



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

Aline Daniel Copetti

**PRECIPITAÇÃO DA ESTRUVITA A PARTIR DE URINA: Recuperação de fósforo
e inativação de micro-organismos patogênicos**

FLORIANÓPOLIS
2023

Aline Daniel Copetti

**PRECIPITAÇÃO DA ESTRUVITA A PARTIR DE URINA: Recuperação de fósforo
e inativação de micro-organismos patogênicos**

Trabalho de Conclusão de Curso submetido ao curso de Engenharia Sanitária e Ambiental do Centro Tecnológico da Universidade Federal de Santa Catarina como requisito para a obtenção do título de Bacharel em Engenharia Sanitária e Ambiental.

Orientadora: MSC. Amanda Silva Nunes

Florianópolis

2023

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor, através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC

Copetti, Aline Daniel

Precipitação da estruvita a partir de urina: Recuperação de fósforo e inativação de micro-organismos patogênicos / Aline Daniel Copetti ; orientadora, Amanda Silva Nunes, 2023.

53 p.

Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico, Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental, Florianópolis, 2023.

Inclui referências.

1. Engenharia Sanitária e Ambiental. 2. Engenharia Sanitária e Ambiental. 3. Saneamento Ecológico. 4. Estruvita. 5. Urina. I. Nunes, Amanda Silva. II. Universidade Federal de Santa Catarina. Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental. III. Título.

Aline Daniel Copetti

PRECIPITAÇÃO DA ESTRUVITA A PARTIR DE URINA: Recuperação de fósforo e inativação de micro-organismos patogênicos

Este Trabalho de Conclusão de Curso foi julgado adequado para obtenção do título de Engenheira Sanitarista e Ambiental e aprovado em sua forma final pelo Curso de Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental.

Florianópolis, 07 de dezembro de 2023.

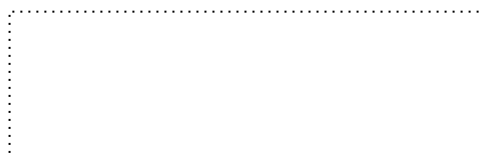


Prof. Bruno Segalla Pizzolatti, Dr.
Coordenador do Curso

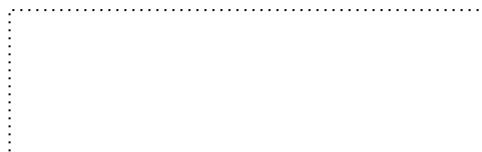
Banca examinadora



MSC Amanda Silva Nunes
Orientadora
Universidade Federal de Santa Catarina



Profa. Maria Elisa Magri, Dra.
Universidade Federal de Santa Catarina



MSC Vitor Pereira Vaz
Universidade Federal de Santa Catarina

Florianópolis, 2023.

AGRADECIMENTOS

Eu não poderia encerrar esse ciclo tão importante sem antes agradecer às pessoas que fizeram parte da minha trajetória na UFSC. Primeiramente gostaria de expressar minha profunda gratidão à minha orientadora, Amanda, sua dedicação, paciência e apoio foram fundamentais para o sucesso desta etapa. Os longos e cansativos dias que passamos juntas no laboratório valeram a pena, muito obrigada!

Gostaria também de agradecer à Professora Maria Elisa Magri e ao Vitor Pereira Vaz por aceitarem o convite para participarem da banca avaliadora do meu trabalho. Agradeço pela disposição em contribuir com suas avaliações e conhecimentos.

Agradeço de coração pela oportunidade de estudar na UFSC, com ensino de alta qualidade e gratuito. Além disso, gostaria de agradecer aos professores do curso de Engenharia Sanitária e Ambiental, foi uma honra ter aulas com os melhores.

Em especial, gostaria de agradecer profundamente aos meus pais, por sempre terem me incentivado e acreditado em mim. Essa conquista é tão de vocês quanto é minha, sou extremamente grata por toda dedicação e amor de vocês!

Por último, mas não menos importante, quero agradecer pelos amigos que fiz durante minha jornada na UFSC. Cada um de vocês contribuiu de maneira única para tornar esta experiência acadêmica tão importante e memorável, espero levar vocês pro resto da vida. Em especial, Flora, Laura, Monik e Rafaella, amigas que estão comigo desde a primeira fase do curso, obrigada por cada café que tomamos, cada bar que fomos, pelas noites estudando até tarde, e os surtos no final do semestre, a graduação não teria sido a mesma sem vocês.

RESUMO

Devido ao crescimento populacional e do lançamento inadequado de esgotos sanitários sem tratamento, uma parcela significativa da população brasileira enfrenta desafios relacionados à escassez de saneamento básico. O lançamento irregular de esgoto, contendo elevada carga orgânica e nutrientes, pode resultar na eutrofização dos corpos hídricos e conseqüentemente na perda da qualidade da água. Entre esses nutrientes, destaca-se o fósforo, um recurso mineral finito de extrema importância para a agricultura, sendo amplamente utilizado nos fertilizantes agrícolas. Diante desse cenário, têm-se buscado alternativas para a recuperação do fósforo, e uma técnica que se destaca é a precipitação da estruvita a partir de urina humana, por ser uma técnica simples, de baixo custo e alta eficiência de recuperação de nutrientes. Sendo assim, essa pesquisa tem como propósito investigar o processo de precipitação de estruvita a partir de urina humana separada na fonte, visando a recuperação de fósforo, análise do comportamento das bactérias *Escherichia coli*, *Salmonella enterica* e *Enterococcus faecalis* durante o processo de produção da estruvita, inativação desses micro-organismos patogênicos durante o processo de secagem do precipitado e avaliação da fitotoxicidade da estruvita em sementes de *Lactuca sativa* (alface) e *Eruca sativa* (rúcula) quando aplicada em diferentes concentrações. Os ensaios de precipitação foram realizados em reator piloto, o precipitado de estruvita foi seco em temperatura ambiente e em estufa a 35°C por 4 dias, sendo realizadas análises microbiológicas diariamente ao longo do período de secagem. A produção obtida nos ensaios foi de 1,51 gramas de estruvita para 1 litro de urina, com eficiência de recuperação de fósforo de 83,7%. A redução da concentração das bactérias *Escherichia coli*, *Salmonella enterica* e *Enterococcus faecalis* durante o processo de precipitação foi de 5,92log10, 6,57log10 e 4,96log10, respectivamente. A redução da concentração das bactérias no processo de secagem foi a mesma em temperatura ambiente e em estufa para a *Salmonella entérica* (2,75log10) e *Enterococcus faecalis* (4,68log10), a *Escherichia coli* reduziu 4,22log10 em temperatura ambiente e 4,24log10 em estufa. A estruvita mostrou-se fitotóxica para *Lactuca sativa* somente na concentração de 10%, enquanto para *Eruca sativa* apresentou fitotoxicidade em todas as concentrações analisadas.

Palavras-chave: Saneamento ecológico; Estruvita; Recuperação de fósforo; Urina; Patógenos entéricos.

ABSTRACT

Due to population growth and the inadequate discharge of untreated sewage, a significant portion of the Brazilian population faces challenges related to the lack of basic sanitation and drinking water. The irregular discharge of wastewater, containing a high organic load and nutrients, can result in the eutrophication of water bodies and, consequently, the loss of water quality. Among these nutrients is phosphorus, a finite mineral resource of extreme importance for agriculture, widely used in agricultural fertilizers. Given this scenario, alternatives have been sought for phosphorus recovery, and one technique that stands out is the precipitation of struvite from human urine, as it is a simple, low-cost, and highly efficient nutrient recovery technique. Therefore, the purpose of this research is to investigate the process of precipitating struvite from human urine separated at source to recover phosphorus and analyze the behavior of *Escherichia coli*, *Salmonella enterica*, and *Enterococcus faecalis* bacteria during the struvite production process, inactivation of these pathogenic microorganisms during the precipitate drying process and evaluation of the phytotoxicity of struvite on *Lactuca sativa* (lettuce) and *Eruca sativa* (rocket) seeds when applied at concentrations of 10%, 5%, and 3%. The precipitation trials were conducted in a pilot reactor, the struvite precipitate was dried at room temperature and in an oven at 35°C for four days, and microbiological analyses were carried out daily throughout the drying period. The yield obtained in the tests was 1.51 grams of struvite per 1 liter of urine, with a phosphorus recovery efficiency of 83.7%. The reduction in the concentration of *Escherichia coli*, *Salmonella enterica*, and *Enterococcus faecalis* bacteria during precipitation was 5.92 log₁₀, 6.57 log₁₀, and 4.96 log₁₀, respectively. The decrease in the concentration of bacteria in the drying process was the same at room temperature as in the oven for *Salmonella enterica* (2.75 log₁₀) and *Enterococcus faecalis* (4.68 log₁₀). At the same time, *Escherichia coli* was reduced by 4.22 log₁₀ at room temperature and 4.24 log₁₀ in the oven. Struvite was phytotoxic to *Lactuca sativa* only at a concentration of 10%, while it was phytotoxic to *Eruca sativa* at all the concentrations analyzed.

Keywords: Ecological sanitation; struvite; phosphorus recovery; urine; Enteric pathogens.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Esquema de um vaso sanitário separador.....	16
Figura 2. Descrição das atividades realizadas na pesquisa ao longo do tempo (agosto de 2023 até dezembro de 2023).....	25
Figura 3. Folheto utilizado na campanha de coleta de urina.....	26
Figura 4: Coleta de urina feminina (a) e masculina (b).....	27
Figura 5. Reator piloto para produção de estruvita.....	29
Figura 6. Concentração das bactérias <i>Escherichia coli</i> , <i>Salmonella enterica</i> e <i>Enterococcus faecalis</i> na urina durante os ensaios de precipitação da estruvita. Os valores de N.D (não detectado) foram substituídos pelo limite de detecção 1log10...35	35
Figura 7. Concentração das bactérias <i>Escherichia coli</i> , <i>Salmonella enterica</i> e <i>Enterococcus faecalis</i> durante o processo de secagem em temperatura ambiente (21±2°C). Os valores de N.D (não detectado) foram substituídos pelo limite de detecção 1log10	39
Figura 8. Concentração das bactérias <i>Escherichia coli</i> , <i>Salmonella enterica</i> e <i>Enterococcus faecalis</i> durante o processo de secagem estufa (35°C). Os valores de N.D (não detectado) foram substituídos pelo limite de detecção 1log10.....	40
Figura 9: Resultado do teste de fitotoxicidade para as sementes de <i>Lactuca sativa</i> (a) e <i>Eruca sativa</i> (b).....	42
Figura 10: Tamanho do alongamento da raiz das sementes de <i>Lactuca sativa</i> com base na concentração aplicada (controle = 0%).....	44

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Caracterização qualitativa da urina humana in natura (campanha de coleta de 24 horas).....	18
Tabela 2. Teste de fitotoxicidade aplicado em estruvita utilizando sementes de Lactuca sativa e Eruca sativa, G, LR (mm), PGR (%), GRR (%) e IG (%).....	43
Tabela 3. Classificação das concentrações quanto ao nível de fitotoxicidade.....	47

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	12
2	OBJETIVOS	14
2.1	OBJETIVO GERAL	14
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	14
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	15
3.1	SANEAMENTO FOCADO EM RECUPERAÇÃO DE RECURSOS.....	15
3.2	CARACTERIZAÇÃO DA URINA HUMANA.....	17
3.2.1	Micro-organismos patogênicos	19
3.2.2	Recuperação de fósforo pela precipitação da estruvita	20
3.3	PROCESSOS DE SECAGEM DO PRECIPITADO DE ESTRUVITA	21
3.3.1	Inativação de micro-organismos patogênicos no precipitado de estruvita	22
3.4	USO DA ESTRUVITA DE URINA HUMANA NA AGRICULTURA	23
4	METODOLOGIA	25
4.1	URINA HUMANA	26
4.2	PREPARAÇÃO DOS INÓCULOS	27
4.3	ENSAIOS DE PRECIPITAÇÃO DA ESTRUVITA.....	28
4.4	SECAGEM DA ESTRUVITA	30
4.5	ENUMERAÇÃO DAS BACTÉRIAS	31
4.6	AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE	32
4.7	ANÁLISES ESTATÍSTICAS	33
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	33
5.1	RECUPERAÇÃO DE FÓSFORO	33
5.2	COMPORTAMENTO DE ESCHERICHIA COLI, SALMONELLA ENTERICA E ENTEROCOCCUS FAECALIS	34
5.2.1	Comportamento das bactérias durante a precipitação da estruvita	34
5.2.2	Comportamento das bactérias durante o processo de secagem	37
5.2.2.1	<i>Secagem em temperatura ambiente</i>	38
5.2.2.2	<i>Secagem em estufa</i>	39
5.3	AVALIAÇÃO DA FITOTOXICIDADE DA ESTRUVITA.....	41
6	CONCLUSÃO	48
	REFERÊNCIAS	49

1 INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas, observou-se um crescimento populacional desenfreado, com a rápida urbanização transformando as cidades em centros de oportunidades, mas também em desafios complexos. Esse aumento na população tem gerado uma pressão significativa sobre os recursos naturais e o meio ambiente. Neste contexto, o equilíbrio entre a expansão das áreas urbanas e a preservação do meio ambiente tem se tornado uma prioridade global. Ao mesmo tempo, a necessidade de fornecer serviços de saneamento eficazes tornou-se mais crucial do que nunca.

No Brasil, dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), apontam que apenas cerca de 55,8% da população total tem rede de esgoto e somente 51,2% dos esgotos do país são tratados (BRASIL, 2021). O sistema de saneamento convencional, mencionado nas estatísticas, adota um modelo linear, em que as excretas são consideradas descartáveis. Em contrapartida, o sistema de saneamento ecológico é caracterizado por um modelo circular, com objetivo de reciclar os nutrientes das excretas, ao mesmo tempo que visa a redução da carga de nutrientes lançados dos corpos hídricos (WERNER *et al.*, 2009).

O lançamento de esgoto nos corpos hídricos sem tratamento representa um problema para o meio ambiente, uma vez que contribui para o aumento da carga de nutrientes nos ecossistemas aquáticos, acelerando o processo de eutrofização, principalmente devido a presença de fósforo (MARTÍ *et al.*, 2017). A eutrofização resulta no crescimento demasiado de algas, impactando diretamente a biota aquática, a qualidade da água, e o abastecimento de água.

O fósforo desempenha um papel essencial na agricultura, sendo um componente vital para o crescimento das plantas e desenvolvimento de sua parte produtiva. No entanto, as concentrações de fósforo naturalmente presentes no solo geralmente não são suficientes para atender às demandas nutricionais das culturas (HAVLIN *et al.*, 2013). Sendo assim, são utilizados fertilizantes, em sua maioria químicos, para suprir essa carência. Entretanto, o fósforo contido nesses fertilizantes sintéticos é um recurso finito, obtido por meio da extração de rochas fosfatadas, as quais segundo Cordell *et al.* (2009), tendem a se esgotar em 70 a 100 anos.

Diante do esgotamento das reservas de fósforo, torna-se essencial explorar fontes alternativas desse elemento. Nos últimos anos, tem-se observado um aumento significativo na pesquisa voltada à recuperação de nutrientes da urina. Dentre essas

abordagens, destaca-se a precipitação da estruvita, uma técnica que se sobressai pela sua simplicidade, baixo custo e alta eficiência na recuperação de nutrientes (ETTER et al. 2011).

No entanto, embora a urina humana seja boa fonte de nutrientes, sua utilização na produção de fertilizantes agrícolas demanda cuidados especiais, visto que, a urina pode conter micro-organismos patogênicos (DECREY *et al.*, 2011), o que pode acarretar riscos à saúde humana e a contaminações ambientais. Portanto, é de suma importância investigar a inativação desses micro-organismos na precipitação de estruvita.

Sendo assim, diante da exploração insustentável das reservas de fósforo e da necessidade de promover um desenvolvimento sustentável, o presente estudo tem como propósito investigar o processo de precipitação de estruvita a partir de urina humana separada na fonte, visando a recuperação de fósforo, inativação de micro-organismos patogênicos e avaliação da fitotoxicidade da estruvita.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

O objetivo geral deste trabalho é estudar o processo de precipitação da estruvita a partir da urina humana separada na fonte em termos de recuperação de fósforo, inativação de micro-organismos patogênicos e fitotoxicidade.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar a eficiência da recuperação de fósforo a partir da precipitação da estruvita;
- Analisar o comportamento das bactérias *Escherichia coli*, *Salmonella enterica* e *Enterococcus faecalis* como modelos bacterianos durante o processo de produção da estruvita;
- Investigar o processo de secagem da estruvita em temperatura ambiente e estufa, visando a inativação dos micro-organismos patogênicos.
- Avaliar a fitotoxicidade da estruvita em dois tipos de sementes (*Lactuca sativa* e *Eruca sativa*) em bioensaios.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 SANEAMENTO FOCADO EM RECUPERAÇÃO DE RECURSOS

A Agenda 2030 das Nações Unidas é um compromisso global que visa abordar desafios fundamentais que o mundo enfrenta, buscando o desenvolvimento sustentável. Um dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) estabelecidos nessa agenda é o ODS 6, que se concentra em assegurar a disponibilidade e gestão sustentável da água e o saneamento para todos até 2030 (Nações Unidas Brasil, 2015). O saneamento desempenha um papel crucial nesse contexto, pois está diretamente ligado à saúde pública, à preservação ambiental e ao bem-estar das comunidades.

O sistema de saneamento convencional opera sob um modelo linear que envolve a coleta, transporte, tratamento (quando existente) e destinação final do esgoto. Conforme destacado por Werner *et al.* (2009), esse sistema tende a causar a contaminação dos corpos hídricos com nutrientes, fármacos, hormônios, matéria orgânica, micro-organismos patogênicos e outros poluentes, desencadeando, por conseguinte, o processo de eutrofização dos corpos d'água. Além disso, consome água de boa qualidade para a descarga e transporte de excretas humanas, e há significativos gastos de energia e custos operacionais e de manutenção.

Por outro lado, o sistema de saneamento ecológico se baseia em um modelo circular, visando a reciclagem e aproveitamento dos recursos gerados do saneamento. Segundo Werner *et al.* (2009) este sistema oferece uma série de vantagens, incluindo melhoria na saúde pública ao reduzir a introdução de micro-organismos patogênicos do esgoto no ciclo da água. Adicionalmente, promove a sustentabilidade ao estimular a reciclagem segura e higiênica de nutrientes, produtos orgânicos, água e energia, contribuindo para a conservação de recursos, como a redução do consumo de água e a substituição de fertilizantes químicos, com a consequente minimização da poluição da água. Ademais, contribui para a preservação da fertilidade dos solos, valoração das excretas humanas e utilização na produção de alimentos.

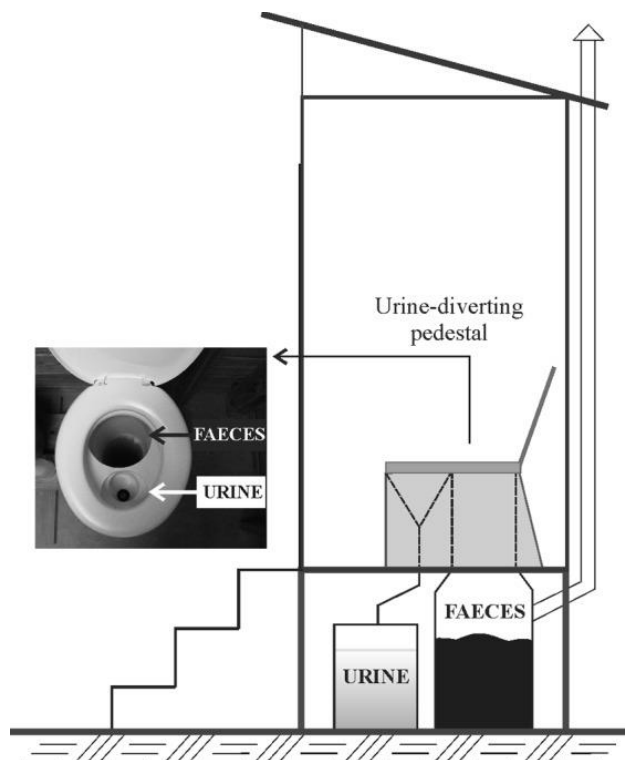
Considerando que um dos objetivos do saneamento ecológico é recuperar e reutilizar os nutrientes contidos nas excretas humanas, o banheiro seco destaca-se como um exemplo proeminente dessa estratégia. Diversas nações ao redor do mundo

utilizam o banheiro seco, incluindo os Estados Unidos, Canadá, Suécia, Noruega, Nova Zelândia, Inglaterra e Austrália (ALVES, 2009).

Existem diferentes tipos de banheiros secos, como por exemplo, o banheiro seco compostável, no qual há a mistura das fezes com a urina em um mesmo recipiente, neste tipo é utilizada a compostagem para tratar as excretas (SMITH, 2015). O segundo modelo é o banheiro seco com vaso separador, no qual ocorre a separação das fezes e da urina, de acordo com Magri (2013), esse tipo de banheiro seco apresenta a vantagem de facilitar o tratamento e manipulação das fezes, que ficam menos úmidas, além de otimizar a concentração dos nutrientes presentes na urina.

O banheiro seco não apenas reduz significativamente a necessidade de água potável para diluir e transportar as excretas humanas, mas também desempenha um papel crucial na mitigação do risco de transmissão de doenças de veiculação hídrica, através da segregação e tratamento individual das excretas humanas e evitando a mistura das fezes com urina ou água potável (ESREY *et al.*, 2001). Um esquema ilustrativo de um vaso sanitário separador de urina e fezes é apresentado na Figura 1.

Figura 1: Esquema de um vaso sanitário separador.



Fonte: Magri, Philippi e Vinnerås (2013).

A qualidade das excretas está diretamente relacionada ao gerenciamento adequado dos banheiros secos. Um projeto apropriado é essencial para garantir o funcionamento do banheiro, o qual deve apresentar compartimento para as excretas; boa circulação de ar, promovendo a ventilação necessária e, por conseguinte, contribuindo para a redução de odores indesejados; e material ideal de recobrimento para as excretas como papéis ou folhas secas, serragem ou cal para sua desidratação e alcalinização do material. Ademais, é importante assegurar práticas de manuseio e manutenção adequadas a fim de garantir a eficiência contínua do sistema ao longo do tempo (ANAND *et al.*, 2014; TONETTI *et al.*, 2018).

3.2 CARACTERIZAÇÃO DA URINA HUMANA

A urina humana é uma solução aquosa excretada pelo organismo humano. Ela é composta predominantemente por água que compreende aproximadamente 95% de sua composição e o restante da constituição inclui uma variedade de sais e nutrientes, tais como cloreto de sódio, ureia, amônia, potássio e fósforo (VINNERÅS, 2001; ROSE *et al.*, 2015). A Tabela 1 apresenta a caracterização qualitativa da urina humana in natura de acordo com Magri (2013).

Em média, uma pessoa em idade adulta produz 1,5 litros de urina por dia, podendo variar entre 1 e 2,5 litros, conforme apontado por Rauch *et al.* (2003). Sendo assim, uma pessoa adulta gera em média 400 litros de urina ao longo de um ano, o que resulta em 4,0 kg de nitrogênio, 0,4 kg de fósforo e 0,9 kg de potássio (ESREY *et al.*, 1998).

É importante salientar que as características da urina são suscetíveis a variações de acordo com diversos fatores, tais como o sexo, a idade, o peso e o estilo de vida do indivíduo. Ademais, as condições ambientais, como o clima e localização geográfica também influenciam nas características da urina (JÖNSSON; VINNERÅS, 2004; ZANCHETA, 2007).

Embora a quantidade de urina nos esgotos sanitários represente apenas cerca de 1% do volume total, ela contribui com uma parcela considerável dos nutrientes que chegam em uma estação de tratamento de esgoto. Essa contribuição corresponde a aproximadamente 80% de nitrogênio, 50% de fósforo e 90% de potássio, nutrientes essenciais para a agricultura (MEINZINGER; OLDENBURG, 2009).

Tabela 1. Caracterização qualitativa da urina humana in natura (campanha de coleta de 24 horas).

Parâmetros	Urina masculina 24h	Urina feminina 24h
pH	5,84	6,12
Alcalinidade (mg.L ⁻¹)	1120	1160
Condutividade Elétrica (mS.cm ⁻¹)	25	25
DBO ₅ (mg.L ⁻¹)	4260	5020
DQO t (mg.L ⁻¹)	10170	8430
N-NH ₄ ⁺ (mg.L ⁻¹)	1700	875
N-NO ₂ ⁻ (mg.L ⁻¹)	0,0	0,0
N-NO ₃ ⁻ (mg.L ⁻¹)	18	16
NTK (mg.L ⁻¹)	4592	5012
N orgânico (mg.L ⁻¹)	2892	4137
NT (mg.L ⁻¹)	4610	5028
P-PO ₄ ⁻³ (mg.L ⁻¹)	638	408
SST (mg.L ⁻¹)	400	430
ST (mg.L ⁻¹)	26495	27109
STF (mg.L ⁻¹)	13322	11767
STV (mg.L ⁻¹)	13172	15341
<i>Coliformes totais</i> (NMP.100mL ⁻¹)	2,4E+03	4,1E+03
<i>Escherichia coli</i> (NMP.100mL ⁻¹)	Não detectado	Não detectado
<i>Enterococcus faecalis</i> (NMP.100mL ⁻¹)	Não detectado	Não detectado

Fonte: Magri, 2013

Esses nutrientes em questão têm o potencial de gerar incrustações e corrosão em sistemas de tubulação, devido ao fenômeno natural de precipitação. Além disso, resulta em um aumento nos gastos associados à limpeza das incrustações e ao tratamento dos efluentes, visto que possui uma elevada carga orgânica. Ademais, há o risco de causar eutrofização nos corpos hídricos (MENDES, 2019).

Por essas razões, torna-se fundamental realizar a separação das frações de resíduos diretamente na sua origem. Além de prevenir as questões mencionadas anteriormente, essa prática pode resultar em economia tanto de água quanto de recursos financeiros, bem como na recuperação de nutrientes disponíveis.

Contudo, embora a urina humana seja rica em nutrientes, é fundamental estar ciente de que também pode conter micro-organismos patogênicos (BISCHEL *et al.*, 2015). Portanto, é necessário avaliar o risco microbiológico de se utilizar derivados da urina como biofertilizantes. Essa avaliação é essencial para garantir que o uso desses derivados não represente uma ameaça à saúde pública, protegendo, assim, a saúde da população e assegurando a segurança dos sistemas de produção agrícola.

3.2.1 Micro-organismos patogênicos

A urina humana contém uma quantidade relativamente baixa de micro-organismos patogênicos em comparação com as fezes. No entanto, ainda é possível encontrar uma ampla variedade de patógenos na urina. No estudo realizado por Bischel *et al.* (2015), foi avaliada a presença de patógenos humanos na urina separada. Foram investigados 9 patógenos humanos virais e 10 bacterianos transmitidos pela rota fecal-oral, além da análise de produtos farmacêuticos e de um gene de resistência a antibióticos. Os patógenos virais mais comumente identificados foram o poliomavírus JC, o rotavírus e o adenovírus humano, presentes em 100%, 34% e 31% das amostras, respectivamente. As bactérias *Aeromonas* spp. e *Shigella* spp. foram frequentemente detectadas em 94% e 61% das amostras, respectivamente. A bactéria *Clostridium perfringens*, conhecida por sua capacidade de sobreviver por períodos prolongados na urina, foi encontrada em 72% das amostras.

Além disso, a possibilidade de contaminação cruzada entre fezes e urina pode se manifestar devido ao uso inadequado ou à higiene insuficiente do banheiro. Portanto, é de suma importância a detecção de micro-organismos entéricos, tais como *Escherichia coli* e *Salmonella* spp., na urina separada na fonte, a fim de avaliar o potencial risco de contaminação cruzada por fezes (AN *et al.*, 2020).

O armazenamento da urina é capaz de inativar os micro-organismos devido à elevação do pH e às altas concentrações de amônia geradas pela hidrólise da ureia (UDERT *et al.*, 2003). Além disso, a temperatura da urina armazenada também influencia na inativação. Conforme Decrey *et al.* (2011), em relação à maioria dos patógenos, um período de armazenamento de seis meses é suficiente para inativá-los, entretanto, alguns micro-organismos necessitam de um tempo maior, como vírus e helmintos. Portanto, de acordo com o autor, é recomendável fazer um tratamento adicional antes de utilizar a urina armazenada como fertilizante.

3.2.2 Recuperação de fósforo pela precipitação da estruvita

A concentração de nutrientes disponíveis na urina é baixa quando comparada com os fertilizantes químicos, ocasionando em custos elevados com o armazenamento e transporte da urina. Por isso, é necessário incorporar uma etapa específica no processo de tratamento da urina, com o propósito de concentrar esses nutrientes (MAURER *et al.*, 2006).

Há várias metodologias disponíveis para a recuperação de nutrientes a partir da urina. Entre essas abordagens, incluem-se a estocagem da urina em um recipiente fechado, o processo de evaporação, a precipitação da estruvita, bem como técnicas como a eletrodialise, osmose reversa e o congelamento-descongelamento da urina (LOURO *et al.*, 2012; BOTTO, 2013).

De acordo com Etter *et al.* (2011), entre os processos existentes de extração de nutrientes da urina, o mais estudado e aplicado é a precipitação química da estruvita. Os autores afirmam que este método se destaca por ser uma técnica simples, de baixo custo e com alta eficiência de recuperação de nutrientes como o fósforo.

A estruvita, conhecida também como fosfato de amônia e magnésio hexahidratado, é uma substância cristalina com fórmula química $MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$. Ela é formada em soluções supersaturadas, com proporções equimolares de magnésio (Mg^{2+}), amônio (NH_4^+) e fosfato (PO_4^{3-}), contendo aproximadamente 5,7% N, 12,6% P e 9,9% Mg em massa. A estruvita é uma substância de alta densidade, que não possui odor e apresenta baixa solubilidade em água. No entanto, ela demonstra alta solubilidade em soluções ácidas e torna-se insolúvel em soluções neutras e alcalinas, resultando na sua precipitação em amostras com um pH alcalino. (LIU *et al.*, 2016).

Devido à insuficiente concentração de magnésio na urina para propiciar a precipitação da estruvita, é essencial incorporar uma fonte suplementar de magnésio, em que o magnésio desempenha o papel de íon limitante, esse processo resulta na supersaturação da solução, levando, por conseguinte, à precipitação da estruvita. As fontes mais comuns utilizadas incluem cloreto de magnésio ($MgCl_2$), óxido de magnésio (MgO) e hidróxido de magnésio ($Mg(OH)_2$) (ZAMORA *et al.*, 2017), no entanto, devido ao seu alto custo, esses compostos tornam as aplicações em grande

escala economicamente inviáveis. Como alternativa, também são exploradas fontes naturais mais acessíveis, como a água do mar (ETTER *et al.*, 2011; FRANCO, 2020)

A fim de aprimorar a precipitação da estruvita, é preciso levar em consideração os parâmetros operacionais para alcançar as condições ideais. O estudo realizado por Franco (2020) definiu as condições ótimas de operação para a recuperação teórica de 90% de fósforo da urina para os valores de pH, velocidade e tempo de rotação e razão molar.

3.3 PROCESSOS DE SECAGEM DO PRECIPITADO DE ESTRUVITA

Após passar pelo processo de precipitação da estruvita, é necessário conduzir a separação e subsequente secagem dos cristais de estruvita formados (XU *et al.*, 2022). Os métodos de separação mais comuns identificados na literatura são a filtração e decantação (SILVA, 2013).

Já a secagem do precipitado de estruvita pode ser realizada em temperatura ambiente ou utilizando uma estufa, contudo, é fundamental que a temperatura não ultrapasse 50°C, uma vez que temperaturas elevadas podem afetar as propriedades da estruvita (BHUIYAN; MAVINIC; KOCH, 2008). Além disso, Decrey *et al.* (2011) destacam que a exposição a temperaturas elevadas pode aumentar o risco de perda de amônia, o que, por sua vez, pode ocasionar uma diminuição na concentração de nitrogênio no produto final.

A secagem em temperatura mais elevada do que a temperatura ambiente, examinada em experimentos, melhorará razoavelmente a inativação dos patógenos no produto de estruvita. No entanto, isso também pode resultar na perda de água cristalina e amônia nos cristais de estruvita devido à sua decomposição (BHUIYAN *et al.*, 2008).

Secar a estruvita ao sol também é uma opção, especialmente para reatores em pequena escala. No entanto, Decrey *et al.* (2011) constataram que nenhuma inativação significativa do fago Φ X174 ou ovos de *Ascaris suum* foi observada quando a estruvita foi exposta à luz solar por até 5 horas a 31°C, com uma umidade relativa inferior a 35%. O curto tempo de exposição pode ser uma das razões predominantes para a inativação ineficaz. A exposição à luz solar aumentará a temperatura da estruvita e acelerará a perda de umidade, teoricamente induzindo a desinfecção da estruvita.

3.3.1 Inativação de micro-organismos patogênicos no precipitado de estruvita

É crucial realizar uma análise abrangente da presença de micro-organismos patogênicos no precipitado de estruvita, especialmente quando se destina à aplicação direta como fertilizante (XU *et al.*, 2022). De acordo com Franco (2020), embora o tema seja de grande relevância, existe carência de estudos que se concentrem na investigação da presença e do comportamento de micro-organismos patogênicos, particularmente durante as fases de precipitação, separação e secagem da estruvita.

Embora falte compreensão sobre o processo de adsorção de micro-organismos patogênicos na estruvita, ainda é possível realizar com eficácia a inativação de patógenos no precipitado durante as etapas subsequentes de secagem (Bischel *et al.*, 2016). A temperatura e a umidade desempenham papéis importantes na determinação da eficiência da inativação de patógenos.

No estudo feito por Bischel *et al.* (2016), os resultados experimentais indicaram que a inativação de bactérias heterotróficas, bactérias totais, *Enterococcus spp.* e *Salmonella typhimurium* acumulada na estruvita da urina melhorou com o aumento da temperatura para secagem a umidade relativa constante. Em condições de secagem otimizadas, a redução de heterótrofos chegou a atingir um valor de até 3log10 dentro de um período de 100 horas.

Decrey *et al.* (2011) avaliou a inativação do fago Φ X174 e dos ovos de *Ascaris suum* durante o processo de secagem. Os ovos de *Ascaris suum* demonstraram uma inativação superior a 99% quando submetidos a uma temperatura de 35-36°C após secagem por 3 dias. Notavelmente, a inativação dos ovos atingiu apenas 1,2 log10 após 3 dias de secagem à temperatura de 35°C e umidade relativa de 85%, enquanto alcançou uma redução de mais de 2 log10 após apenas 1 dia de secagem à temperatura de 36°C e umidade relativa de 36%. Isso ressalta que a inativação dos ovos de *Ascaris suum* durante o processo de secagem da estruvita é otimizada em condições de baixa umidade relativa.

Para o fago Φ X174, observou-se que a inativação durante a secagem da estruvita foi mais rápida em altas temperaturas e baixa umidade relativa e mais lenta em baixa temperatura e alta umidade relativa. Após um período de secagem de 3 dias, a inativação abrangeu uma faixa de 0,5 log10 unidades à temperatura de 5°C e umidade relativa 85% e a 3,5 log10 unidades à temperatura de 36°C e umidade relativa 35%.

3.4 USO DA ESTRUVITA DE URINA HUMANA NA AGRICULTURA

O fósforo é um dos minerais essenciais para a produção agrícola, contudo, é encontrado em baixas concentrações no solo (HAVLIN *et al.*, 2013). Portanto, é indispensável a correção nutricional do substrato, sendo comumente utilizado fertilizantes sintéticos para suprir essa carência. Todavia, o fósforo é um recurso finito, obtido por meio da extração de rochas fosfatadas, cujas reservas, de acordo com Cordell *et al.* (2009), tendem a se esgotar no período de 70 a 100 anos. Posto isso, o uso da estruvita como biofertilizante emerge como uma alternativa sustentável para a recuperação desse mineral.

Adicionalmente, como apresentado pelos autores Morita *et al.* (2019), a estruvita se sobressai sobre os demais fertilizantes sintéticos devido à sua liberação lenta. Isso significa que as plantas assimilam apenas as quantidades necessárias ao seu desenvolvimento, resultando em aplicações menos frequentes, evitando problemas de hipersaturação de nutrientes e a redução do escoamento de excesso de nutrientes para os corpos hídricos, diminuindo assim os processos de eutrofização. Ademais, segundo o autor, os fertilizantes sintéticos costumam possuir teores mais elevados de metais pesados do que os encontrados na estruvita.

Apesar das vantagens que a estruvita oferece, a sua aplicação em grande escala é limitada devido aos custos elevados dos reagentes químicos, tais como o magnésio e álcali (BENÁ FILHO, 2019). Além disso, observa-se a ausência de incentivos legais e econômicos para promover a reciclagem do fósforo em prol da segurança alimentar no futuro (MORITA *et al.*, 2019). Outro elemento destacado por Bená Filho *et al.* (2020), é a questão da aceitação por parte dos agricultores, uma vez que muitos agricultores ainda não têm familiaridade com a concepção de utilizar efluentes provenientes do saneamento como matéria-prima na produção de fertilizantes.

A aplicação da estruvita como fertilizante agrícola foi submetida a ensaios em várias culturas, tais como alface (GONZÁLEZ-PONCE *et al.*, 2009), milho (ANTONINI *et al.*, 2012) e plantas medicinais (YETILMEZSOY *et al.*, 2013), resultando em um bom desempenho. Muitos estudos destacam a necessidade de recursos adicionais para maximizar o potencial de estruvita como fertilizante na produção de alimentos, por meio da combinação com outros condicionadores de solo, como compostos orgânicos e nutrientes minerais. Embora tenha evidenciado resultados promissores, ainda há

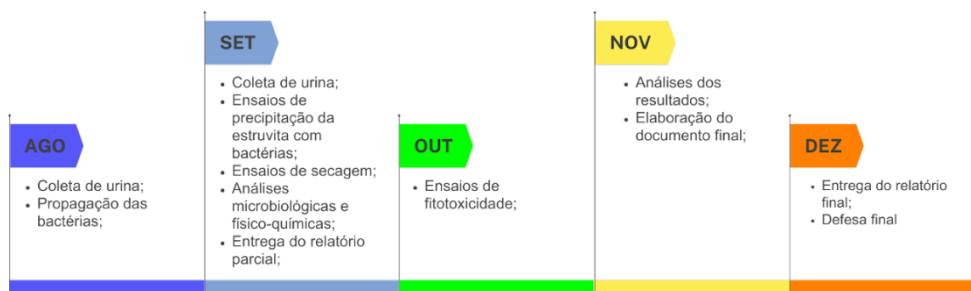
uma carência de informações sobre a aplicação da estruvita como fertilizante agrícola, por isso, são necessárias mais pesquisas com o propósito de adquirir novas informações capazes de complementar o conhecimento sobre o assunto (MEMELLI *et al.*, 2018).

4 METODOLOGIA

Esta pesquisa faz parte da pesquisa de doutorado da Amanda Silva Nunes e encontra-se inserida no Grupo de Pesquisas de Recuperação de Recursos em Sistemas de Saneamento (RESSA), do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), em Florianópolis, SC. Este grupo de pesquisa estuda práticas de saneamento orientado para recursos, como aplicação de processos de estabilização e higienização de excretas (MAGRI, 2013), otimização do processo de precipitação da estruvita (FRANCO, 2020), aplicação de biofertilizantes de excretas humanas para cultivos de alimentos (CARLON, 2021), avaliação do risco microbiológico associado ao reuso de águas cinzas (CRUZ, 2021), avaliação da segurança no uso de biofertilizantes em cultivos de vegetais (FERREIRA, 2022) e avaliação do impacto de fármacos em cultivos de vegetais (SANTOS, 2022).

A pesquisa de mestrado de Franco (2020), possibilitou obter condições ideais de pH, velocidade de rotação e relação magnésio/fósforo para obter máxima eficiência de recuperação de fósforo durante o processo de precipitação da estruvita. Paralelamente, a autora avaliou o comportamento de micro-organismos durante o processo de produção de fertilizante; no entanto, o processo de secagem utilizado não foi suficiente para garantir a segurança microbiológica do produto produzido. Assim, esta pesquisa visa complementar esse tópico de pesquisa investigando diferentes processos de secagem por períodos mais longos. As atividades realizadas nesta pesquisa são apresentadas na Figura 2.

Figura 2. Descrição das atividades realizadas na pesquisa ao longo do tempo (agosto de 2023 até dezembro de 2023).



Fonte: A autora (2023).

4.1 URINA HUMANA

Para a realização dos experimentos, utilizou-se urina humana obtida em campanhas de coleta realizadas nos meses de agosto e setembro de 2023 nos banheiros femininos e masculinos do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Para o estudo foram coletados e utilizados cerca de 90 litros de urina separada na fonte. A Figura 3 ilustra os folhetos disponibilizados nos sanitários femininos e masculinos com o propósito de incentivar e fornecer informações acerca das campanhas de coleta da urina.

Figura 3. Folheto utilizado na campanha de coleta de urina.



Fonte: Arquivo RRESSA (2023).

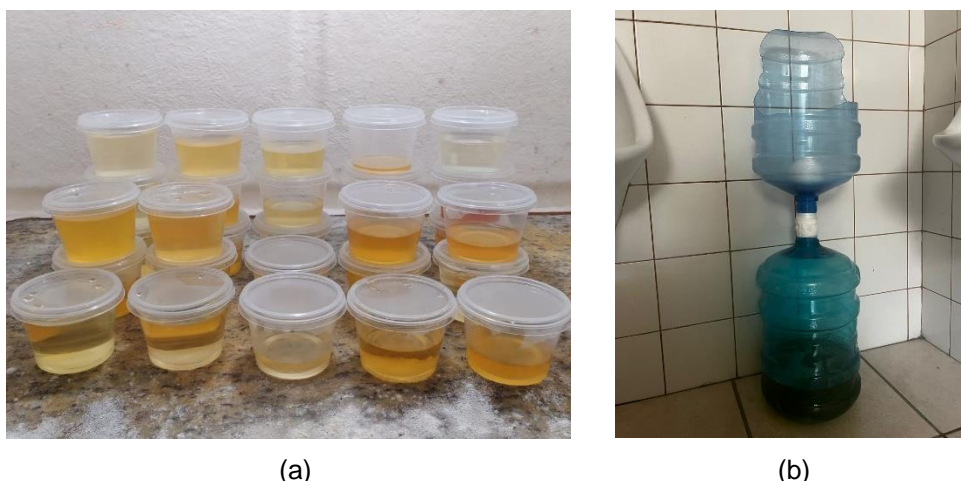
A coleta da urina masculina foi realizada utilizando um mictório adaptado com capacidade para armazenar até 20 litros, o qual foi instalado no banheiro masculino do Departamento. A urina masculina foi coletada por meio de contribuições voluntárias até que o mictório atingisse sua capacidade máxima de armazenamento; após atingido, transferiu-se a urina coletada para os tanques de armazenamento, e retorno do mictório vazio ao sanitário masculino.

A urina feminina foi conduzida em recipientes plásticos transparentes com tampa de capacidade de 300 mL, disponibilizados nos sanitários femininos do

Departamento. A urina feminina também foi obtida por meio de contribuição espontânea das usuárias do sanitário. Os recipientes cheios foram recolhidos diariamente dos banheiros, e o conteúdo deles foi transferido para as bombonas de estocagem a fim de homogeneizar a urina coletada. A urina obtida dessa maneira também foi armazenada nos tanques de armazenamento. Os tanques de armazenamento, constituídos de bombonas de polietileno, foram armazenados em local fechado e protegidos de quaisquer intempéries, como chuva e sol.

A Figura 4 apresenta o sistema de coleta empregado nos sanitários femininos (a) e masculinos (b).

Figura 4: Coleta de urina feminina (a) e masculina (b).



(a)

(b)

Fonte: Arquivo RRESSA (2023).

4.2 PREPARAÇÃO DOS INÓCULOS

Os inóculos das bactérias *Escherichia coli*, *Salmonella enterica* e *Enterococcus faecalis* foram produzidos no Laboratório de Microbiologia, no Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC. O estudo buscou avaliar diferentes tipos de bactérias que fazem parte da microbiota gastrointestinal de humanos e que podem atuar causando diferentes tipos de infecções em humanos. Essas bactérias têm sido utilizadas extensivamente nas últimas duas décadas para indicar a presença de contaminação fecal (CHO *et al.*, 2020).

Para produção dos inóculos, uma alíquota de 2 ml das bactérias congeladas foi adicionada em 50 ml de meio de cultura MSB (*Modified Scholten's Broth*) para *Escherichia coli*, TYGB (*Tryptone Yeast Extract Glucose Broth*) para *Salmonella*

enterica e TSB (*Trypticase Soy Broth*) para *Enterococcus faecalis*, com posterior incubação a $37C \pm 2C$ com agitação overnight, com nova reintrodução de meio líquido 12 horas após o início do crescimento.

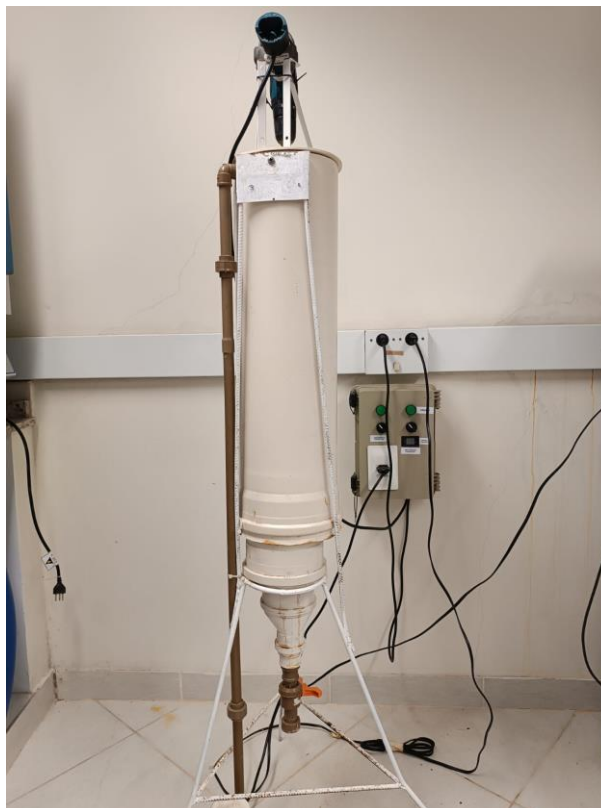
A inoculação das bactérias na urina foi realizada a uma concentração de 1% de cada uma das bactérias em termos de inóculo:urina (volume:volume), totalizando 150 ml de cada bactéria para cada ensaio de precipitação de estruvita. Os inóculos produzidos tinham concentrações médias de *Escherichia coli*, *Salmonella enterica* e *Enterococcus faecalis* igual a $3,98 \times 10^7$ UFC.ml⁻¹, $3,70 \times 10^7$ UFC.ml⁻¹ e $4,15 \times 10^7$ UFC.ml⁻¹, respectivamente.

4.3 ENSAIOS DE PRECIPITAÇÃO DA ESTRUVITA

Para investigar o comportamento das bactérias durante o processo de recuperação de fósforo, ensaios de precipitação de estruvita utilizando urina humana separada na fonte foram realizados em um reator de precipitação em escala piloto localizado no Laboratório de Manipulação de Excretas Humanas do RRESSA, situado nas dependências do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC. O reator em escala piloto (Figura 5) foi desenvolvido pelo grupo de pesquisa para o trabalho de Franco (2020).

O reator piloto, construído em PVC, possui um volume útil de 20 litros, agitação automática e temporizador. Apresenta um formato cilíndrico com dimensões de 80 cm de altura e 21 cm de diâmetro. O processo de enchimento do tanque é realizado por meio de uma bomba, enquanto o esvaziamento é conduzido por meio da abertura do registro localizado na parte inferior do recipiente. A agitação é realizada por meio de uma haste de 50 cm de comprimento, cuja velocidade é ajustada manualmente, e a duração da agitação é regulada através de um painel eletrônico fixado na parede.

Figura 5. Reator piloto para produção de estruvita.



Fonte: Arquivo RRESSA (2023).

Foram conduzidos um total de seis ensaios com a inoculação das bactérias. No reator, introduziram-se 15 litros de urina humana contaminada com as bactérias e 60 gramas de cloreto de magnésio ($MgCl_2$), as condições ideais de operação foram seguidas conforme descritas por Franco (2020), com $pH = 9,1$, razão molar $Mg:P = 3,3$, velocidade de agitação de 130 rpm com o agitador em funcionamento por um período de 15 minutos, seguido por um período adicional de 60 minutos para a sedimentação da estruvita. Essas condições permitiram uma maior remoção de fosfato da urina e na formação de estruvita.

A quantidade de reagente (fonte de magnésio) adicionada em cada ensaio foi determinada através do cálculo da razão molar entre a concentração inicial de ortofosfato na urina humana e a quantidade de magnésio presente no reagente utilizado. A quantificação do cloreto de magnésio necessário foi realizada utilizando a Equação 1:

$$[MgCl_2] = \frac{[PO_4^{3-}i]}{1000} \times \frac{V}{MM_{PO_4^{3-}}} \times Mg:P \times MM_{MgCl_2.6H_2O} \quad (1)$$

Onde: $PO_4^{3-}i$ = concentração inicial de PO_4^{3-} na urina (mg/L); V = volume de urina (L); $MM_{PO_4^{3-}}$ = massa molar do PO_4^{3-} (94,97 g/mol); Mg:P = razão molar Mg:P; $MM_{MgCl_2.6H_2O}$ = massa molar do cloreto de magnésio hexahidratado (203,3 g/mol).

A estruvita foi recuperada através do esvaziamento de aproximadamente 1/5 de volume do reator, utilizando o registro localizado na saída inferior do tanque. A recuperação da estruvita depositada no fundo do reator foi efetuada mediante a separação da fase líquida, utilizando o processo de sedimentação da mistura. Uma parcela da fase líquida foi armazenada em recipientes plásticos para análises posteriores; enquanto a estruvita precipitada, foi colocada em formas de alumínio para os ensaios de secagem.

4.4 SECAGEM DA ESTRUVITA

Após a separação da estruvita, a inativação das bactérias *Escherichia coli*, *Salmonella enterica* e *Enterococcus faecalis* foi avaliada durante os processos de secagem, sendo que duas abordagens foram adotadas: secagem à temperatura ambiente e secagem em estufa. Um total de seis amostras de estruvita precipitada foram secas em temperatura ambiente e outras seis amostras foram secas em estufa.

As análises da inativação dos micro-organismos foram conduzidas nos dias 0, 1, 2, 3 e 4 e posteriormente, no dia 10. Seis amostras foram secas em temperatura ambiente ($21 \pm 2^\circ\text{C}$) em uma sala sem exposição direta à luz solar. As outras seis amostras foram secas em estufa sob condições controladas de temperatura. A temperatura testada foi de 35°C e foi baseada em informações da literatura, considerando que temperaturas muito elevadas, acima de 50°C , podem afetar as propriedades da estruvita (BHUIYAN; MAVINIC; KOCH, 2008).

Durante os processos de secagem, amostras foram coletadas e enumeradas para as bactérias patogênicas (Seção 4.5). Além disso, o pH e o teor de umidade foram avaliados. O pH das amostras foi observado utilizando um medidor de pH de bancada digital (modelo AK90 da marca AKSO). Enquanto para estimar o teor de

umidade das amostras da secagem em temperatura ambiente e secagem em estufa foi utilizada a Equação 2:

$$Umidade (\%) = 100 - \frac{(Pf - Pi)}{Pa} \times 100 \quad (2)$$

Onde: Pi = peso da forma (g); Pf = peso da forma com resíduo seco (g); Pa = peso da amostra inicial (g).

4.5 ENUMERAÇÃO DAS BACTÉRIAS

Para a realização das análises microbiológicas, foram coletadas amostras da urina sobrenadante em diferentes intervalos ao longo do processo de produção de estruvita nos seguintes tempos: 0; 5; 15; 20; 30; 45; 60 e 75 minutos. Além disso, foram conduzidas análises no dia 3 e 10 após os ensaios. Quanto às análises da estruvita precipitada, amostras desse material foram coletadas durante o processo de secagem, em condições de temperatura ambiente e em estufa. As análises foram realizadas como descrito anteriormente na Seção 4.4.

As amostras do sobrenadante e da estruvita formada foram analisadas para as bactérias *Escherichia coli*, *Salmonella enterica* e *Enterococcus faecalis*. O procedimento das análises microbiológicas consistiu na realização de diluições decimais seriadas, onde 1 ml das amostras foi diluído em 9 ml de solução salina peptonada estéril. Posteriormente, foi efetuado o plaqueamento e quantificação dos micro-organismos presentes.

Para a detecção e quantificação das *Escherichia coli*, *Salmonella enterica* e *Enterococcus faecalis*, foram utilizadas alíquotas de 0,1 ml que foram inoculadas em placas de ágar MacConkey, XLD (*Xylone Lysine Deoxycholate*) e SlaBa (*Slanetz and Bartley Agar*), respectivamente. As placas de ágar MacConkey e XLD foram incubadas a uma temperatura de $37^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$ durante o período de 24 horas. Já as placas de ágar SlaBa foram incubadas sob as mesmas condições de temperatura, porém por um período prolongado de 48 horas. Os resultados obtidos foram expressos em unidades formadoras de colônias por mililitro (UFC.ml⁻¹).

4.6 AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE

A avaliação da fitotoxicidade da estruvita foi adaptada da metodologia descrita por Mañas e De las Heras (2017). Para tanto foram utilizados dois tipos de sementes: *Lactuca sativa* (alface) e *Eruca sativa* (rúcula). As diluições foram preparadas em água destilada, nas concentrações de 10%, 5% e 3%, além de uma solução controle com água destilada sem influência de elementos tóxicos. As diluições foram colocadas em tubos para centrífuga do tipo Falcon em polipropileno (50 ml) e homogeneizadas em agitador de tubos Vórtex (Modelo K45-2810 da marca KASVI).

Filtros de papel foram posicionados com cuidado nas placas de Petri estéreis (90 mm), a fim de evitar a formação de bolhas de ar. Posteriormente, as diluições foram adicionadas às placas de Petri e em cada uma delas foram inseridas 20 sementes, distribuídas de maneira organizada e espaçosa para possibilitar o crescimento das raízes. As placas contendo as sementes foram seladas com parafilme para evitar a perda da umidade sendo então colocadas em uma estufa a 25°C por um período de 5 dias (120 horas).

Após esse intervalo, as placas de Petri foram retiradas da estufa, o número de sementes germinadas e os comprimentos das raízes foram medidos cautelosamente, utilizando uma régua. Com a contagem dos parâmetros acima, foram feitos os seguintes cálculos: o número de sementes germinadas (G); média e desvio padrão do comprimento das raízes; a porcentagem relativa de germinação (PGR), o crescimento relativo da raiz (GRR) e do índice de germinação (IG), os três últimos foram calculados utilizando as Equações (3), (4) e (5).

$$PGR(\%) = \frac{G_s}{G_c} \times 100 \quad (3)$$

Onde: G_s é o número de sementes germinadas na amostra e G_c é o número de sementes germinadas no controle.

$$GRR(\%) = \frac{L_s}{L_c} \times 100 \quad (4)$$

Onde: L_s é o comprimento da radícula das sementes germinadas na amostra e L_c é o comprimento da radícula das sementes germinadas no controle.

$$IG = \frac{PGR \times GRR}{100} \quad (5)$$

4.7 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Os dados obtidos foram tratados estatisticamente, sendo que aqueles discrepantes foram removidos. Os dados microbiológicos foram transformados em unidades logarítmicas (log10). Para os dados de fitotoxicidade, foi realizada uma análise de variância (ANOVA), para verificar a diferença estatística entre os tratamentos e o controle, considerando $p < 0,05$. Além disso, foi realizado o teste de comparação de médias Tukey para avaliar as diferenças estatísticas entre elas. O *software* utilizado foi o *GraphPad*.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 RECUPERAÇÃO DE FÓSFORO

A recuperação de fósforo da urina pelo processo de precipitação de estruvita foi obtida pela concentração de ortofosfato contida na urina e pela quantidade de estruvita precipitada nos ensaios, considerando que a cada 5 miligramas de estruvita tem 1 miligrama de ortofosfato (Franco, 2020). A concentração média de ortofosfato na urina utilizada para os ensaios de precipitação da estruvita foi de 359,73 mg/L. Essa concentração é próxima a concentração média da urina observada por Franco (2020) em seus experimentos.

A quantidade média de estruvita produzida neste estudo foi 22,59 gramas a partir de 15 litros de urina, resultando em uma relação de 1,51 g/L. O valor obtido foi semelhante ao observado na pesquisa de Krishnamoorthy *et al.* (2021), no qual os autores obtiveram uma produção de 1,34 gramas de estruvita para 1 litro de urina humana. Outro estudo realizado por Etter *et al.* (2011) obteve uma produção de estruvita de 1,39 g/L, considerando toda a massa de precipitado produzida como sendo estruvita, assim como no presente estudo.

Com base nos dados apresentados acima, é possível constatar que a recuperação de fósforo da urina humana separada na fonte, por meio do processo de precipitação de estruvita, alcançou uma eficiência média de 83,7%. Franco (2020) em

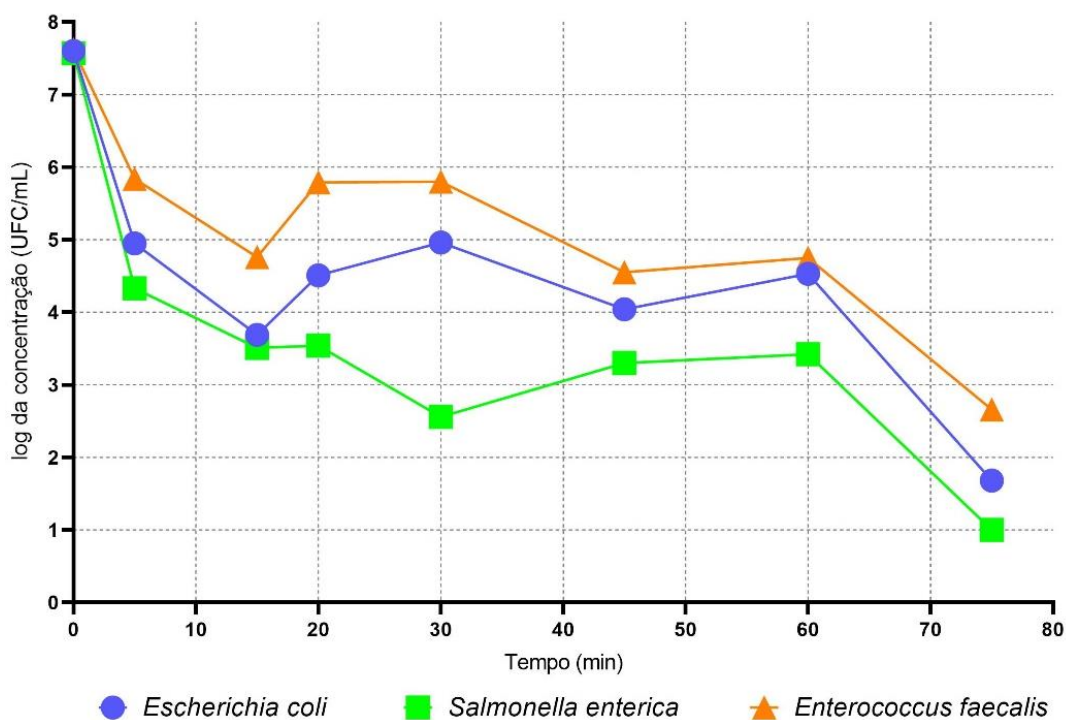
sua pesquisa obteve 90% de recuperação de fósforo da urina sob as mesmas condições operacionais. Krishnamoorthy *et al.* (2021) obteve recuperação de fósforo acima de 90%. Em outro estudo realizado por Sakthivel *et al.* (2020), a recuperação foi de 81,2%.

5.2 COMPORTAMENTO DE ESCHERICHIA COLI, SALMONELLA ENTERICA E ENTEROCOCCUS FAECALIS

5.2.1 Comportamento das bactérias durante a precipitação da estruvita

Para compreender o comportamento das bactérias durante a precipitação da estruvita, foi realizada a quantificação das concentrações de bactérias do início ao fim da formação da estruvita. As concentrações médias (em unidades logarítmicas) das bactérias *Escherichia coli*, *Salmonella enterica* e *Enterococcus faecalis* na urina, durante todo o processo de precipitação de estruvita nas condições experimentais adotadas (pH = 9,1, razão molar Mg:P = 3,3, velocidade de agitação de 130 rpm, tempo de agitação: 15 minutos e tempo de sedimentação: 60 minutos), são apresentadas na Figura 6.

Figura 6. Concentração das bactérias *Escherichia coli*, *Salmonella enterica* e *Enterococcus faecalis* na urina durante os ensaios de precipitação da estruvita. Os valores de N.D (não detectado) foram substituídos pelo limite de detecção $1\log_{10}$.



Fonte: A autora (2023).

Considerando as concentrações médias iniciais de inoculação da urina como $3,98E+07$ UFC/ml (7,60 unidades logarítmicas) para *Escherichia coli*, $3,70E+07$ UFC/ml (7,57 unidades logarítmicas) para *Salmonella enterica* e $4,15E+07$ UFC/ml (7,62 unidades logarítmicas) para *Enterococcus faecalis*, a redução das concentrações médias para as três bactérias após os 60 minutos necessários para a reação de precipitação da estruvita foi de $3,88\log_{10}$, $6,56\log_{10}$ e $2,05\log_{10}$, respectivamente.

Os resultados obtidos mostraram que as concentrações finais de *Escherichia coli* e *Enterococcus faecalis* estavam dentro do limite de detecção do método; enquanto, as concentrações de *Salmonella enterica* estavam abaixo do limite de detecção do método. Esses resultados demonstram que as bactérias analisadas apresentam comportamentos distintos no decorrer da precipitação da estruvita e que, as bactérias *Escherichia coli* e *Enterococcus faecalis* foram mais resistentes, enquanto a *Salmonella enterica* se mostrou mais sensível às condições experimentais adotadas.

O comportamento das bactérias *Escherichia coli* e *Salmonella enterica* durante a precipitação da estruvita a partir da urina humana foi avaliado por Franco (2020). Neste estudo, observou-se que concentrações significativas dos micro-organismos permaneceram na fase líquida após o processo. A redução média da concentração de *Escherichia coli* na fração líquida foi de $2,39\log_{10}$, enquanto a redução média da concentração de *Salmonella enterica* foi de $4,67\log_{10}$. Essas reduções observadas anteriormente foram mais baixas do que as obtidas na investigação atual.

O comportamento de micro-organismos patogênicos durante a precipitação da estruvita também foi observado por Muhmood *et al.* (2021), que avaliaram a caracterização quantitativa e inativação de riscos biológicos em estruvita recuperada de chorume de aves. Durante os ensaios conduzidos pelos pesquisadores, foi observada uma diminuição das concentrações de micro-organismos patogênicos durante a precipitação de estruvita. Os autores apontam a adsorção ou coprecipitação sobre ou com a estruvita como responsáveis pela diminuição das concentrações na fase líquida após a precipitação da estruvita.

Além disso, condições ambientalmente desfavoráveis, como níveis de pH e amônia elevados, também podem ser responsáveis pela diminuição das concentrações das bactérias. Isto porque, a fração líquida da precipitação da estruvita é caracterizada pela predominância de amônia ionizada e íons bicarbonato, semelhante ao processo de estocagem da urina, que possuem ação tóxica sobre os micro-organismos (ISHII; BOYER, 2015). No entanto, isso pode ser questionável, uma vez que, o tempo de reação para formação da estruvita foi de 60 minutos e o tempo de inativação de patógenos recomendado é de 6 meses para estocagem (VINNERÅS *et al.*, 2008).

Franco (2020), por exemplo, também avaliou os efeitos do pH sobre a diminuição das concentrações de *Escherichia coli* e *Salmonella enterica* durante a precipitação da estruvita e concluiu que o pH superior a 9 não foi um fator relevante, considerando a baixa redução das concentrações das bactérias ($0,19\log_{10}$ e $0,13\log_{10}$, respectivamente) no controle de pH (água deionizada com pH ajustado para 9,1 com NaOH). Foi relatado também que a diminuição das concentrações de bactérias estava associada a presença de altas concentrações de amônia não-ionizada (média calculada igual a 157 mM).

As concentrações das bactérias na fase líquida também foram medidas no dia 3 e 10 após os ensaios de precipitação da estruvita. No dia 3 as bactérias *Escherichia coli* e *Enterococcus faecalis* apresentaram concentrações médias de $7,50E+02$ e $1,98E+05$ UFC/ml, respectivamente, enquanto a *Salmonella enterica* apresentou valores abaixo do limite de detecção do método. Já no dia 10, as três bactérias apresentaram concentrações abaixo do limite de detecção do método, indicando que durante o armazenamento da fase líquida ocorreu a inativação de micro-organismos e não houve a ressuspensão dos mesmos.

5.2.2 Comportamento das bactérias durante o processo de secagem

A estruvita produzida a partir de 15 litros de urina foi seca em duas diferentes condições: secagem em temperatura ambiente e secagem em estufa. A concentração das bactérias foi regularmente enumerada ao longo de quatro dias. De início, a concentração de *Escherichia coli*, *Salmonella enterica* e *Enterococcus faecalis* logo após a precipitação em pH: 9,1 foi de aproximadamente $6,56E+05$, $3,61E+05$ e $2,72E+06$ UFC/g, respectivamente. As concentrações de bactérias são consideradas altas e podem ser atribuídas a uma possível precipitação das bactérias junto à estruvita ou também à presença de bactérias na urina residual presente no precipitado, que pode ser confirmado pelo teor de umidade bastante elevado após a separação da estruvita, aproximadamente 83,7%,

Foi demonstrado em estudos anteriores que as altas concentrações de bactérias medidas na estruvita podem ser uma consequência de mecanismos adicionais de retenção bacteriana, além da umidade residual (BICHEL *et al.*, 2016). Depois de confirmada a presença de bactérias na estruvita precipitada a partir da urina humana, as duas diferentes condições de secagem foram avaliadas e comparadas quanto ao seu potencial de inativar as bactérias patogênicas. Esta avaliação é de extrema importância para se mostrar a qualidade higiênica e a segurança biológica do fertilizante produzido.

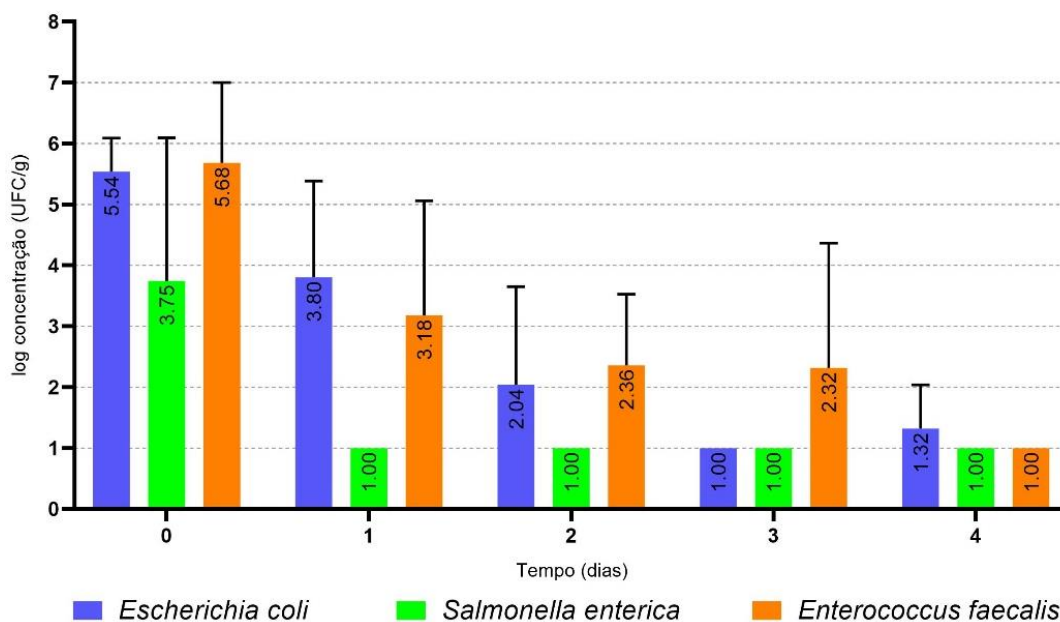
5.2.2.1 Secagem em temperatura ambiente

As concentrações das bactérias *Escherichia coli*, *Salmonella enterica* e *Enterococcus faecalis* durante a secagem da estruvita em temperatura ambiente ($21\pm 2^{\circ}\text{C}$) são exibidas na Figura 7. Durante os quatro dias monitorados, foi observada uma redução das concentrações de todas as três bactérias avaliadas; no entanto, também foi observado que as bactérias apresentaram sensibilidade e/ou resistência variável à inativação durante este período.

A umidade relativa foi um fator importante na eficiência de inativação das bactérias avaliadas. Isto está de acordo com o reportado pela literatura disponível (XU *et al.*, 2022). No estudo de Decrey *et al.* (2011) a inativação dos bacteriófagos aumentou linearmente com a diminuição do teor de umidade relativa da estruvita, enquanto a inativação de *Ascaris suum* só ocorreu depois de se atingir um limiar mínimo de umidade.

Para o presente estudo, a inativação das bactérias *Escherichia coli*, *Salmonella enterica* e *Enterococcus faecalis* na estruvita foi de 1,73, 2,75 e 2,51log₁₀, respectivamente após 1 dia de secagem à temperatura ambiente, umidade relativa de 79,5% e pH 9,0; enquanto atingiu mais de 3log₁₀ para as bactérias *Escherichia coli* e *Enterococcus faecalis* após 2 dias de secagem, umidade relativa de 67,7% e pH igual a 9,8.

Figura 7. Concentração das bactérias *Escherichia coli*, *Salmonella enterica* e *Enterococcus faecalis* durante o processo de secagem em temperatura ambiente ($21\pm 2^{\circ}\text{C}$). Os valores de N.D (não detectado) foram substituídos pelo limite de detecção $1\log_{10}$.



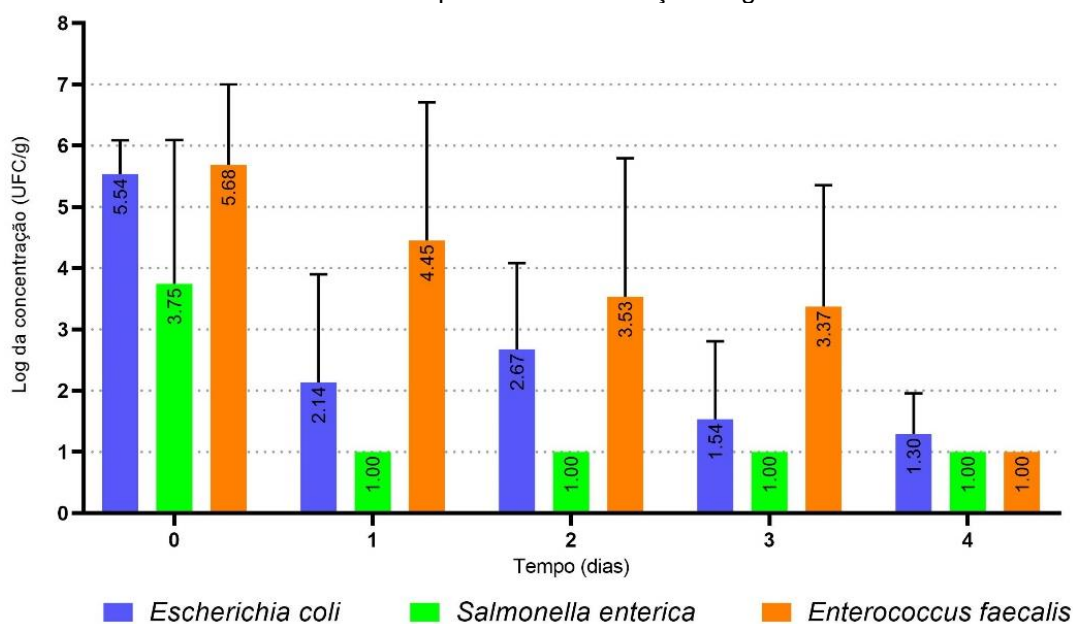
Fonte: A autora (2023).

Além disso, a inativação foi de 4,22 e 3,37 \log_{10} após 3 dias de secagem, umidade relativa de 58,1% e pH 10,1 e foi de 4,54 e 4,68 \log_{10} para *Escherichia coli* e *Enterococcus faecalis*, respectivamente após 4 dias de secagem, umidade relativa de 39,7% e pH 10,2. Após 1 dia de secagem, as amostras já estavam abaixo do limite de detecção do método para *Salmonella enterica* e por isso, não são apresentados dados de inativação a partir desta data.

5.2.2.2 Secagem em estufa

A Figura 8 ilustra as concentrações médias (em unidades logarítmicas) das bactérias *Escherichia coli*, *Salmonella enterica* e *Enterococcus faecalis* no precipitado de estruvita ao longo do período de secagem em estufa (35°C), abrangendo o período desde o dia 0 até o dia 4.

Figura 8. Concentração das bactérias *Escherichia coli*, *Salmonella enterica* e *Enterococcus faecalis* durante o processo de secagem estufa (35°C). Os valores de N.D (não detectado) foram substituídos pelo limite de detecção 1log10.



Fonte: A autora (2023).

De maneira geral, as concentrações médias das bactérias durante o processo de secagem em estufa, apresentaram resultados semelhantes aos obtidos na secagem em temperatura ambiente. No primeiro dia de secagem, observou-se uma notável redução nas concentrações bacterianas, com inativação de 3,40log10, 2,75log10 e 1,23log10 para *Escherichia coli*, *Salmonella enterica* e *Enterococcus faecalis*, respectivamente. As reduções posteriores nos dias seguintes foram mais graduais. O pH da estruvita foi de 9,0, 9,2, 9,7 e 10,5 nos dias 1, 2, 3 e 4 de secagem, respectivamente.

As reduções nas concentrações das bactérias durante o processo de secagem do nosso estudo são similares às obtidas no estudo de Bischel *et al.* (2016), o qual obteve redução de 3log10 dentro de um período de 100 horas em temperaturas controladas para as bactérias *Enterococcus spp.* e *Salmonella typhimurium*. No mesmo estudo, a temperatura e a umidade foram fatores importantes que determinaram a eficácia da inativação dos micro-organismos patogênicos. Os autores notaram uma relação linear entre a inativação dos micro-organismos e o teor de umidade da amostra.

Assim como evidenciado anteriormente na secagem em temperatura ambiente (Secao 5.3.2.1), a concentração de *Salmonella enterica* atingiu uma média inferior ao limite de detecção do método após apenas 24 horas, ao passo que o

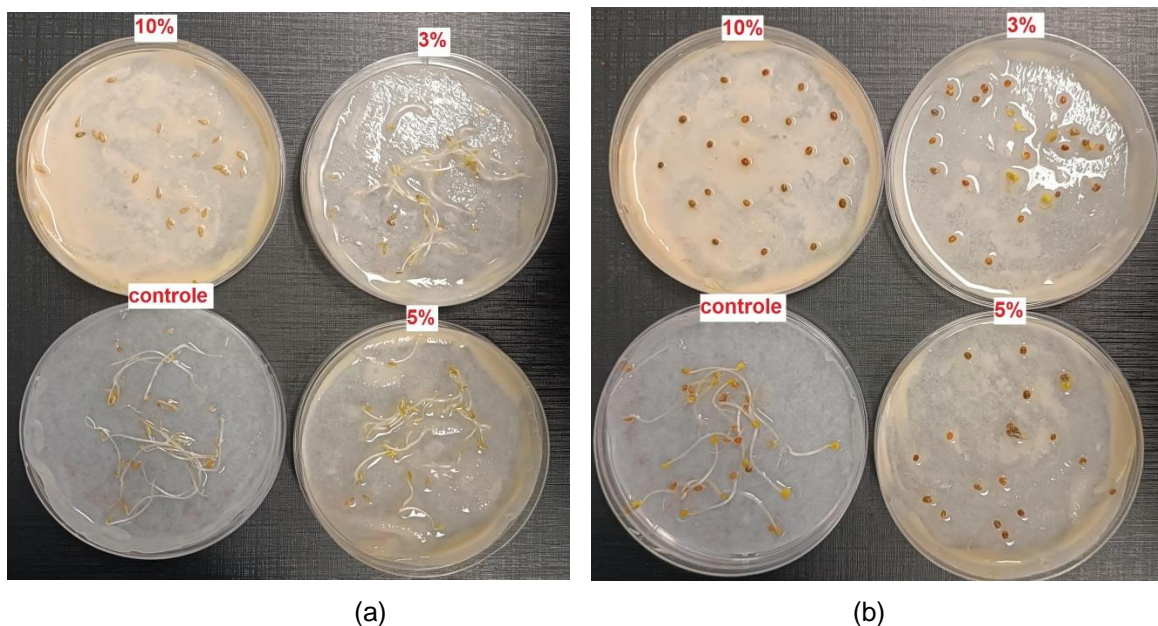
Enterococcus faecalis atingiu tal valor somente no quarto dia de secagem. No mesmo intervalo, a *Escherichia coli* registrou uma concentração média de 1,30 log10.

Ao comparar os resultados das concentrações bacterianas durante o processo de secagem, tanto em temperatura ambiente quanto em estufa, pode-se inferir que cada tipo de bactéria responde de maneira distinta. Enquanto a *Escherichia coli* apresentou uma redução mais significativa nas primeiras 24 horas em condições de estufa, o *Enterococcus faecalis* demonstrou uma tendência oposta, exibindo maior redução em temperatura ambiente no mesmo período.

5.3 AVALIAÇÃO DA FITOTOXICIDADE DA ESTRUVITA

Os dados relativos ao teste fitotoxicológico com as sementes de *Lactuca sativa* (alface) e *Eruca sativa* (rúcula) expostas a diferentes concentrações de biofertilizantes estão apresentadas na Tabela 2. Ambas as sementes são consideradas excelentes bioindicadores para testes de fitotoxicidade, devido à rápida germinação, alta sensibilidade e reprodutibilidade (FRANCO *et al.*, 2021). Os resultados mostraram que as sementes germinadas em água destilada não apresentaram deformações nas raízes ou presença de fungos, assim como observado por Mañas e De las Heras (2017). A Figura 9 apresenta os resultados obtidos nos teste de fitotoxicidade para as sementes de *Lactuca sativa* (a) e *Eruca sativa* (b).

Figura 9: Resultado do teste de fitotoxicidade para as sementes de *Lactuca sativa* (a) e *Eruca sativa* (b).



Fonte: Arquivo pessoal (2023).

Para os dados relativos à germinação das sementes de *Lactuca sativa*, observou-se que entre o controle e as concentrações de 3% e 5% não houve diferença estatisticamente significativa. Em relação ao parâmetro comprimento das raízes, também não houve diferença significativa entre essas concentrações e o controle com água, apresentando valores de $p = 0,8181$ para concentração de 3% e $p = 0,2553$ para 5%, indicando que nessas concentrações a estruvita não é fitotóxica para a semente de *Lactuca sativa*. No entanto, ao serem comparadas entre si, as concentrações de 3% e 5% revelaram uma diferença significativa nas médias do comprimento das raízes ($p = 0,0365$).

Tabela 2. Teste de fitotoxicidade aplicado em estruvita utilizando semestres de *Lactuca sativa* e *Eruca sativa*, G, LR (mm), PGR (%), GRR (%) e IG (%).

<i>Lactuca sativa</i>		Estruvita		
Parâmetro	Controle	3%	5%	10%
G (unid)	19	20	20	0
LR (mm)	21,26±9,10	23,10±5,46	17,35±4,79	0
PGR (%)	-	105,26	105,26	0
GRR (%)	-	108,64	81,6	0
IG (%)	-	114,36	85,89	0
<i>Eruca sativa</i>		Estruvita		
Parâmetro	Controle	3%	5%	10%
G (unid)	18	11	7	0
LR (mm)	23,47±6,96	4,55±1,92	4,57±1,40	0
PGR (%)	-	61,11	38,89	0
GRR (%)	-	19,37	19,48	0
IG (%)	-	11,83	7,57	0

Fonte: A autora (2023).

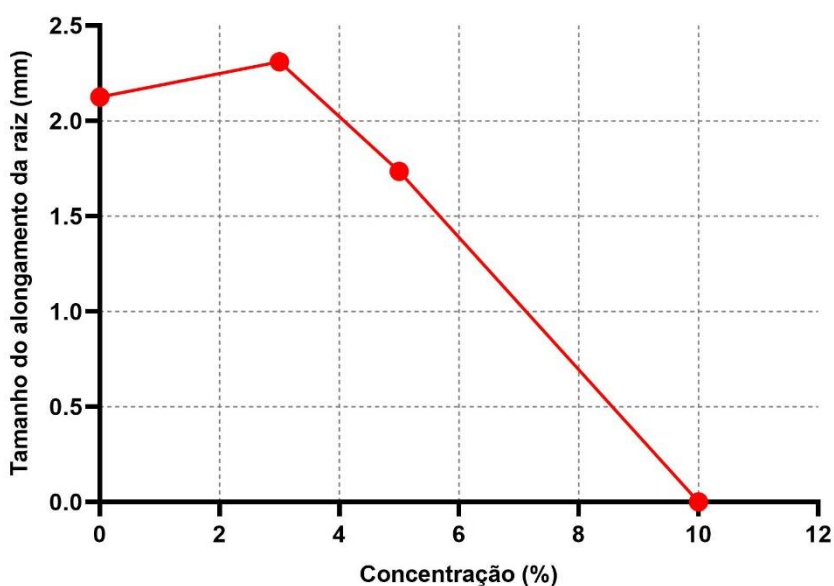
Em contrapartida, as sementes de *Lactuca sativa* das placas mais concentradas (concentração de 10%) não apresentaram germinação. Os resultados obtidos indicam que esta concentração de 10% de estruvita pode ser considerada fitotóxica para este tipo de semente, uma vez que a mesma inibiu o desenvolvimento inicial das sementes e o índice de germinação estava abaixo de 50%. De acordo com os resultados, também foi possível verificar que a fitotoxicidade do biofertilizante testado aumentou de modo diretamente proporcional ao aumento da concentração.

Nesta pesquisa, a estruvita em concentrações de 3% e 5% permitiu crescimento das raízes da *Lactuca sativa* semelhantes àsquelas obtidas com o controle (23,1±5,46 mm e 17,3±4,79 mm, respectivamente). Observou-se que nessas concentrações, a PGR foi superior ao controle. Mañas e De las Heras (2017) em seu estudo com diferentes concentrações de lodo de esgoto, também observaram PGR superior ao controle. Isto pode ser atribuído ao teor de nutrientes na estruvita, que promovem o melhor desenvolvimento das sementes em comparação com as amostras do controle (KOMINKO; GORAZDA; WZOREK, 2019).

Em relação ao parâmetro GRR, a concentração de 5% de estruvita apresentou valores mais baixos (81,6%) do que na concentração de 3% de estruvita (108,6%). O mesmo pode ser observado para o IG (85,8% e 114,3%, respectivamente). É possível que, embora a estruvita tenha inicialmente proporcionado a germinação das sementes, o desenvolvimento das raízes foi mais sensível ao aumento da concentração da substância testada, uma vez que houve um aumento e posterior redução dos valores e isso influenciou nos dados obtidos para ambos os parâmetros.

A Figura 10 ilustra o tamanho do alongamento da raiz para as sementes de *Lactuca sativa* em com base na concentração de estruvita aplicada, indicando que ocorreu o efeito hormese. Este efeito ocorre quando o composto causa fitotoxicidade em altas concentrações, porém, em concentrações mais baixas ocasionam efeitos estimulantes e benéficos aos organismos (SILVA *et al.*, 2020).

Figura 10: Tamanho do alongamento da raiz das sementes de *Lactuca sativa* com base na concentração aplicada (controle = 0%).



Fonte: A autora (2023).

Assim como nas sementes de *Lactuca sativa*, foram contados o G, LR, PGR, GRR e IG para as sementes de *Eruca sativa* (rúcula). Observou-se que essas sementes foram mais sensíveis à aplicação da estruvita, quando comparada com as sementes de *Lactuca sativa*. Isto pode ser observado pelos valores mais baixos

obtidos para todos os parâmetros descritos anteriormente. O teste estatístico empregado revelou uma diferença estatisticamente significativa para a germinação entre o controle e as concentrações de 3%, 5% e 10% de estruvita.

Quanto ao crescimento das raízes, observou-se um bom crescimento das raízes no controle (23,4 mm). No entanto, verificou-se que mesmo em concentrações mais baixas, como 3% e 5% de estruvita, o crescimento das sementes de *Eruca sativa* foi impactado (4,5 mm e 4,57 mm, respectivamente); enquanto em concentração de 10% de estruvita, nenhuma semente germinou, ou seja, o crescimento foi inibido. Isto indica que, a estruvita quando aplicada nessa maior concentração, também pode ser considerada fitotóxica (IG<50%) para as sementes de *Eruca sativa*, possivelmente devido a presença de algum componente tóxico para as sementes testadas.

Para esta espécie, o PGR apresentou valores mais baixos para a concentração de 5% de estruvita (38,8%) do que para a concentração de 3% (61,1%) de estruvita. Observou-se que o IG foi influenciado e variou significativamente de acordo com a concentração utilizada. Para ambas as concentrações, obteve-se IG também abaixo de 50%, resultados considerados inferiores àqueles obtidos com sementes de alface. Outros estudos demonstraram que algumas espécies de sementes podem ser mais sensíveis a compostos fitotóxicos do que outras (VARNERO *et al.*, 2007).

No presente estudo, as sementes de *Eruca sativa* mostrou ser mais sensível que as sementes de *Lactuca sativa* na aplicação de estruvita produzida a partir da urina humana. Este resultado também foi observado Lapa (2014), em que foi avaliada a fitotoxicidade dos solos contaminados com borra oleosa petroquímica após diferentes tratamentos de biorremediação com estas mesmas sementes e também observou uma sensibilidade maior na semente de *Eruca sativa* do que na *Lactuca sativa*. De maneira semelhante no estudo feito por Régo *et al.* (2017) ao avaliar a toxicidade do herbicida Ametryn.

Contudo, outros estudos apresentaram resultados diferentes, Peduto *et al.* (2019) avaliou a sensibilidade de diferentes sementes em ensaio de fitotoxicidade, em que a espécie *Lactuca sativa* apresentou os menores valores de crescimento radicular médio e porcentagem de germinação absoluta. De maneira semelhante, no estudo feito por Pecora (2017) a semente de *Lactuca sativa* mostrou ser mais sensível que a semente *Eruca sativa* na avaliação da fitotoxicidade após exposição a diferentes corantes.

Um fator que pode ter influenciado nos resultados de fitotoxicidade obtidos é o pH da estruvita, o qual estava em 10. No estudo realizado por Liu *et al.* (2018), os autores avaliaram o efeito do pH e do biochar na fitotoxicidade de dois herbicidas ácidos fracos no solo para o arroz (*Oryza sativa*), os resultados obtidos na pesquisa mostraram que a fitotoxicidade dos herbicidas diminuiu com o aumento do pH da solução.

A literatura traz a classificação que determina o grau de fitotoxicidade com base nos valores obtidos de GRR e IG. Conforme apresentado por Lumbaque *et al.* (2016), valores entre $0 < \text{GRR} < 0,8$ indicam inibição no crescimento da raiz; $0,8 \leq \text{GRR} \leq 1,2$ sem efeito significativo; e $\text{GRR} > 1,2$ indica estímulo do crescimento da raiz. Por outro lado, Belo (2011) abordou a classificação de fitotoxicidade com base no valor de IG (%), em que $\text{IG} < 30$, muito fitotóxico; $30 < \text{IG} < 60$, fitotóxico; $60 < \text{IG} < 80$, moderadamente fitotóxico; $80 < \text{IG} < 100$ não fitotóxico; e $\text{IG} > 100$, potencializa a germinação e o crescimento da raiz das plantas.

De acordo com as classificações apresentadas no Tabela 3, a estruvita produzida pelo presente estudo mostrou ser muito fitotóxica e inibindo o crescimento da raiz em todas as concentrações aplicadas às sementes de *Eruca sativa* e para as sementes de *Lactuca sativa* na concentração de 10% (mais concentrada). No entanto, na concentração de 3% a estruvita potencializou a germinação e crescimento das raízes e em 5% a estruvita se mostrou neutra para essa concentração, sendo considerada não tóxica.

Tabela 3. Classificação das concentrações quanto ao nível de fitotoxicidade.

Espécie	Concentração	GRR	IG	Classificação	
				Lumbaque <i>et al.</i> (2016)	Belo (2011)
<i>Lactuca sativa</i>	3%	1,086	114,36	Nenhum efeito	Estímulo
	5%	0,816	85,89	Nenhum efeito	Não fitotóxico
	10%	0	0	Inibição	Muito fitotóxico
<i>Eruca sativa</i>	3%	0,194	11,83	Inibição	Muito fitotóxico
	5%	0,195	7,57	Inibição	Muito fitotóxico
	10%	0	0	Inibição	Muito fitotóxico

Fonte: A autora (2023).

Os resultados do presente estudo indicam que as espécies de plantas estudadas apresentam respostas diferentes entre si e que a estruvita apresenta toxicidade, dependendo da concentração aplicada. Adicionalmente, pode-se concluir que a estruvita pode trazer vantagens na sua utilização na agricultura, dependendo da espécie cultivada, uma vez que contribuiu para um crescimento significativamente maior da *Lactuca sativa*.

6 CONCLUSÃO

Ao longo dessa pesquisa foi possível compreender melhor questões que abrangem o processo de precipitação de estruvita a partir de urina humana separada na fonte, tanto em termos de recuperação de fósforo e comportamento microbiológico durante a secagem, quanto nas respostas fitotoxológicas da cultura da *Lactuca sativa* (alface) ao biofertilizante produzido.

Os resultados apresentaram valores satisfatórios de recuperação de fósforo. A bactéria *Escherichia coli* demonstrou ser a mais resistente nas condições experimentais adotadas, visto que ao final da precipitação da estruvita e do processo de secagem, ainda estava presente tanto na fração líquida como na sólida, sendo considerada a bactéria mais adequada para uma avaliação de risco, dentre as avaliadas.

Além disso, em relação aos testes de fitotoxicidade, a estruvita apresentou efeito hormese na semente de *Lactuca sativa*. Além disso, apresentou elevada fitotoxicidade para as sementes de *Eruca sativa*. Sendo assim, recomenda-se avaliações mais profundas da resposta das sementes quando aplicadas em concentrações mais baixas de estruvita

Este estudo desempenhou um papel importante na pesquisa científica sobre a aplicação da estruvita produzida a partir da urina humana como biofertilizante. Ao analisar o comportamento e a inativação das bactérias *Escherichia coli*, *Salmonella enterica* e *Enterococcus faecalis* foi possível contribuir para a segurança biológica da aplicação da estruvita na agricultura. Dessa maneira, promovendo o desenvolvimento sustentável ao recuperar recursos gerados no saneamento, e a preservação dos recursos naturais.

REFERÊNCIAS

- ALVES, B. S. Q. **Banheiro seco: análise da eficiência de protótipos em funcionamento**. 2009. 179 f. TCC (Graduação) - Curso de Ciências Biológicas, Centro de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2009.
- AN, Xin-Li *et al.* High-throughput diagnosis of human pathogens and fecal contamination in marine recreational water. **Environmental Research**, [S.L.], v. 190, p. 109982, nov. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2020.109982>.
- ANAND, Chirjiv K. *et al.* Composting toilets as a sustainable alternative to urban sanitation – A review. **Waste Management**, [S.L.], v. 34, n. 2, p. 329-343, fev. 2014. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2013.10.006>.
- ANTONINI, S. *et al.* Solar thermal evaporation of human urine for nitrogen and phosphorus recovery in Vietnam. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 414, p. 592-599, jan. 2012. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.11.055>.
- BELO, S.R.S. **Avaliação de fitotoxicidade através de *Lepidium sativum* no âmbito de processos de compostagem**. 68 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia do Ambiente, Universidade de Coimbra, Coimbra, Portugal, 2011.
- BENÁ FILHO, N. B. **Estruvita: identificação de potenciais perigos e eventos perigosos no processo de produção, percepção e aceitabilidade de agricultores quanto ao seu uso agrícola**. 2019. 249 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia e Desenvolvimento Sustentável, Centro Tecnológico, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2019.
- BENÁ FILHO, N. B. *et al.* PERCEPÇÕES DE RISCOS E ACEITABILIDADE DO USO AGRÍCOLA DA ESTRUVITA POR AGRICULTORES FAMILIARES. **Revista Ifes Ciência**, [S.L.], v. 6, n. 4, p. 140-156, 28 dez. 2020. IFES – Instituto Federal do Espírito Santo. <http://dx.doi.org/10.36524/ric.v6i4.880>.
- BHUIYAN, M. I. H.; MAVINIC, D. S.; KOCH, F. A.. Phosphorus recovery from wastewater through struvite formation in fluidized bed reactors: a sustainable approach. **Water Science And Technology**, [S.L.], v. 57, n. 2, p. 175-181, 1 jan. 2008. IWA Publishing. <http://dx.doi.org/10.2166/wst.2008.002>.
- BHUIYAN, M. Iqbal H. *et al.* Thermal decomposition of struvite and its phase transition. **Chemosphere**, [S.L.], v. 70, n. 8, p. 1347-1356, fev. 2008. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.09.056>.
- BISCHEL, H. N. *et al.* Pathogens and pharmaceuticals in source-separated urine in eThekweni, South Africa. **Water Research**, [S.L.], v. 85, p. 57-65, nov. 2015. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2015.08.022>.

BISCHEL, H. N. *et al.* Bacteria Inactivation during the Drying of Struvite Fertilizers Produced from Stored Urine. **Environmental Science & Technology**, [S.L.], v. 50, n. 23, p. 13013-13023, 21 nov. 2016. American Chemical Society (ACS). <http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.6b03555>.

BOTTO, M. P. **Utilização da urina humana como biofertilizante para produção de alimentos e energia: caracterização, uso na agricultura e recuperação de nutrientes**. 2013. 272 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Civil, Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2013.

BRASIL. Sistema Nacional de Informação sobre Saneamento. **Panorama do Saneamento básico no Brasil 2021**. Brasília: SNIS, 2021.

CARLON, P. **Aplicação de biofertilizantes de excretas humanas para o cultivo de alimentos: eficiência agrônômica e comportamento microbiológico**. 2021. 121 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Ambiental, Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2021.

CHO, S. *et al.* The prevalence and antimicrobial resistance phenotypes of Salmonella, Escherichia coli and Enterococcus sp. in surface water. **Letters In Applied Microbiology**, [S.L.], v. 71, n. 1, p. 3-25, 10 maio 2020. Oxford University Press (OUP). <http://dx.doi.org/10.1111/lam.13301>.

CORDELL, D. *et al.* The story of phosphorus: global food security and food for thought. **Global Environmental Change**, [S.L.], v. 19, n. 2, p. 292-305, maio 2009. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2008.10.009>.

CRUZ, L. J. M. **Avaliação de um sistema de Wetland Construído no tratamento de águas cinzas e do risco microbiológico associado ao reuso para fins agrícolas: um estudo de caso em uma propriedade rural**. 2021. 78 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Biotecnologia e Biociências, Centro de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2021.

DECREY, L. *et al.* Fate of the pathogen indicators phage ΦX174 and Ascaris suum eggs during the production of struvite fertilizer from source-separated urine. **Water Research**, [S.L.], v. 45, n. 16, p. 4960-4972, out. 2011. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2011.06.042>.

EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solo**. Rio de Janeiro, Embrapa, 2017. Ed.3. p.573.

ESREY, S. A. *et al.* **Ecological sanitation**. Stockholm: Sida, 1998. 100 p.

ESREY, S. A. *et al.* **Closing the loop Ecological Sanitation for food security**. Tepoztlán, México: Sida, 2001.

ETTER, B. *et al.* Low-cost struvite production using source-separated urine in Nepal. **Water Research**, [S.L.], v. 45, n. 2, p. 852-862, jan. 2011. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2010.10.007>.

FERREIRA, F. D. G. **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 Ambiental, Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2022.

FRANCO, L. C. **Otimização do processo de precipitação de estruvita com adição de sal marinho por meio de delineamento composto central: recuperação de nutrientes e ensaios microbiológicos.** 2020. 95 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Ambiental, Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2020.

FRANCO, N. M. *et al.* Biodegradability of water treatment sludge influenced by sewage sludge, focusing its use in agriculture as soil conditioner. **International Journal Of Environmental Science And Technology**, [S.L.], v. 19, n. 10, p. 9623-9638, 29 nov. 2021. Springer Science and Business Media LLC.
<http://dx.doi.org/10.1007/s13762-021-03792-3>

GONZÁLEZ-PONCE, R. *et al.* Lettuce Response to Phosphorus Fertilization with Struvite Recovered from Municipal Wastewater. **Hortscience**, [S.L.], v. 44, n. 2, p. 426-430, abr. 2009. American Society for Horticultural Science.
<http://dx.doi.org/10.21273/hortsci.44.2.426>.

HAVLIN, J. L. *et al.* **Soil Fertility and Fertilizers.** 8. ed. [s.l.] Prentice Hall, 2013.

HÖGLUND, C. **Evaluation of microbial health risks associated with the reuse of source-separated human urine.** 2001. 87 f. Tese (Doutorado) - Curso de Biotechnology, Department Of Water And Environmental Microbiology, Royal Institute Of Technology (Kth), Stockholm, 2001.

ISHII, S. K.L.; BOYER, T. H. Life cycle comparison of centralized wastewater treatment and urine source separation with struvite precipitation: focus on urine nutrient management. **Water Research**, [S.L.], v. 79, p. 88-103, ago. 2015. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2015.04.010>.

JÖNSSON, H.; VINNERÅS, B. Adapting the nutrient content of urine and faeces in different countries using FAO and Swedish Data. In: PROCEEDINGS OF THE 2ND INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON ECOLOGICAL SANITATION, INCORPORATING THE 1ST IWA SPECIALIST GROUP CONFERENCE ON SUSTAINABLE SANITATION, Division 44, Environment and Infrastructure sector project ecosan, Lübeck, Germany, 2004

KOMINKO, H. *et al.* Potentiality of sewage sludge-based organo-mineral fertilizer production in Poland considering nutrient value, heavy metal content and phytotoxicity for rapeseed crops. **Journal Of Environmental Management**, [S.L.], v. 248, p. 109283, out. 2019. Elsevier BV.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109283>.

KRISHNAMOORTHY, N. *et al.* A comparative study of phosphorus recovery as struvite from cow and human urine. **Materials Today: Proceedings**, [S.L.], v. 47, p. 391-395, 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.matpr.2021.04.587>.

LAPA, M. P. **Avaliação Ecotoxicológica de Solos Impactados com Borra Oleosa Submetidos a Diferentes Tratamentos de Biorremediação**. 2014. 62 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária, Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 2014.

LIU, Kailin *et al.* Mechanism of the effect of pH and biochar on the phytotoxicity of the weak acid herbicides imazethapyr and 2,4-D in soil to rice (*Oryza sativa*) and estimation by chemical methods. **Ecotoxicology And Environmental Safety**, [S.L.], v. 161, p. 602-609, out. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.05.096>.

LOURO, C. *et al.* Sustentabilidade Ambiental: estudo sobre o aproveitamento de nutrientes da urina humana para fins agrícolas. **Sistemas & Gestão**, [S.L.], v. 7, n. 3, p. 440-447, 2012. LATEC. <http://dx.doi.org/10.7177/sg.2012.v7.n3.a12>.

LUMBAQUE, E. C. *et al.* Degradation and ecotoxicity of dye Reactive Black 5 after reductive-oxidative process. **Environmental Science And Pollution Research**, [S.L.], v. 24, n. 7, p. 6126-6134, 6 jul. 2016. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-016-7150-y>.

MAGRI, M. E. Aplicação de processos de estabilização e higienização de fezes e urina humanas em banheiros secos segregadores. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2013.

MAGRI, M. E.; PHILIPPI, L. S.; VINNERAS, B. Inactivation of Pathogens in Feces by Desiccation and Urea Treatment for Application in Urine-Diverting Dry Toilets. **Applied And Environmental Microbiology**, [S.L.], v. 79, n. 7, p. 2156-2163, abr. 2013. American Society for Microbiology. <http://dx.doi.org/10.1128/aem.03920-12>.

MAÑAS, P.; HERAS, J. de Las. 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>.

MARTÍ, N. *et al.* Sludge management modeling to enhance P-recovery as struvite in wastewater treatment plants. **Journal Of Environmental Management**, [S.L.], v. 196, p. 340-346, jul. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.12.074>.

MAURER, M. *et al.* Treatment processes for source-separated urine. **Water Research**, [S.L.], v. 40, n. 17, p. 3151-3166, out. 2006. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2006.07.012>.

MEINZINGER, F.; OLDENBURG, M. Characteristics of source-separated household wastewater flows: a statistical assessment. **Water Science And Technology**, [S.L.],

v. 59, n. 9, p. 1785-1791, 1 maio 2009. IWA Publishing.
<http://dx.doi.org/10.2166/wst.2009.185>.

MEMELLI, M. S. *et al.* Recuperação de Nutrientes via precipitação de estruvita para uso agrícola – Uma revisão. In: Seminário Estadual Sobre Saneamento E Meio Ambiente e Workshop Internacional de Biorremediação de Áreas Contaminadas, 12. **Anais [...]**. Vitória; 2018.

MENDES, J. N. **Recuperação de nutrientes da urina humana por precipitação de estruvita**. 2019. 73 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Civil,, Universidade Federal de Viçosa., Viçosa, 2019.

MORITA, D. M. *et al.* Nucleação na formação de estruvita: estado da arte. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, [S.L.], v. 24, n. 4, p. 637-654, ago. 2019. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522019113711>.

MUHMOOD, Atif *et al.* Quantitative characterization and effective inactivation of biological hazards in struvite recovered from digested poultry slurry. **Water Research**, [S.L.], v. 204, p. 117659, out. 2021. Elsevier BV.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2021.117659>.

Nações Unidas Brasil. **Transformando Nosso Mundo: A Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável**. 2015

PECORA, H. B. **Estudo da interação adsorptiva entre *Saccharomyces cerevisiae*, *Moringa oleifera* e três classes de corantes têxteis**. 2017. 160 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Ciências Biológicas, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Rio Claro, 2017.

PEDUTO, T. A. G. *et al.* Sensibilidade de diferentes sementes em ensaio de fitotoxicidade. **Revista Brasileira de Ciência, Tecnologia e Inovação**, [S.L.], v. 4, n. 2, p. 200, 30 set. 2019. Universidade Federal do Triângulo Mineiro.
<http://dx.doi.org/10.18554/rbcti.v4i2.3698>.

RAUCH, W. *et al.* Combining urine separation with waste design: an analysis using a stochastic model for urine production. **Water Research**, [S.L.], v. 37, n. 3, p. 681-689, fev. 2003. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0043-1354\(02\)00364-0](http://dx.doi.org/10.1016/s0043-1354(02)00364-0).

RÉGO, A. P. J. *et al.* Toxicity Studies of Ametryne to Land and Aquatic Organisms. **Aquatic Science And Technology**, [S.L.], v. 6, n. 1, p. 8, 6 dez. 2017. Bigedu Foundation. <http://dx.doi.org/10.5296/ast.v6i1.9828>.

ROSE, C. *et al.* The Characterization of Feces and Urine: a review of the literature to inform advanced treatment technology. **Critical Reviews In Environmental Science And Technology**, [S.L.], v. 45, n. 17, p. 1827-1879, 25 fev. 2015. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/10643389.2014.1000761>.

SAKTHIVEL, S. Ramesh *et al.* Recovery of phosphorus from stored urine using continuous flow reactor in decentralised level operations. **Blue-Green Systems**,

[S.L.], v. 2, n. 1, p. 237-249, 1 jan. 2020. IWA Publishing.
<http://dx.doi.org/10.2166/bgs.2020.005>.

SANTOS, G. M. dos. **Impacto da ivermectina inoculada em biofertilizante oriundo de fezes estabilizadas na produtividade da alface (*lactuca sativa*)**. 2022. 49 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental, Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2022.

SCHÖNNING, C.; STENSTRÖM, T. A. **Guidelines on the Safe Use of Urine and Faeces in Ecological Sanitation Systems**. EcoSanRes Programme and Stockholm Environment Institute, Estocolmo, Suécia. 2004. 38p.

SCHÜRMAN, B. *et al.* Fate of pharmaceuticals and bacteria in stored urine during precipitation and drying of struvite. **Water Science And Technology**, [S.L.], v. 65, n. 10, p. 1774-1780, 1 maio 2012. IWA Publishing.
<http://dx.doi.org/10.2166/wst.2012.041>.

SILVA, L. A. A. **Separação de cristais de estruvita de percolado de lodo por flotação por ar dissolvido**. 2013. 57 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Sanitária, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2013.

SILVA, T. R. *et al.* EFEITO DE SUBDOSES DE SULFENTRAZONE EM PLANTAS AQUÁTICAS E ECOTOXICOLOGIA PARA BIOINDICADORES. **Ciência e Cultura (Barretos)**, [S.L.], v. 16, p. 1-10, maio 2020. Editora Cubo.
<http://dx.doi.org/10.4322/1980-0029.162020>.

SMITH, R. E. **Avaliação de um banheiro seco com vaso segregador em Florianópolis, SC**. 2015. 142 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Ambiental, Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2015.

TONETTI, A. L. *et al.* Soluções para o tratamento de esgoto. In: TONETTI, Adriano Luiz *et al.* **Tratamento de esgotos domésticos em comunidades isoladas: referencial para a escolha de soluções**. Campinas:, 2018.

UDERT, K. M. *et al.* Urea hydrolysis and precipitation dynamics in a urine-collecting system. **Water Research**, [S.L.], v. 37, n. 11, p. 2571-2582, jun. 2003. Elsevier BV.
[http://dx.doi.org/10.1016/s0043-1354\(03\)00065-4](http://dx.doi.org/10.1016/s0043-1354(03)00065-4).

Varnero, M.T.M.; Rojas, C.A; Orellana, R.R. Índices de fitotoxicidad en residuos orgánicos durante el compostaje. **Revista de la Ciencia del Suelo y Nutrición Vegetal**, vol. 7, n. 1, p. 28-37, 2007. <https://doi.org/10.4067/S0718-27912007000100003>

VINNERÅS, B. **Faecal separation and urine diversion for nutrient management of household biodegradable waste and wastewater**. Licentiate thesis, Report 244, Department of Agricultural Engineering, SLU. Uppsala, Sweden. 2001.

VINNERÅS, B. *et al.* Inactivation of bacteria and viruses in human urine depending on temperature and dilution rate. **Water Research**, [S.L.], v. 42, n. 15, p. 4067-4074, set. 2008. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2008.06.014>.

WERNER, C. *et al.* Ecological sanitation: principles, technologies and project examples for sustainable wastewater and excreta management. **Desalination**, [S.L.], v. 248, n. 1-3, p. 392-401, nov. 2009. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2008.05.080>.

XU, K. *et al.* Pathogens inactivation in nutrient recovery from urine: a review. **Frontiers In Environmental Science**, [S.L.], v. 10, p. 01-22, 7 dez. 2022. Frontiers Media SA. <http://dx.doi.org/10.3389/fenvs.2022.1056019>

YETILMEZSOY, K. *et al.* Medicinal plants grown in soil amended with struvite recovered from anaerobically pretreated poultry manure wastewater. **The Journal of Animal & Plant Sciences**, v.23, n.1, p. 261-270, 2013

ZAMORA, P. *et al.* Ammonia recovery from urine in a scaled-up Microbial Electrolysis Cell. **Journal Of Power Sources**, [S.L.], v. 356, p. 491-499, jul. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jpowsour.2017.02.089>

ZANCHETA, P. G. **Recuperação e tratamento da urina humana para uso agrícola**. 2007. 83 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2007

ZIN, Moh M. T.; KIM, Dong-Jin. Struvite production from food processing wastewater and incinerated sewage sludge ash as an alternative N and P source: optimization of multiple resources recovery by response surface methodology. **Process Safety And Environmental Protection**, [S.L.], v. 126, p. 242-249, jun. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.psep.2019.04.018>.