das sementes (GRS),

² A metodologia adotada por Fongaro *et al.* (2017) investigou a lixiviação em um modelo cilíndrico de 30 cm de altura por 60 cm de altura, onde foi aplicado 300 mm de lâmina em um curto espaço de 2 h, o que pode ter facilitado velocidade de percolação das bactérias.

o comprimento relativo da raiz (CRR) e o índice de germinação das sementes (IG), resultado que podem ser observados na Tabela 7.

Figura 23 - Teste de fitotoxicidade em placas de Petri (9x11) com papel filtro e sementes de alface para diferentes tipos de concentração e um grupo controle.



Fonte: Arquivo do autor (2022).

Tabela 7 - Média com desvio padrão das sementes germinadas e do tamanho das radículas, GRS (%), CRR (%) e IG (%).

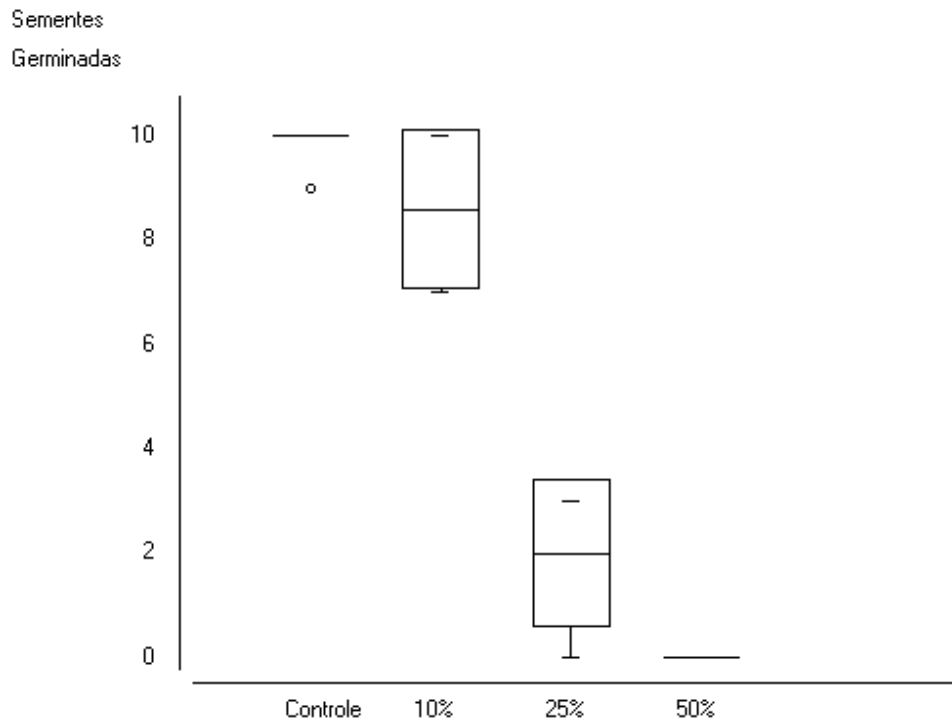
Concentração	Controle	10%	25%	50%
Média sementes germinadas	9,80±0,44	8,60±1,51	2,00±1,41	0
Média comprimento radículas (mm)	140,00±0,12	106,00±0,22	70±0,24	0
GRS (%)	-	87,75	20,40	0
CRR (%)	-	75,85	50,35	0
IG (%)	100	66,55	10,27	0

GRS: germinação relativa das sementes; CRR: comprimento relativo das radículas; IG: Índice germinação

Fonte: O autor (2022).

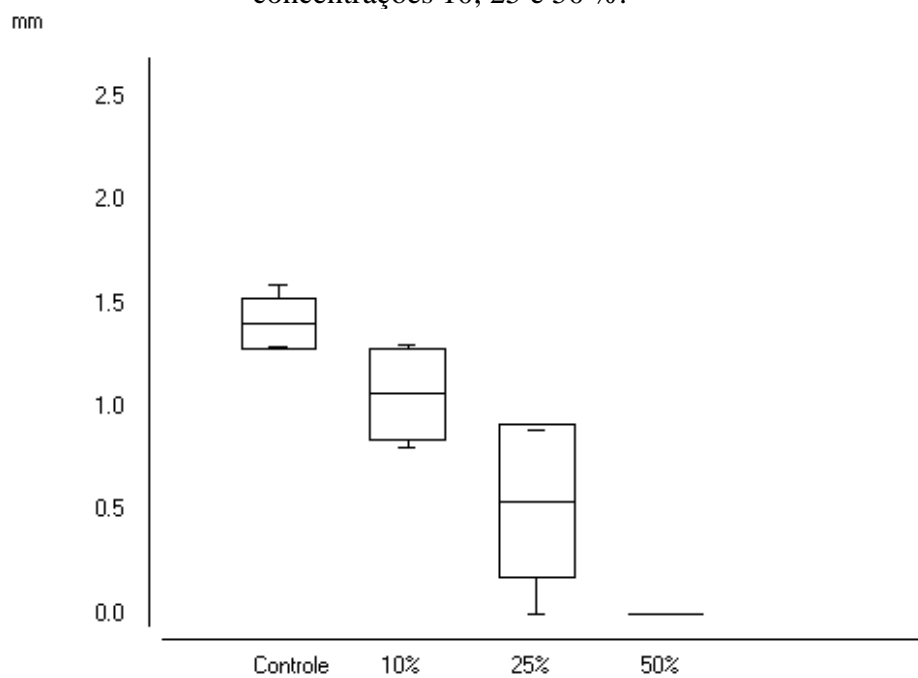
A distribuição dos dados de desvio padrão e as mínimas e máximas podem ser observados no gráfico tipo *box-plot* na Figura 24 para as sementes germinadas e na Figura 25 para o tamanho das radículas.

Figura 24 - Gráfico tipo *box-plot* com a distribuição das médias e desvio padrão (caixas) com mínimas e máximas (barras) dos valores das sementes germinadas para o controle e as concentrações 10, 25 e 50%.



Fonte: O autor, por BioEstat 5.3 (2022).

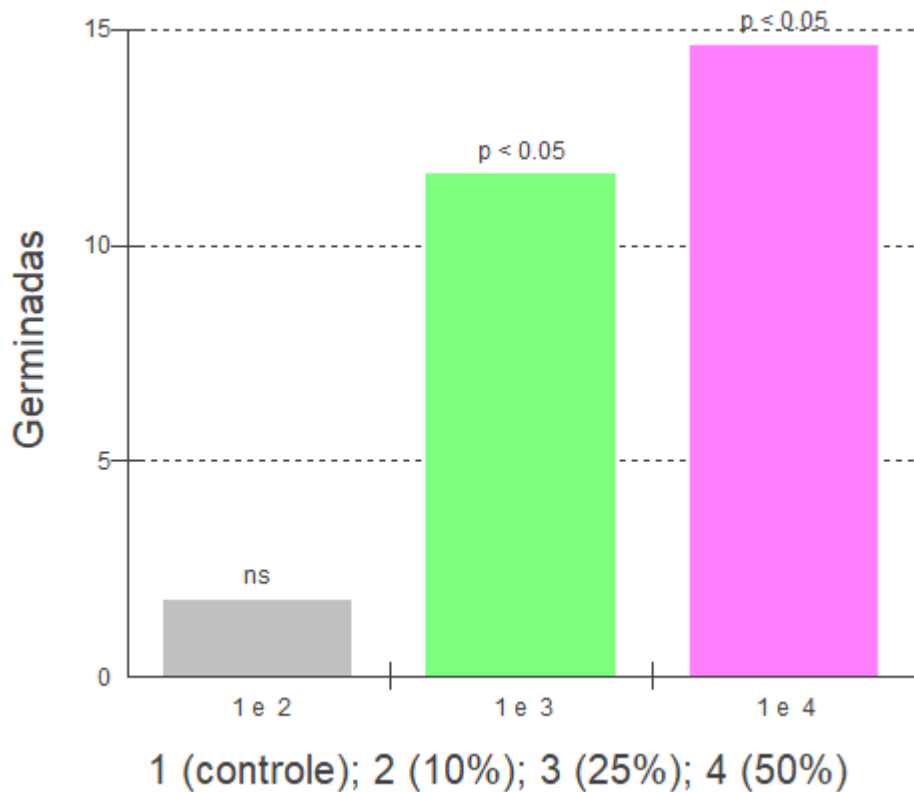
Figura 25 - Gráfico tipo *box-plot* com a distribuição das médias e desvio padrão (caixas) com mínimas e máximas (barras) dos valores do tamanho das radículas para o controle e as concentrações 10, 25 e 50 %.



Fonte: O autor, por BioEstat 5.3 (2022).

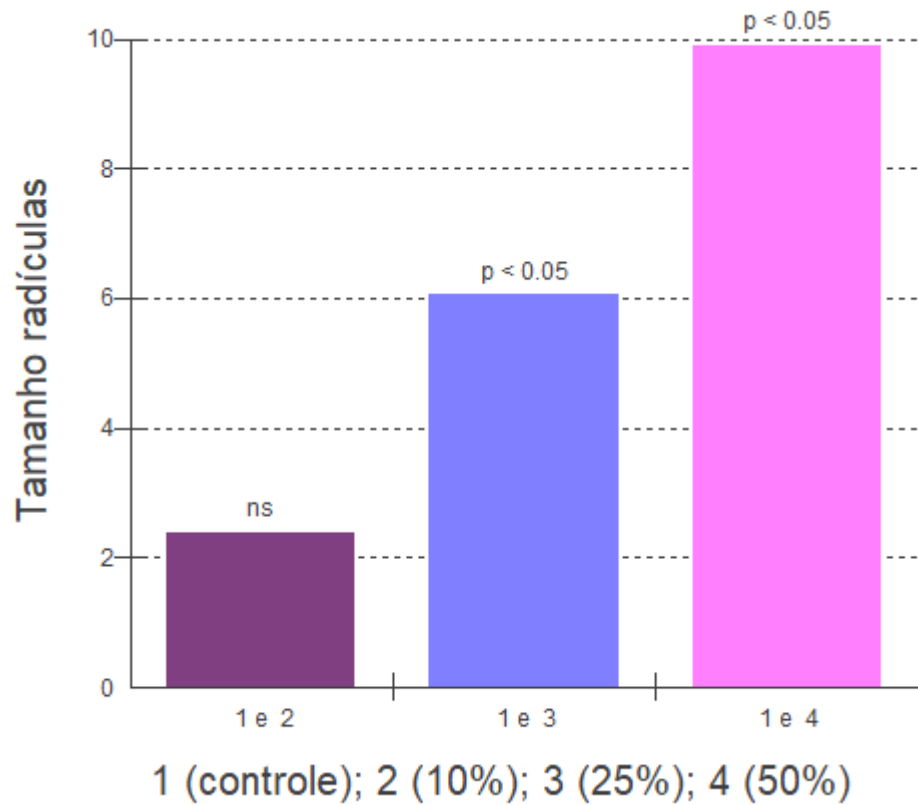
A distribuição da série de dados foi considerada normal para a germinação das sementes e o tamanho das radículas ($p > 0,05$). Assim, foi realizado o teste de análise de variância ANOVA de fator único com teste *post-hoc* de Dunnett em 5 % para comparação das médias e o grupo controle. Teve-se variâncias desiguais entre os tratamentos ($p < 0,05$), tanto para as sementes germinadas, como para o tamanho das radículas. Houve diferença significativa entre os tratamentos de 25 % e 50 % de concentração ($p < 0,05$), porém não houve diferença significativa entre as médias do grupo Controle e a concentração de 10 % de fezes co-compostadas, como observado nas Figuras 26 e 27. Os testes ANOVA realizados, encontram-se no APÊNDICE. Já a diferença entre os tratamentos encontra-se no ANEXO.

Figura 26 - ANOVA diferença entre as médias das sementes germinadas e o grupo controle.



Fonte: O autor, por BioEstat 5.3 (2022).

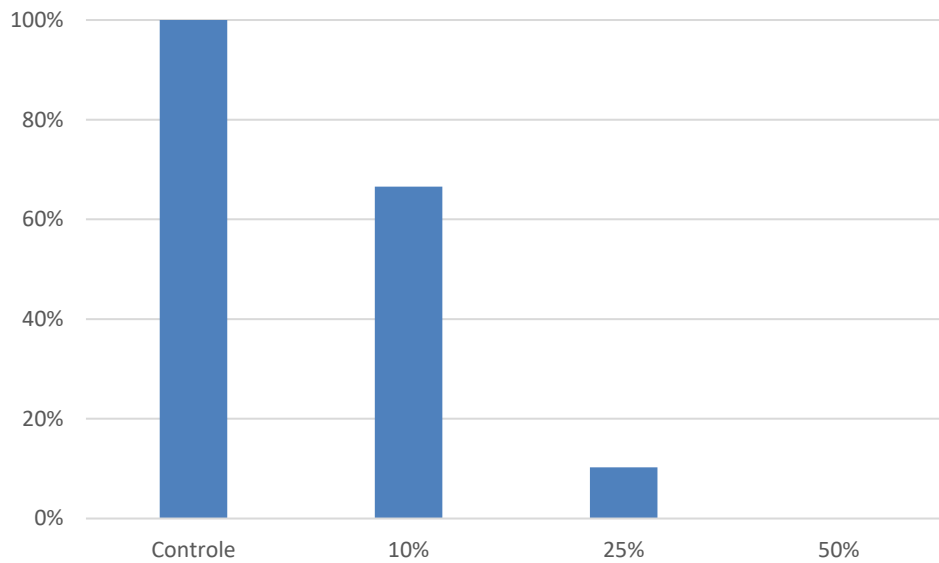
Figura 27 - ANOVA diferença entre as médias do tamanho das radículas e o grupo controle.



Fonte: O autor, por BioEstat 5.3 (2022).

No que diz respeito ao índice de germinação (IG), quando comparados os dados de concentração com o grupo controle, é possível observar que o biofertilizante de fezes co-compostadas na concentração de 10 % já foi capaz de diminuir o índice de germinação das sementes em aproximadamente de 33 %. Quando aumentamos a concentração para 25 % na diluição, a redução na germinação chegou próxima aos 90 %. Por fim, na concentração de 50 %, não houve germinação de nenhuma das sementes da amostra analisada, e portanto o IG foi zero (Figura 28).

Figura 28 - Índice de germinação (IG) das fezes co-compostadas.



Fonte: O autor (2022).

Os resultados foram interpretados tendo como referência a classificação proposta por Roig *et al.* (2012), onde o índice de germinação (IG) é classificado em: efeito benéfico ($IG \geq 100$), sem presença de substâncias fitotóxicas ($100 > IG \geq 80$), toxicidade moderada ($80 > IG > 50$) e alta toxicidade ($50 \geq IG$). De acordo com essa classificação, as fezes co-compostadas apresentam toxicidade moderada na concentração de 10 % com IG de 66,55 %, enquanto as concentrações de 25% e 50 % apresentam alta toxicidade com IG de 10,27 % e 0,00 %, respectivamente. Deste modo, sugere-se para ensaios futuros com as fezes co-compostadas que o teste seja realizado em concentrações menores, entre 1 e 10 % para uma melhor compreensão dos efeitos fitotóxicos.

Quando comparados os resultados a outros encontrados na literatura, as fezes co-compostadas apresentaram valores compreensíveis. Mañas *et al.* (2017) verificou resultado semelhante em um bioensaio realizado em sementes de alface e também de agrião com efluentes brutos de estações de tratamento de esgoto, onde na concentração de 10 % apresentaram índice de germinação de 53,60 % para as sementes de alface e 1,40 % para as de agrião. Um IG 12,95 % menor que o obtido neste trabalho para as fezes co-compostadas na mesma concentração.

Venegas *et al.* (2019) também atingiu índice de germinação semelhante em um estudo com diferentes tipos de lodo de esgoto aplicados no solo. Nas concentrações de 5 e 50 g por kg de solo, obteve índice de germinação menor que 50 % na aplicação de lodo de esgoto não digerido e maior que 70 % na aplicação de lodo de esgoto com digestão anaeróbia convencional

e avançada. Já, na concentração de 100 g.kg^{-1} de solo, o IG caiu para menos de 10 % para o lodo não digerido. Valores consoantes aos obtidos neste trabalho, com índice de germinação superior a 60 % para 10 % de concentração e menor que 10 % para 25 % de concentração.

Por fim, Priac *et al.* (2017), mesmo com um diferente tipo de efluente, onde o autor testou a sensibilidade de diversas espécies de sementes de alface e diversos tipos de água para a germinação e também analisou 4 concentrações de 3 tipos de efluentes. Como resultados, é destacado que para a variedade Appia e efluente industrial tratado através de eletrólise, o índice de germinação foi de 47 % para a concentração de 25 %, de 7 % para a concentração de 50 % e, ainda, 2 % para a concentração de 75 %, também consoantes aos números aqui apresentados para fezes co-compostadas.

5 CONSIDERAÇÕES E RECOMENDAÇÕES FINAIS

Durante a pesquisa, verificou-se que o líquido percolado pelos lisímetros não apresentou contaminação por *Salmonella* spp., porém, na quinta semana, foi detectada a presença da bactéria *Escherichia coli*, mostrando que é importante considerar a lixiviação de patógenos ao se utilizar um biofertilizante de fezes co-compostadas. Vale destacar que essa detecção não foi explicada por nenhum evento de precipitação ou rega extraordinários, onde as condições de umidade do solo se mantiveram na média. Esse evento, portanto, possivelmente foi explicado pelas condições iniciais de compactação do solo, que determinaram o fluxo preferencial adotado pelas bactérias no percolado, ou ainda o diâmetro das fraturas nos blocos que facilitaram ou dificultaram a passagem da água. Outra hipótese considerada, foi uma possível falha não detectada no sistema de drenagem, que apresentou dados inconsistentes ao longo de todo o experimento, onde não houve líquido de drenagem em diversos lisímetros, mesmo após eventos consideráveis de precipitação, porém, após eventos modestos, houve.

Ainda, devido à falta de líquido de drenagem, aliado ao grande número de não detecções das bactérias investigadas no lixiviado, não foi possível observar correlação entre o nível de contaminação e o processo de lixiviação. Recomenda-se, portanto, a manutenção preventiva e periódica do sistema de drenagem dos lisímetros instalados no CETRE, bem como conduzir testes que atestem o bom funcionamento da drenagem para pesquisas que busquem analisar percolação e lixiviação. Além disso, reforça-se que monitorar e coletar o lixiviado com maior frequência é importante para uma melhor compreensão dos processos envolvendo o transporte desses microrganismos no solo.

Quanto a fitotoxicidade das fezes co-compostadas, avaliou-se que doses inferiores a 10 % apresentam potencial para aplicação em técnicas de recuperação de nutrientes na agricultura, uma vez que o efeito tóxico foi moderado/baixo para as sementes de alface. Por outro lado, doses iguais ou superiores a 25% de biofertilizantes devem ser evitadas nas estratégias de manejo das culturas, tendo em vista que efeitos tóxicos significativos foram observados nestas condições de concentração. Desta forma, recomenda-se a realização de ensaios de fitotoxicidade em concentrações menores que 10 %, ou então que o biofertilizante seja previamente misturado ao solo, diluindo sua concentração e buscando simular condições de aplicação mais próximas a realidade.

Isto posto, acredita-se que apesar de apresentarem certa toxicidade ambiental, as fezes co-compostadas, quando usadas em concentrações adequadas, ainda podem contribuir na

melhoria do solo e fertilização, como também, que o potencial de contaminação por patógenos de águas superficiais e subterrâneas deve ser avaliado e considerado antes da aplicação do biofertilizante. Dessa maneira, reforça-se o desenvolvimento de modelos preditivos para avaliar o comportamento de patógenos entéricos em diferentes condições, como também o potencial de transferência desses microrganismos para a água e alimentos através da biofertilização, tais modelos seriam úteis para a gestão de risco e mitigação na reciclagem das excretas humanas na agricultura.

REFERÊNCIAS

- ANDRADE, Isabela Tsutiya. **Tratamento de Excretas Humanas e Resíduos Sólidos Orgânicos em Leiras de Compostagem Estáticas, Termofílicas e de Aeração Passiva**. 2020. 96 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental, Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2020.
- BISWAS, Sagor *et al.* Thermal Inactivation of Escherichia coli and Salmonella Typhimurium in Poultry Carcass and Litter at Thermophilic Temperatures. **Journal Of Applied Poultry Research**, [S.L.], v. 28, n. 2, p. 307-317, jun. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.3382/japr/pfy072>.
- CARLON, Priscila. **Aplicação de biofertilizantes de excretas humanas para o cultivo de alimentos: eficiência agrônômica e comportamento microbiológico**. 2021. 121 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental, Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2021.
- EPAGRI. Ciram. **Climatologia: atlas climatológico**. Atlas Climatológico. 2022. Disponível em: <https://circam.epagri.sc.gov.br/index.php/solucoes/climatologia/>. Acesso em: 13 jun. 2022.
- ESREY, S. A. *et al.* **Ecological sanitation for food security**. 2001. México.
- FAO. **The importance of Ukraine and the Russian Federation for global agricultural markets and the risks associated with the war in Ukraine**. 2022. Disponível em: <https://www.fao.org/documents/card/en/c/cb9013en>. Acesso em: 22 jun. 2022.
- FAO. **The state of food security and nutrition in the world. Transforming food systems for food security, improved nutrition and affordable healthy diets for all**. Rome. Disponível em: <<https://doi.org/10.4060/ca9692en>>.
- FERREIRA, Fernanda Daniela Gonçalves. **Avaliação da segurança no uso de biofertilizantes produzidos a partir de excretas humanas em cultivos de vegetais: contaminação do solo e das plantas**. 2022. 121 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental, Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2022.
- FONGARO, Gislaïne *et al.* Different Behavior of Enteric Bacteria and Viruses in Clay and Sandy Soils after Biofertilization with Swine Digestate. **Frontiers In Microbiology**, [S.L.], v. 8, n. 1, p. 1-7, 31 jan. 2017. Frontiers Media SA. <http://dx.doi.org/10.3389/fmicb.2017.00074>.
- FORSLUND, Anita *et al.* Leaching of Cryptosporidium parvum Oocysts, Escherichia coli, and a Salmonella enterica Serovar Typhimurium Bacteriophage through Intact Soil Cores following Surface Application and Injection of Slurry. **Applied And Environmental Microbiology**, [S.L.], v. 77, n. 22, p. 8129-8138, 15 nov. 2011. American Society for Microbiology. <http://dx.doi.org/10.1128/aem.05675-11>
- GUEVARA, M. D. F. *et al.* **Fitotoxicidade em águas residuárias domésticas utilizando sementes como bioindicadores**. Revista DAE, v. 67, n. 216, p. 44–51, 2019.

HARDER, Robin *et al.* Reframing human excreta management as part of food and farming systems. **Water Research**, [S.L.], v. 175, n. 1, p. 115601, maio 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2020.115601>.

JOHANNESSEN, Gro S. *et al.* Potential Uptake of Escherichia coli O157: h7 from organic manure into crisphead lettuce. **Applied And Environmental Microbiology**, [S.L.], v. 71, n. 5, p. 2221-2225, maio 2005. American Society for Microbiology. <http://dx.doi.org/10.1128/aem.71.5.2221-2225.2005>.

LEMOS, RC de; SANTOS, RD dos. **Manual de descrição e coleta de solo no campo**. [S.l.]: Campinas, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1996. v. 84.

MAGRI, Maria Elisa. **Aplicação de processos de estabilização e higienização de fezes e urina humanas em banheiros secos segregadores**. 2013. 193 f. Tese (Doutorado) - Curso de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2013.

MAÑAS, P. *et al.* Phytotoxicity test applied to sewage sludge using Lactuca sativa L. and Lepidium sativum L. seeds. **International Journal Of Environmental Science And Technology**, [S.L.], v. 15, n. 2, p. 273-280, 18 jul. 2017. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s13762-017-1386-z>.

Manual de adubação e de calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. Comissão de Química e Fertilidade do Solo. 400P, 10. ed. Porto Alegre, 2004. Disponível em: < http://www.sbcs-nrs.org.br/docs/manual_de_adubacao_2004_versao_internet.pdf>. Acesso em 20 Ago. 2020.

MURPHY, Suzannah *et al.* Potential for transfer of Escherichia coli O157: h7, listeria monocytogenes and salmonella senftenberg from contaminated food waste derived compost and anaerobic digestate liquid to lettuce plants. **Food Microbiology**, [S.L.], v. 59, n. 1, p. 7-13, out. 2016. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.fm.2016.04.006>.

NIWAGABA, C. B. **Treatment Technologies for Human Faeces and Urine**. [s.l.] Swedish University of Agricultural Sciences Uppsala, 2009.

PRIAC, Anne *et al.* Treated wastewater phytotoxicity assessment using Lactuca sativa: focus on germination and root elongation test parameters. **Comptes Rendus Biologies**, [S.L.], v. 340, n. 3, p. 188-194, mar. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.crv.2017.01.002>.

RITCHIE, H. **How many people does synthetic fertilizer feed?** Disponível em: <<https://ourworldindata.org/how-many-people-does-synthetic-fertilizer-feed>>. Acesso em: 9 dez. 2021.

ROIG, Neus *et al.* Relationship between pollutant content and ecotoxicity of sewage sludges from Spanish wastewater treatment plants. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 425, n. 1, p. 99-109, maio 2012. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.03.018>.

SENECAL, Jenna *et al.* Urea stabilisation and concentration for urine-diverting dry toilets: urine dehydration in ash. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 586, p. 650-657, maio 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.038>.

SILVEIRA, Rafael Nicolazi. **Avaliação do uso de biofertilizantes obtidos a partir de excretas humanas para produção de alface**. 2021. 56 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental, Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2021.

SIMHA, Prithvi *et al.* Continuous urea–nitrogen recycling from human urine: a step towards creating a human excreta based bio-economy. **Journal Of Cleaner Production**, [S.L.], v. 172, n. 1, p. 4152-4161, jan. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.01.062..>

UN. **World Population Prospects 2019** Department of Economic and Social Affairs. World Population Prospects 2019. New York. Disponível em: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/12283219>.

VALENTE, B. S. *et al.* Fatores que afetam o desenvolvimento da compostagem de resíduos orgânicos. **Archivos de Zootecnia**, [S.L.], v. 58, n. 224, p. 59-85, 17 set. 2008. Cordoba University Press (UCOPress). <http://dx.doi.org/10.21071/az.v58i224.5074>.

VALERIO, Marlon Escoto *et al.* Determination of phytotoxicity of soluble elements in soils, based on a bioassay with lettuce (*Lactuca sativa* L.). **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 378, n. 1-2, p. 63-66, maio 2007. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.01.007>.

VENEGAS, M. *et al.* Phytotoxicity of biosolids for soil application: influence of conventional and advanced anaerobic digestion with sequential pre-treatment. **Environmental Technology & Innovation**, [S.L.], v. 16, n. 1, p. 100445, nov. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.eti.2019.100445>.

VIANCELLI, Aline *et al.* Comportamento de micro-organismos patogênicos durante processo de compostagem de carcaças de suínos. **Research, Society And Development**, [S.L.], v. 11, n. 1, p. 1-7, 4 jan. 2022. Research, Society and Development. <http://dx.doi.org/10.33448/rsd-v11i1.24774>.

WHO (Switzerland). **Drinking-water**. 2019. Disponível em: <https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/drinking-water>. Acesso em: 08 mar. 2022.

APÊNDICE – ANOVA

No apêndice encontram-se os testes estatísticos realizados, bem como seus resultados.

Tabela 8 - Teste ANOVA um critério das sementes germinadas, onde, 1 é controle, 2, 3 e 4 são 10, 25 e 50 % de concentração, respectivamente.

FONTES DE VARIAÇÃO	GL	SQ	QM		
Tratamentos	3	349.800	116.600		
Erro	16	18.000	1.125		
F =	103.6444				
(p) =	< 0.0001				
Média (Coluna 1) =	9.8000				
Média (Coluna 2) =	8.6000				
Média (Coluna 3) =	2.0000				
Média (Coluna 4) =	0.0000				
Dunnet:	Diferença	SE	Q	V Crítico	Conclusão
Colunas 1 e 2	1.2000	0.6708	1.7889	2.4200	ns
Colunas 1 e 3	7.8000	0.6708	11.6276	2.4200	p < 0.05
Colunas 1 e 4	9.8000	0.6708	14.6090	2.4200	p < 0.05

Fonte: O autor, por BioEstat 5.3 (2022).

Tabela 9 - Teste ANOVA um critério do tamanho das radículas, onde, 1 é controle, 2, 3 e 4 são 10, 25 e 50 % de concentração, respectivamente.

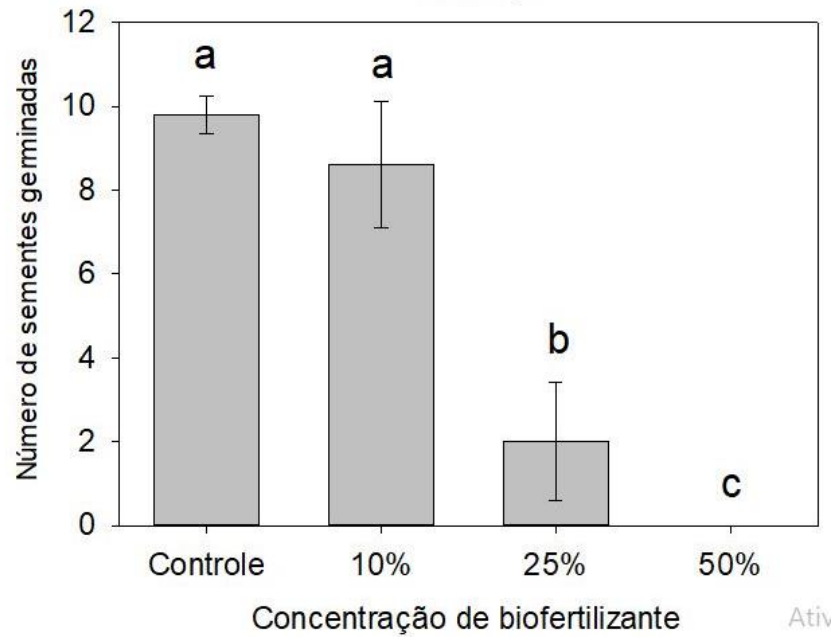
FONTES DE VARIAÇÃO	GL	SQ	QM		
Tratamentos	3	5.651	1.884		
Erro	16	0.805	0.050		
F =	37.4623				
(p) =	< 0.0001				
Média (Coluna 1) =	1.4035				
Média (Coluna 2) =	1.0648				
Média (Coluna 3) =	0.5460				
Média (Coluna 4) =	0.0000				
Dunnet:	Diferença	SE	Q	V Crítico	Conclusão
Colunas 1 e 2	0.3386	0.1418	2.3878	2.4200	ns
Colunas 1 e 3	0.8575	0.1418	6.0462	2.4200	p < 0.05
Colunas 1 e 4	1.4035	0.1418	9.8961	2.4200	p < 0.05

Fonte: O autor, por BioEstat 5.3 (2022).

ANEXO – ANOVA

Na figura 29, é possível verificar que não há diferença entre os tratamentos Controle e 10 %, porém há diferença entre Controle e 25 % e Controle e 50 %

Figura 29 – ANOVA, onde há diferença entre os tratamentos “a” “b” e “c”.



Fonte: Colaboração de Felipe Ogliari Bandeira (2022).