

Ari João Strapazzon

**AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DE TRATAMENTO DE DEJETOS DE PECUÁRIA
ATRAVÉS DE UM PROCESSO MECANIZADO, UTILIZANDO SUBSTRATO
NATURAL PARA COMPOSTAGEM, EM PROPRIEDADES RURAIS NOS VALES
DO TAQUARI E CAÍ, RS, BRASIL**

Santa Cruz do Sul, maio de 2021

Ari João Strapazzon

**AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DE TRATAMENTO DE DEJETOS DE PECUÁRIA
ATRAVÉS DE UM PROCESSO MECANIZADO, UTILIZANDO SUBSTRATO
NATURAL PARA COMPOSTAGEM, EM PROPRIEDADES RURAIS NOS VALES
DO TAQUARI E CAÍ, RS, BRASIL**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental - Doutorado, Área de Concentração em Gestão e Tecnologia Ambiental, Universidade de Santa Cruz do Sul - UNISC, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Tecnologia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Eduardo Lobo Alcayaga

Santa Cruz do Sul, maio de 2021

Ari João Strapazzon

Tese de Doutorado Ari João Strapazzon – UNISC, 2021

**AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DE TRATAMENTO DE DEJETOS DE PECUÁRIA
ATRAVÉS DE UM PROCESSO MECANIZADO, UTILIZANDO SUBSTRATO
NATURAL PARA COMPOSTAGEM, EM PROPRIEDADES RURAIS NOS VALES
DO TAQUARI E CAÍ, RS, BRASIL**

Dr. Eduardo Lobo Alcayaga
Universidade de Santa Cruz do Sul - UNISC
Orientador

*Aos meus pais Dorvalino Strapazon (in memoriam) e Elzira
Terezinha Strapazon e esposa Dalva Maria
Strapazon por seu apoio em todas as horas difíceis.*

AGRADECIMENTOS

Ao Dr. Eduardo Lobo, pela dedicação, orientação em todas as horas que fez com que este trabalho fosse aperfeiçoado sempre mais a cada correção.

Ao Corpo Docente e aos colegas de turma do Doutorado em Tecnologia Ambiental, cujo companheirismo fizeram com que eu ampliasse meus conhecimentos.

A banca examinadora de avaliação Dr. Noeli Juarez Ferla, Dr. Jair Putzke, Dr. Diego Prado de Vargas e Dr. Jorge Morais.

Aos Biólogos Fernanda Blatt Theves, Patrik Gustavo Wiesel e Gustavo Stolzenberg Colares, pelo apoio na pesquisa.

“Muitas coisas não se aprendem nos livros e sim em contato com a natureza. Ela é o grande livro aberto aos que sabem ler nela.” (Vasconcelos Sobrinho)

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Mapa do Rio Grande do Sul, com a área do estudo, mostrando a localização dos municípios de Farroupilha, Relvado e Caxias do Sul, RS, Brasil.....	28
Figura 2 - Máquina de Compostagem.....	29
Figura 3 - Vista geral das leiras com 1 metro de altura de serragem.....	30
Figura 4 - Confeção do equipamento destacando as pás helicoides e as quatro leiras a serem utilizadas nos processos de compostagem.....	30
Figura 5 - Vista geral do Município de Farroupilha, RS.....	32
Figura 6 - Vista geral das instalações da atividade de bovinocultura.....	32
Figura 7 - Vista geral da composteira.....	33
Figura 8 - Vista geral da máquina de compostagem na leira, com aplicação do Tratamento 1.....	33
Figura 9 - Vista geral do Município de Relvado, RS.....	34
Figura 10 - Vista geral das instalações do sistema de criação e do sistema de compostagem dos dejetos.....	34
Figura 11 - Vista geral da composteira com os dejetos submetidos ao Tratamento 1.....	35
Figura 12 - Vista geral das leiras e das instalações com sistema de helicoides.....	35
Figura 13 - Vista geral do Município de Caxias do Sul, RS, e das coordenadas da propriedade.....	36
Figura 14 - Vista geral das instalações de criação e compostagem dos dejetos.....	36
Figura 15 - Vista geral da composteira.....	37
Figura 16 - Vista geral da máquina de compostagem.....	37
Figura 17 - Vista geral as leiras com o composto submetido ao Tratamento 3 (T3).....	37

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Estimativa da geração de dejetos para diferentes tipos de produção.....	16
Tabela 2. Estimativa da geração de dejetos para diferentes tipos de produção.....	17
Tabela 3. Fontes de eutrofização cultural.....	21

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	11
2. OBJETIVOS	13
2.1 Geral	13
2.2 Específicos	13
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	14
3.1 Produção de Suínos, Aves e Bovinos no mundo e no Brasil	14
3.2 Gestão Ambiental na Pecuária	14
3.2.1 Obrigações Legais	14
3.2.2 Risco Poluidor	15
3.2.3 Características dos dejetos suínos	15
3.2.4 Características dos dejetos de aves	16
3.2.5 Características dos dejetos de bovinos	17
3.3 Impacto dos dejetos	17
3.3.1 Impacto sobre os mananciais de água	17
3.3.2 Impacto no solo	22
3.3.3 Impacto na atmosfera	23
3.4 Sistemas de tratamento dos dejetos	24
3.4.1 Tratamento dos resíduos por compostagem	24
3.5 Uso dos dejetos como adubo orgânico	26
4. MATERIAIS E MÉTODOS	28
4.1 Local e Data	28
4.2. Memorial descritivo do equipamento a ser utilizado na avaliação dos processos de compostagem	29
4.3. Autorização para a operacionalização do sistema de compostagem	30
4.4. Características da atividade de bovinocultura de leite	31
4.5. Características da atividade de suinocultura terminação	33
4.6. Características da atividade de avicultura de postura comercial	35
4.7. Delineamento experimental	38
4.8. Processo de compostagem/Medição de variáveis	38
4.9. Processamento da informação	38
5. RESULTADOS - ARTIGO 1	40
5.1 Introdução	41

5.2. Material e Métodos.....	43
5.3. Resultados e Discussão.....	48
5.4. Conclusão.....	56
5.4. Referências Bibliográficas.....	57
6. RESULTADOS - ARTIGO 2	65
6.1. Introdução	67
6.2. Material e Métodos	69
6.3. Resultados e Discussão	71
6.4. Conclusão	82
6.5. Referências Bibliográficas	83

1. INTRODUÇÃO

Em 2020, a produção mundial de carne suína foi de 97.757 milhões de toneladas, estando a China em primeiro lugar, com uma produção de 38 milhões de toneladas, seguido pela União Europeia, Estados Unidos e o Brasil em 4º lugar, com uma produção de 4,4 milhões de toneladas de carne suína. O Estado que mais produz é Santa Catarina com 30,7% de abate suíno, ficando o Paraná em segundo lugar, com 21,1% e o Rio Grande do Sul em terceiro, com 19,1% (ABPA, 2021). A produção brasileira de ovos em 2020 chegou a 53 bilhões, sendo 99,7% destinado para o consumo interno. São Paulo é o estado que mais produz ovos, com 29,8% da produção nacional (ABPA, 2021). O Brasil possui o maior rebanho bovino comercial do mundo com 214,8 milhões de cabeças de gado, sendo o Estado do Mato Grosso o maior produtor nacional e em 2021, com 6.560.936 abates. Em 2019 o Brasil produziu 34.844.932 litros de leite, sendo o Estado de Minas Gerais o maior produtor nacional, produzindo 11.514.978 litros de leite no mesmo ano (IBGE, 2019).

Este desenvolvimento intensivo da pecuária trouxe uma grande geração de dejetos, muitas vezes lançados no solo e na água, causando problemas ambientais graves através da elevada carga de matéria orgânica, presença de patógenos e liberação de gases tóxicos. Normalmente estes dejetos são aplicados no solo como adubo para a lavoura. Esta é uma prática antiga que promove melhorias na fertilidade do solo e na produtividade das culturas. No entanto, esta aplicação geralmente ocorre de forma inadequada, produzindo odores desagradáveis, contribuindo na proliferação de vetores e liberação de gases tóxicos (COSTA e SOTO, 2018). Além disso, em altas quantidades, esses nutrientes são prejudiciais, aumentando a toxidez do solo, para as plantas e a contaminação das águas (RHODEN et al., 2017).

Essa poluição ambiental provoca um desequilíbrio ecológico, inclusive nos recursos hídricos, através da redução do oxigênio na água, contaminação da água com amônia, sulfatos/sulfetos, metais pesados, metais alcalinos e alcalino-terrosos, causando a morte de peixes e outros animais, toxicidade nas plantas e eutrofização dos cursos d'água (MONTAGNA, 2017). Os metais pesados são encontrados naturalmente nos solos e nas rochas, mas têm se apresentado cada vez mais próximos da cadeia alimentar dos animais e do homem, situação que vem sendo associada à aplicação de corretivos e adubos agrícolas (SOUZA et al., 2018).

A criação de bovinos é apontada como uma das mais prejudiciais na emissão de gases que podem contribuir para o aumento excessivo do efeito estufa. A agricultura e a pecuária são responsabilizadas pela emissão de dióxido de carbono, metano e óxido nitroso (BRUNES e COUTO, 2017). Na criação de suínos, os principais gases emitidos são o dióxido de carbono, metano, amônia, óxido nitroso, gases tóxicos que agravam o efeito estufa (CAVALETTI, 2014). Na criação de aves, ocorre a liberação da amônia, causando um forte odor que se difunde do esterco para a atmosfera, causando riscos à saúde (MONTAGNA, 2017).

Em busca de alternativas que consigam reduzir esses impactos ambientais, existem vários sistemas de tratamentos para os dejetos produzidos na pecuária, como o sistema de armazenamento em esterqueiras, os biodigestores, produzindo biogás e biofertilizante (BOSCO, 2016) e a compostagem, que transforma esses dejetos em adubo orgânico (OLIVEIRA et al., 2017).

A compostagem pode tratar resíduos sólidos ou líquidos através de um processo aeróbico controlado, desenvolvido por uma população de microrganismos que degradam a matéria orgânica. Além de reduzir a quantidade de resíduos, esse processo produz um fertilizante natural de boa qualidade, que pode se tornar uma fonte de renda com a produção de adubo para os agricultores (SOUSA et al, 2017). Esse processo de estabilização da matéria orgânica gera sais minerais e nutrientes, melhorando as condições e qualidade das plantas (PINTO et al., 2017).

Visando tecnificar o processo de compostagem, a Empresa Boni e Schuster LTDA do Brasil desenvolveu uma máquina que foi utilizada pela primeira vez em um processo de compostagem de dejetos líquidos de suínos, licenciado pelo Departamento de Meio Ambiente (DEMA) do Município de Capitão, RS, em 2009, tendo como base a legislação ambiental do decreto 99.274/90, e tendo sido habilitado para tal finalidade pelo Conselho Estadual do Meio Ambiente (CONSEMA), através da resolução 045/90. Embora o sistema de compostagem esteja licenciado pelo DEMA do Município de Capitão, ainda não há pesquisas que demonstrem a eficiência do processo de compostagem realizado pelo equipamento, motivo que justifica a realização deste trabalho, tendo como objetivo avaliar a eficiência do tratamento de dejetos de pecuária, através do processo mecanizado e utilização de serragem de madeira como substrato natural para compostagem, em propriedades rurais nos vales do Taquari e Cai, RS, Brasil.

2. OBJETIVOS

2.1. Geral

Avaliar a eficiência do tratamento de dejetos de pecuária (bovinos, suínos e aves) através de um processo mecanizado (máquina de compostagem) utilizando substrato natural para a compostagem (serragem de madeira) em propriedades rurais nos vales do Taquari e Cai, RS, Brasil.

2.2. Específicos

- Compostar dejetos de pecuária (bovinos, suínos e aves) através de uma máquina de compostagem, utilizando substrato natural (serragem de madeira) em propriedades rurais nos vales do Taquari e Cai, RS, Brasil.
- Medir a umidade e os seguintes macronutrientes e micronutrientes: cálcio (Ca), capacidade de troca catiônica (CTC), fósforo total, magnésio (Mg), nitrogênio total (N), pH e potássio (K).
- Avaliar a toxicologia de cada tratamento através de ensaios ecotoxicológicos utilizando como organismo-teste o microcrustáceo *Daphnia magna*.
- Avaliar a eficiência do processo de compostagem, comparando os resultados das análises físicas e químicas com as normas legais e vigentes, bem como dos ensaios ecotoxicológicos.
- Contribuir para o desenvolvimento da agricultura regional sustentável, através do fornecimento de um composto orgânico de qualidade, economicamente viável e ambientalmente correto.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. Produção de Suínos, Aves e Bovinos no mundo e no Brasil

Em 2020, a produção mundial de carne suína foi de 97.757 milhões de toneladas, estando a China em primeiro lugar, com uma produção de 38 milhões de toneladas, seguido pela União Europeia, Estados Unidos e o Brasil em 4º lugar, com uma produção de 4,4 milhões de toneladas de carne suína, onde 77% da produção é destinada para o mercado interno e 23% para a exportação (ABPA, 2021). Ainda, segundo Guimarães et al. (2017), a maior produção de carne suína está localizada na região Sul do Brasil, responsável por 67% dos abates com algum tipo de fiscalização (federal, estadual ou municipal), a região Sudeste representou 18%, o Centro-Oeste 14% e as regiões Norte e Nordeste representaram apenas 1%.

A China também está entre os maiores produtores mundiais de aves de postura em sistema confinado, com 45% da produção mundial, seguido pelos Estados Unidos, Índia, Japão, México e Brasil (DELGADO, PIACENTE e SILVA, 2016). No território nacional, o Estado de São Paulo é o maior produtor de ovos, responsável por 29,8% da produção total no ano de 2020 (ABPA, 2020).

A bovinocultura trouxe ao Brasil um lugar importante na produção de alimentos, tendo o maior rebanho comercial do mundo, com 214 milhões de cabeças de gado em 2019 (IBGE, 2019). Segundos dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), em 2018 o abate bovino cresceu 3,4%, chegando a 31,9 milhões de cabeças, sendo a segunda alta consecutiva, após três anos de queda. Já a aquisição de leite chegou a 34 milhões de litros em 2019 (IBGE, 2019). A aquisição de couro atingiu 35 milhões de peças e cresceu 3,0% em relação a 2017 (IBGE, 2019).

3.2. Gestão Ambiental na Pecuária

3.2.1. Obrigações Legais

O código Estadual do Meio Ambiente (Lei Estadual n.º 11.520 de 03/08/2000) determina que todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, um bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida. Para isso, é

dever dos cidadãos, da coletividade, dos Municípios e do Estado defender e conservar o meio ambiente para as gerações presentes e futuras, garantindo-se a proteção dos ecossistemas e o uso racional dos recursos ambientais.

Na maioria dos países europeus a legislação de proteção ambiental é rígida com relação aos dejetos produzidos pela pecuária, devido à sua difícil distribuição. Já no Brasil, é recente a preocupação em tentar minimizar esses impactos ambientais, que ganharam importância a partir de 1991, passando o Ministério Público a cobrar o cumprimento da legislação, aplicando advertências, multas e mesmo o fechamento de granjas (MONTAGNA, 2017).

3.2.2. Risco Poluidor

Os dejetos oriundos da pecuária apresentam um grande potencial poluidor, através da elevada carga de matéria orgânica e presença de patógenos, representando riscos sanitários. Quando a degradação desses dejetos não é controlada, além de gerar odores desagradáveis, contribui na proliferação de vetores e liberação de gases tóxicos. Na maioria das vezes estes dejetos são utilizados no solo como adubação para a lavoura, no entanto, esta aplicação geralmente ocorre de forma inadequada (COSTA e SOTO, 2018).

Os dejetos da suinocultura têm potencial poluidor ambiental muito maior que os de origem humana e quando comparados a outras criações, como aves ou bovinos. Dados da Agência Nacional das Águas indicam que um hectare de terra agricultável tem capacidade de absorver, sem danos aos solos e às águas, os dejetos de 20 suínos em terminação. Muitos municípios encontram dificuldades, pois não possuem áreas para destinar os dejetos pela alta quantidade de produção. A criação intensiva de suínos no Rio Grande do Sul, praticada em sistema confinado e em lotes de reprodução, de engorda e de abate industrial, é um dos tipos de empreendimentos agropecuários de maior potencial poluidor e impacto ambiental (CAVALETTI, 2014).

3.2.3. Características dos dejetos suínos

Os dejetos de suínos são compostos por fezes, urina, água desperdiçada de bebedouros e de higienização, poeiras, resíduos de ração e outros materiais que

surgem no decorrer da criação. Já o esterco, é constituído pelas fezes dos animais, que geralmente são pastosas ou sólidas, apresentando muitas vezes grandes variações, dependendo do sistema de manejo, quantidade de água e nutrientes presentes no esterco líquido dos suínos que contém matéria orgânica, nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio, sódio, magnésio, manganês, ferro, zinco, cobre e outros elementos que estão incluídos nas dietas dos animais (SILVA et al., 2015).

A estimativa de volume total de esterco produzido por um suíno varia de acordo com o desenvolvimento do seu peso, que varia de 4,9 a 8,5 em relação a seu peso vivo por dia. Cada suíno adulto produz em média 7 - 8 L de dejetos líquidos por dia ou 0,21 - 0,24 m³ de dejetos por mês, conforme apresentado na tabela 1 (FEPAM, 2014).

Tabela 1. Estimativa da geração de dejetos para diferentes tipos de produção. UPL (Unidade de Produtora de Leitão) (FEPAM, 2014).

Tipo de produção	Unidade de medida	Período	Produção de dejetos (L dia⁻¹)	Produção de dejetos (m³)
Ciclo completo	Matriz	120	57,1	8,2
UPL - 21 dias	Matriz	120	16,0	2,3
UPL - 63 dias	Matriz	120	27,0	4,0
Terminação - 110 dias	Cabeça	120	7,0	1,0
Creche - 50 dias	Cabeça	120	1,4	0,2
Central de Inseminação	Cabeça	365	9,0	3,9

3.2.4. Características dos dejetos de aves

A produção avícola é uma atividade importante econômica e socialmente, no entanto este crescimento produtivo gera grandes quantidades de dejetos poluidores, através de seu elevado teor de matéria orgânica e microbiológica que podem causar graves problemas ambientais, no solo, no ar e na água, quando dispostos de maneira incorreta. Em contrapartida, esses dejetos podem ser um recurso, agregando valor na produção de biogás, biofertilizante ou compostos orgânicos (MONTAGNA, 2017).

A produção de dejetos está estimada entre 90 a 120 gramas de dejetos frescos por ave, e de 250 a 300 gramas de dejetos secos, após 60 dias. Desta forma, para um plantel de 100.000 galinhas poedeiras a produção é de aproximadamente 1,2 toneladas por dia de dejetos (DELGADO et al., 2016). Ainda,

segundo os mesmos autores, os dejetos de aves poedeiras possuem um grande potencial biológico como matéria prima para fertilizantes e fonte energética, compostos por matéria orgânica particulada e dissolvidos como polissacarídeos, lipídios, proteínas, ácidos graxos voláteis, e elevado número de componentes inorgânicos. Em comparação a outros animais, os dejetos de aves são ricos em nutrientes, pois as rações possuem alta concentração de P, N e K, potencializando os dejetos de aves, tornando-os duas a três vezes mais concentrado em nutrientes que os dejetos de mamíferos.

3.2.5. Características dos dejetos de bovinos

Outro segmento da cadeia produtiva que vem crescendo é a pecuária leiteira, uma atividade de grande relevância para o agronegócio, no entanto, essa atividade também gera um volume considerável de dejetos, que possibilitam a proliferação de bactérias, fungos, vírus, protozoários, moscas, mosquitos, baratas, ratos, emissão de gases de efeito estufa, causando diversos danos ambientais. Quando manejados de forma adequada, esses dejetos têm alto valor como fertilizantes, pois apresentam em sua constituição grande quantidade de macro e micronutrientes que podem ser aproveitados em cultivos agrícolas (FERNANDES, 2016).

A estimativa do volume de dejetos é calculada em função da média da quantidade total de resíduos líquidos produzidos “em galpão”, com acréscimo de 20 % como margem de segurança, conforme apresentado na Tabela 2.

Tabela 2. Estimativa da geração de dejetos para diferentes tipos de produção (FEPAM, 2014).

Tipo de produção	Unidade de medida	Período (dias)	Produção de dejetos (L dia⁻¹)	Produção de dejetos m³ (120 dias ± 20%)
Confinada	Cabeça	365	65	9,00
Semiconfinada	Cabeça	365	30	4,5

3.3. Impacto dos dejetos

3.3.1. Impacto sobre os mananciais de água

Uma das principais causas de poluição hídrica por dejetos ocorre através do lançamento direto nos cursos de água e lagos, ocasionando desequilíbrios

ecológicos (MONTAGNA, 2017). As regiões com criação intensiva de suínos encontram-se em grande risco de poluição ambiental causada pela infiltração de nitrogênio no solo e lançamento de dejetos nos corpos hídricos (COSTA e SOTO, 2018). Os dejetos gerados na criação de aves apresentam bactérias que em contato direto com o solo, representam uma fonte de microrganismos patogênicos aos animais e aos humanos, e com a ação das chuvas podem contaminar lençóis freáticos (DELGADO et al., 2016). Os dejetos da bovinocultura apresentam grande demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e podem provocar a salinização do solo. Nas regiões de solo mais impermeável ou com maiores índices pluviométricos, pode causar a poluição de águas superficiais e subterrâneas (FERNANDES, 2016).

Esses desequilíbrios ecológicos reduzem o teor de oxigênio dissolvido na água, aumento da DBO e contaminação das águas potáveis com elementos tóxicos, como, amônia, sulfatos/sulfetos, metais pesados, metais alcalinos e alcalino-terrosos, causando a morte de peixes e outros animais, toxicidade nas plantas e eutrofização dos cursos d'água (MONTAGNA, 2017).

Na região Sul do Brasil há escassez de água apesar dos rios de grande porte e vazão. Essa escassez se deve aos efeitos cumulativos dos processos ambientais e usos múltiplos que são de amplo espectro: agricultura, indústrias, pecuária, piscicultura, navegação e recreação. Para agravar a situação, a pequena parcela de água doce disponível vem tendo sua qualidade degradada principalmente devido ao acelerado crescimento populacional observado nas últimas décadas. Este crescimento tem gerado o estabelecimento crescente de processos poluidores que alteram significativamente o equilíbrio ecológico dos ecossistemas, destacando a poluição orgânica e processos de eutrofização como um dos maiores problemas da atualidade em corpos de água superficiais, sendo considerados como um dos exemplos mais visíveis das alterações causadas pelo homem à biosfera (TUNDISI, 2015).

A poluição orgânica diz respeito à liberação de produtos de origem animal (fezes, sangue, urina, chorume, etc.) nos mananciais, que em grande quantidade, ocorre à proliferação excessiva de microrganismos aeróbicos que irão diminuir consideravelmente os níveis de oxigênio dissolvido. Além disto, a degradação da matéria orgânica por meio destas bactérias disponibiliza grandes quantidades de nitrogênio e fósforo na forma de nitritos, nitratos e fosfatos, passíveis de serem utilizados pelas algas, que passam a se proliferar, dando origem ao processo

conhecido por eutrofização. Neste processo, o aumento exagerado da quantidade de algas forma uma espessa capa na superfície da água, a qual impede a penetração da luz à vegetação submersa que acaba por morrer e entrar em decomposição liberando ainda mais nutrientes e consumindo mais oxigênio. Com a diminuição da quantidade de oxigênio dissolvido e o acúmulo de matéria orgânica animal e vegetal morta, a decomposição passa a ocorrer por ação de bactérias anaeróbicas, que degradam o material e deixam substâncias com odor forte como, por exemplo, o ácido sulfídrico (ESTEVES, 2011).

A eutrofização pode ser natural ou cultural. Quando natural, é um processo lento e contínuo que resulta do aporte de nutrientes trazidos pelas chuvas e pelas águas superficiais que erodem e lavam a superfície terrestre. Quando cultural (provocada pela ação do homem), a eutrofização torna-se um processo dinâmico, cuja característica principal é a quebra de estabilidade do ecossistema (homeostasia). A homeostasia em ecossistemas aquáticos caracteriza-se pelo equilíbrio existente entre a produção de matéria orgânica e o seu consumo e decomposição. Este desequilíbrio ecológico é acompanhado de profundas mudanças no metabolismo de todo ecossistema (TUNDISI e MATSUMURA-TUNDISI, 2012).

Outro impacto importante da eutrofização é o crescimento de grandes volumes de cianobactérias potencialmente tóxicas, tornando-se um risco à saúde pública e do ecossistema, além de implicar em aumento no custo do tratamento da água para abastecimento (GALLI e ABE, 2012). Ainda, em algumas situações, a eutrofização é consequência do lançamento de esgotos humanos não tratados. Caso a parcela da população que tenha produzido esses efluentes sofra de infecções transmitidas, direta ou indiretamente, pela água (doenças hidricamente transmissíveis), a propagação de doenças pode vir a ser um impacto importante da eutrofização.

De acordo com UNEP-IETEC (2001), a eutrofização cultural pode ter focos de poluição pontuais e difusos, conforme demonstra a Tabela 3. Os focos pontuais de poluição são mais fáceis de serem identificados, facilitando o desenvolvimento de políticas para reduzir a poluição das mesmas. As fontes não pontuais (difusas), pela própria natureza do problema, são mais difíceis de serem monitoradas e medidas, uma vez que é preciso lidar com um grande número de agentes. Além de tudo, a elaboração de programas para reduzir a poluição difusa é cara e sua fiscalização muito difícil. Segundo Tundisi e Matsumura-Tundisi (2012), a partir da carga total de

entrada de fósforo e nitrogênio estimada a partir de fontes pontuais e difusas é possível a caracterização de quatro estágios de eutrofização das águas, a seguir:

- (1) Oligotrófico: baixa produtividade biológica e baixa concentração de nutrientes;
- (2) Mesotrófico: características intermediárias entre oligotrófico e eutrófico;
- (3) Eutrófico: produção vegetal excessiva e alta concentração de nutrientes;
- (4) Hipereutrófico: utilizado para caracterizar altos graus de eutrofização.

A presença de metais pesados em grandes quantidades nos dejetos é decorrente da sua alta concentração nas rações, onde são adicionados em excesso para suprir a baixa taxa de quando o estágio de eutrofização da água atinge o nível eutrófico ou hipereutrófico, a qualidade da água cai drasticamente e alguns efeitos podem ser percebidos. As principais consequências da eutrofização são citadas por Tundisi e Matsumura-Tundisi (2012).

- (1) Anóxia (ausência de oxigênio na água), que provoca mortalidade em massa de peixes e invertebrados e também produz liberação de gases com odor e muitas vezes tóxicos (H_2S e CH_4).
- (2) Florescimento de algas e crescimento não controlado de plantas aquáticas, especialmente macrófitas.
- (3) Produção de toxinas por algumas espécies de algas tóxicas.
- (4) Altas concentrações de matéria orgânica, as quais, se tratadas com cloro, podem produzir substâncias carcinogênicas.
- (5) Deterioração dos valores recreacionais dos lagos ou represas em razão da diminuição da transparência.
- (6) Acesso restrito à pesca e atividades recreacionais em razão do acúmulo de plantas aquáticas que podem impedir a locomoção e transporte.
- (7) Acentuada queda na biodiversidade e no número de espécies de plantas e animais.
- (8) Alterações na composição de espécies de peixes com diminuição de seu valor comercial (mudanças nas espécies e perda do valor comercial pela contaminação).
- (9) Diminuição da concentração de oxigênio dissolvido, especialmente nas camadas mais profundas de lagos de regiões temperadas, durante o outono.
- (10) Diminuição dos estoques de peixes causados pela depleção de oxigênio dissolvido na água e nas regiões mais profundas de lagos e represas.
- (11) Efeitos na saúde humana (crônicos e agudos).

Tabela 3. Fontes de eutrofização cultural (UNEP-IETEC, 2001).

Fonte	Tipo de problema
Focos pontuais	
Geradores de energia	A combustão de combustíveis fósseis emite produtos nitrogenados na atmosfera, que são carregados pelas chuvas e por outros processos, causando a eutrofização dos corpos hídricos.
Estação de tratamento de esgoto	O processo de tratamento libera óxidos de N e P, que são drenados para os corpos hídricos.
Unidades industriais	Os processos industriais liberam produtos com N e P nos efluentes, que são drenados para os corpos hídricos.
Focos difusos	
Agricultura	As práticas agrícolas, inclusive as que empregam fertilizantes ricos em N e P, aumentam a concentração desses elementos no solo. O escoamento superficial causa a eutrofização dos corpos hídricos.
Esgoto	A descarga direta de esgotos de fontes domésticas, não ligadas às estações de tratamento, eventualmente chegam aos corpos hídricos.

A eutrofização é um problema mundial que produz uma acentuada deterioração de rios, represas, lagos e águas costeiras, causando inúmeros efeitos diretos e indiretos na biodiversidade aquática. Além disso, a eutrofização compromete os usos múltiplos de recursos hídricos e águas superficiais e subterrâneas, provocando perdas substanciais para a economia local e regional. Atualmente, a eutrofização é uma ameaça à saúde pública e às condições gerais de funcionamento dos sistemas aquáticos, constituindo um fator econômico importante que pode impedir ou retardar o desenvolvimento sustentável (TUNDISI, 2015).

Neste contexto, fica evidente que a poluição orgânica e a eutrofização são eventos cíclicos e altamente correlacionados, devido a sua complexidade e dinâmica essencialmente ecológica, logo, o incremento de um leva ao agravamento do outro. Muitos cientistas, inclusive, não diferenciam os dois processos e referem-se a ambos apenas como “eutrofização” (p. ex., ESTEVES, 2011; LOBO et al., 2015). Em concordância com os argumentos expostos, doravante define-se, operacionalmente, a utilização do termo “eutrofização” no sentido amplo, i.e., incluindo a problemática da poluição orgânica e eutrofização da água advinda de fontes pontuais e difusas de contaminação, induzidas por atividades humanas.

3.3.2. Impacto no solo

A aplicação de dejetos no solo como fonte nutritiva para a adubação de culturas é uma prática muito antiga, que promove melhorias na fertilidade do solo e na produtividade das culturas. A quantidade de nutrientes encontrados nos dejetos está relacionada ao teor de matéria seca, variando de acordo com o manejo, porém, a problemática está no uso excessivo de aplicação dos dejetos, em razão da toxidez por cobre e zinco e ao elevado teor de fósforo, que são encontrados em grandes quantidades nas rações dos animais. Em altas quantidades no solo, esses nutrientes são prejudiciais às plantas e com aplicações sucessivas na mesma área aumentam a quantidade solúvel e trocável de fósforo, cobre e zinco, aumentando a toxidez para as plantas e a contaminação das águas (RHODEN et al., 2017). Essa prática, sem o devido controle, gera um grande risco de poluição ambiental através dos efeitos de infiltração do nitrogênio no solo e escoamento superficial do fósforo (ITO et al., 2016).

O lançamento dos dejetos diretamente no solo, sem um tratamento adequado, acaba contaminando o meio ambiente, pois são compostos por metais pesados, potencialmente poluidores, como cobre, cádmio, zinco, manganês, entre outros. Esses metais são encontrados naturalmente nos solos e nas rochas, mas têm se apresentado cada vez mais próximos da cadeia alimentar dos animais e do homem, situação que vem sendo associada à aplicação de corretivos e adubos agrícolas. Quando presentes no solo, esses metais podem ser absorvidos pelas plantas e posteriormente pelos animais e pelos humanos (SOUZA et al, 2018).

O destino dos metais pesados e de outros compostos orgânicos tóxicos é a sua deposição e soterramento em solos e sedimentos, sendo que os metais pesados se acumulam na camada superior do solo, onde são disponíveis para as plantas. Os materiais húmicos têm grande afinidade pelos cátions dos metais pesados, de maneira que os extraem da água que passa através deles por meio de processos de troca iônica formando complexos insolúveis em água. O acúmulo de metais pesados leva a uma reação intensa com os constituintes coloidais e biológicos, tanto na camada superficial do solo, como dissolvidos na água (CAVALETTI, 2014). Ainda, segundo o mesmo autor, existem aspectos importantes relacionados à nutrição animal que podem reduzir o potencial poluente dos dejetos e assegurar maior sustentabilidade aos sistemas de produção, através de melhorias na eficiência

alimentar dos animais e o uso de nutrientes na ração de acordo com as exigências dos animais.

3.3.3. Impacto na atmosfera

Dentre os vários segmentos da agropecuária, a criação de bovinos vem sendo apontada como uma das mais prejudiciais ao meio ambiente, através da emissão de gases que podem contribuir para o aumento excessivo do efeito estufa, oriundos da fermentação ruminal, fermentação de dejetos, manejo de biomassa e emissão indireta de gases de efeito estufa (GEE), relacionados ao cultivo de plantas destinadas à alimentação animal. A agricultura e a pecuária são responsabilizadas pela emissão de três GEE: dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4), e óxido nitroso (N_2O) (BRUNES e COUTO, 2017).

Já, em relação à criação de suínos, os principais gases emitidos são a amônia (NH_3), nitrogênio (N), CO_2 , CH_4 e N_2O . A maioria desses gases são tóxicos e agravam o efeito estufa, podendo gerar odores desagradáveis que muitas vezes são sentidos a longas distancias, além dos limites da propriedade emissora (CAVALETTI, 2014). A amônia ainda pode provocar a chuva ácida, apresentando implicações tóxicas sobre o solo e a água (ITO et al., 2016).

Na criação de aves, um dos grandes problemas decorrentes da geração de dejetos é o forte odor causado pela presença de amônia que, em forma de gás difunde-se do esterco para a atmosfera, causando riscos à saúde (MONTAGNA, 2017).

A agropecuária libera CO_2 através da queima de combustíveis fósseis na produção e utilização de fertilizantes agrícolas, enquanto o CH_4 é produzido, principalmente, na fermentação ruminal, funcionando como um acceptor de elétrons e dreno de hidrogênio (H_2). O N_2O é responsável por mais de 65% do total das emissões da produção animal de ruminantes e não ruminantes. Na produção de bovinos, o N_2O pode ser oriundo da utilização de fertilizantes nitrogenados, mineralização da matéria orgânica adicionada ao solo, lixiviação de solos, queima de resíduos agrícolas e, principalmente, da adição ou depósito de dejetos animais nos solos. O N, por sua vez, aumenta a concentração no solo, promovendo um aumento na emissão de N_2O (BRUNES e COUTO, 2017).

3.4. Sistemas de tratamento dos dejetos

Existem vários sistemas de tratamentos para os dejetos produzidos na pecuária que podem ser utilizados, como o sistema de armazenamento em esterqueiras, que consiste em um depósito para captação dos dejetos produzidos no sistema de criação, armazenados por um período de 120 dias para que ocorra a fermentação anaeróbica da matéria orgânica. Outro tratamento utilizado são os biodigestores, que podem ser definidos como câmaras que realizam a fermentação anaeróbia da matéria orgânica produzindo biogás e biofertilizante (BOSCO, 2016). Outra alternativa encontrada para reduzir os impactos ambientais é o manejo de dejetos através da compostagem, transformando esses dejetos em biofertilizantes que podem ser usados como adubo orgânico na agricultura (OLIVEIRA et al., 2017).

3.4.1. Tratamento dos resíduos por compostagem

A compostagem pode ser utilizada para tratar resíduos sólidos ou líquidos, oriundos das mais diversas fontes orgânicas. Para que os resíduos na forma líquida sejam tratados com a mesma eficiência, é necessário alterar suas características físicas, adicionando outro material que sirva de estruturação (VALENTE et al., 2016).

O sistema de tratamento consiste em adicionar os dejetos líquidos sobre uma porção seca com grande capacidade de absorção (maravalha, casca de arroz ou serragem). Posteriormente ocorre a estabilização, onde é necessário revolver a massa para que ocorra a agregação do oxigênio. O montante permanece de noventa a cento e vinte dias em condição de anaerobiose, passando por processo fermentativo (BORINI, 2017). O processo caracteriza-se pela colonização de diferentes microrganismos aeróbios na biomassa, que geram calor e liberação de CO₂. Essas alterações que ocorrem na biomassa durante a compostagem estão relacionadas à respiração e ao metabolismo exotérmico dos microrganismos, apontando a fase em que a compostagem se encontra (VALENTE et al., 2016).

Trata-se de um processo de bioxidação aeróbica, exotérmica, de um substrato orgânico, heterogêneo sólido, caracterizado pela produção de água, liberação de minerais e formação de matéria orgânica estável. A compostagem pode ser definida como um processo aeróbico controlado, desenvolvido por uma população variada de microrganismos em duas fases (SOUSA et al., 2017). A

primeira fase é chamada de Impregnação, o período mais ativo, caracterizado por uma intensa atividade biológica, onde ocorre a degradação da matéria orgânica, ocasionada pelo aumento de temperatura da biomassa nas leiras de compostagem. Conhecida também como a fase de incorporação dos dejetos líquidos sobre os resíduos sólidos (maravalha, serragem, palha) até a obtenção de uma biomassa com umidade e relação Carbono/Nitrogênio (C/N) adequadas.

A segunda fase é chamada de Maturação, fase onde ocorre a estabilização da biomassa. O processo inicia com uma temperatura elevada e vai reduzindo gradativamente até o final do processo de maturação. É uma fase caracterizada por taxas metabólicas mais reduzidas sendo também conhecida como fase de arrefecimento, na qual diminui a temperatura da biomassa na leira e o material torna-se estável, escuro, amorfo, com aspecto de húmus e um cheiro de terra (OLIVEIRA et al., 2017). Além de reduzir a quantidade de resíduos, esse processo produz um fertilizante natural de boa qualidade, que pode se tornar uma fonte de renda com a produção de adubo para os agricultores (SOUSA et al., 2017).

A finalidade é acelerar o processo de estabilização da matéria orgânica, gerando componentes importantes para o solo, como sais minerais e nutrientes, melhorando as condições e oferecendo mais qualidade no desenvolvimento das plantas. Alguns desses importantes nutrientes são assimilados em maior quantidade nas raízes, como o fósforo, cálcio, nitrogênio, potássio, magnésio e enxofre (PINTO et al., 2017).

A composteira, ou unidade de compostagem, é uma estrutura própria para o depósito e processamento do material orgânico. A escolha do tipo de composteira depende da disponibilidade de recursos financeiros, tempo, espaço e da quantidade de matéria orgânica produzida (MONTEIRO, 2016).

O revolvimento da pilha do composto é essencial para o desenvolvimento da compostagem, de forma rápida e sem a emissão de odores indesejáveis, características comuns em processos anaeróbios e termofílicos, podendo ser feito manualmente ou com o auxílio de máquinas. Desta forma, promove-se no leito de compostagem a decomposição rápida e uniforme da matéria orgânica. O revolvimento também reduz a umidade e o fornecimento de oxigênio para a biomassa (CAVALETTI, 2014).

Em função do calor gerado pela atividade biológica intensa no processo de degradação da matéria orgânica, a temperatura interna da biomassa depositada nas

leiras de compostagem pode alcançar 65°C. Durante o revolvimento da biomassa ocorre a evaporação do excesso de água, reduzindo seu volume. Durante o desenvolvimento do processo pode ocorrer a evaporação de 60 a 80% do volume de água presente nos dejetos, reduzindo a altura da leira de 30 a 40% (OLIVEIRA et al., 2017).

O controle da umidade é fundamental para a manutenção da temperatura do composto, que deve estar acima de 45°C para dar início ao processo de compostagem, onde eliminará patógenos, microorganismos, sementes e ervas daninhas que podem estar presentes. A temperatura é o indicador mais importante na eficiência do processo de compostagem, pois o calor é o resultado da decomposição da matéria orgânica, que diminuirá gradativamente no final do processo, atingindo valores menores que 32°C (OLIVEIRA et al., 2017).

O teor de umidade é um dos principais fatores ambientais para o fornecimento de um meio de transporte de nutriente dissolvidos para a atividade metabólica e fisiológica dos microorganismos. Além disso, a disponibilidade de água está diretamente relacionada ao suprimento de oxigênio, o que também afeta a atividade microbiana. Valores baixos de umidade podem causar a desidratação no interior da pilha de compostagem, o que inibe o processo biológico, trazendo a estabilidade física, porém instabilidade biológica. Por outro lado, umidade alta pode promover condições de anaerobiose no interior das pilhas (CAVALETTI, 2014).

Segundo os resultados obtidos por Strapazzon (2008), o uso da compostagem mista para o tratamento de dejetos de suínos, traz benefícios econômicos para os produtores e para o meio ambiente, com a redução significativa do índice de umidade inicial dos dejetos em 72,3%, sendo que as altas temperaturas internas que ocorrem durante o processo (69,2°C), garantem a redução de microorganismos patogênicos e diminuem os impactos causados sobre os recursos hídricos e o solo, além de produzir um adubo orgânico de excelente qualidade que pode ser utilizado nas mais diversas culturas vegetais.

3.5. Uso dos dejetos como adubo orgânico

A utilização de compostos orgânicos na agricultura traz inúmeros benefícios como melhorar a fertilidade do solo, capacidade de reter maior quantidade de água, funcionando como uma esponja, liberando aos poucos água para que as raízes

possam absorver, proporciona aeração do solo, deixando a terra mais solta, arejada, e leve, favorecendo o desenvolvimento das raízes, aumenta a retenção de sais minerais absorvidos pelas plantas, aumenta a capacidade de troca de cátions, disponibilizando os nutrientes catiônicos fundamentais para o desenvolvimento das plantas, sendo uma fonte importante de enxofre assimilável pelos vegetais. O composto orgânico proporciona melhoras consideráveis das propriedades físicas, físico-químicas e biológicas do solo, o que não pode ser obtido por nenhum fertilizante mineral (MONTEIRO, 2016).

Diversos ramos de atividades como as floriculturas, fruticulturas e horticulturas usam substratos orgânicos para produção de mudas. Seu uso ocorre também na recuperação de áreas de pastagens degradadas, aumento de matéria orgânica nos solos e uso na agricultura. O uso de compostos orgânicos é utilizado como fonte de nutrientes, condicionador dos solos, produção de organominerais, aumentando a disponibilidade de nutrientes e mantendo a sua característica de condicionador/melhorador dos solos. O Brasil é cada vez mais dependente da importação de ingredientes, em função das baixas reservas de fósforo e potássio. Em 2006, 63% do nitrogênio, 41% do fósforo e 88% do potássio eram importadas. As previsões para 2025 são de que 82% do nitrogênio, 80% do fósforo e 95% do potássio sejam importados. A compostagem permite a reciclagem desses nutrientes e seu reuso diminuindo a dependência nacional e melhorando a balança comercial brasileira (OLIVEIRA et al., 2017).

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Local e Data

Os experimentos foram conduzidos durante o período de julho de 2018 a julho de 2019, nos municípios de Farroupilha, Relvado e Caxias do Sul, RS, Brasil (Fig. 1).

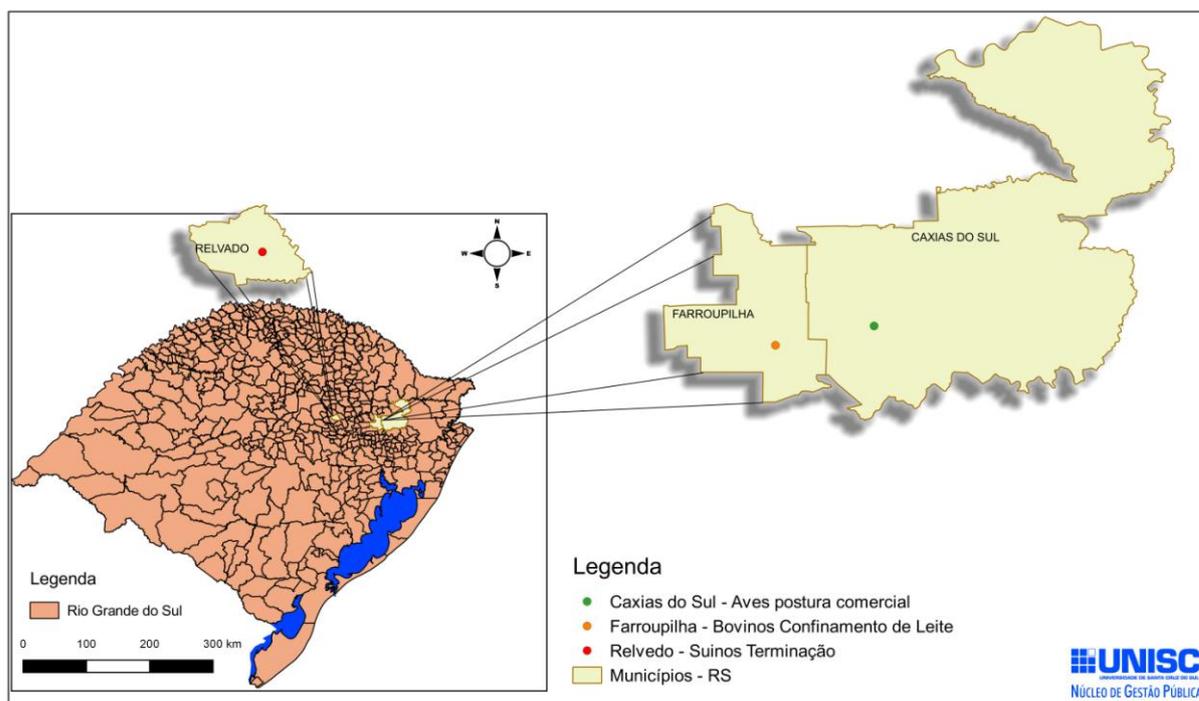


Figura 1. Mapa do Rio Grande do Sul, com a área do estudo, mostrando a localização dos municípios de Farroupilha, Relvado e Caxias do Sul, RS, Brasil.

O composto orgânico coletado é oriundo das atividades de bovinocultura de leite em sistema confinado, suinocultura em sistema de terminação e avicultura de postura comercial em sistema confinado. O composto foi coletado diretamente nas composteiras, com o auxílio de pá e armazenado em recipientes plásticos. Posteriormente esse material foi encaminhado para o laboratório de análises químicas e toxicológicas da UNISC.

A cada 15 dias realizava-se a medição da temperatura interna das leiras de cada experimento. Foram coletadas um total de 9 amostras, sendo 3 de cada atividade (3 amostras de bovinocultura, 3 amostras de suinocultura e 3 amostras de avicultura) em um período de 180 dias, sendo uma coleta a cada 60 dias de compostagem. As amostras coletadas foram submetidas a três tratamentos: T1: contendo dejetos de bovinos de leite e serragem de madeira não tratada; T2:

contendo dejetos de suínos e serragem de madeira não tratada; T3: contendo dejetos de aves de postura e serragem de madeira não tratada.

Para a realização das análises químicas e toxicológicas foram adotados os seguintes parâmetros: Cálcio (Ca), capacidade de troca catiônica (CTC), Fósforo Total, Magnésio (Mg), Nitrogênio Total (N), pH e Potássio (K). A interpretação dos resultados terá como base a normativa Nº 25, de julho de 2009, do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (BRASIL, 2009), para Fertilizantes Orgânicos Compostos de Classe “A”.

4.2. Memorial descritivo do equipamento a ser utilizado na avaliação dos processos de compostagem.

A “Máquina de Compostagem” utilizada nesta pesquisa corresponde a um equipamento mecânico usado em processo de compostagem na agricultura, desenvolvido pela empresa Boni e Schuster LTDA do Brasil (Fig. 2). O equipamento foi patenteado, tendo o Registro de Patente nº BR 1020150101589.

O equipamento tem como capacidade máxima de revolvimento o volume de 35 m³ de dejetos dia, com aplicação de 0.021 m³ por m³ de serragem, utilizando níveis de serragem conforme a orientação e dimensão do equipamento pela empresa construtora (Fig. 3). Diariamente todas as leiras são revolvidas por um sistema de equipamento munido de helicoides que fazem a remoção dos resíduos e substratos de baixo para cima da leira (Fig. 4).



Figura 2. Máquina de Compostagem.



Figura 3. Vista geral das leiras com 1 metro de altura de serragem.



Figura 4. Confeção do equipamento destacando as pás helicoides e as quatro leiras a serem utilizadas nos processos de compostagem.

4.3. Autorização para a operacionalização do sistema de compostagem

O equipamento foi utilizado pela primeira vez em um processo de compostagem de dejetos líquidos de suínos, licenciado pelo Departamento de Meio Ambiente (DEMA) do Município de Capitão, RS, em 2009, tendo como base a legislação ambiental do decreto 99.274/90, e tendo sido habilitado para tal finalidade pelo Conselho Estadual do Meio Ambiente (CONSEMA), através da resolução 045/90. O processo de licenciamento baseou-se na premissa de que o processo de compostagem se destaca como uma alternativa promissora para o manejo de dejetos líquidos de bovinos, suínos e aves, transformando os dejetos em composto

orgânico biológico. Neste contexto, embora o sistema de compostagem esteja licenciado pelo DEMA do Município de Capitão, ainda não há pesquisas que demonstrem a eficiência do processo de compostagem realizado pelo equipamento, motivo que justifica a realização deste trabalho, tendo como alvo da pesquisa dejetos de pecuária (bovinos, suínos e aves) em propriedades rurais nos vales do Taquari e Cai, RS, Brasil.

4.4. Características da atividade de bovinocultura de leite

O empreendimento localiza-se na Linha Nova Milano, município de Farroupilha, RS, onde se desenvolve a atividade de bovinocultura de leite em sistema confinado com capacidade para 120 vacas leiteiras. Para o tratamento dos dejetos em sistema de compostagem, utiliza-se um galpão construído em alvenaria, madeira e piso impermeabilizado com concreto, com o seguinte dimensionamento: 45m x 19,8m, dividido em 6 leiras de 3,30m de largura e 1,3m de altura (apenas 4 leiras são utilizadas para compostagem e 2 são utilizadas para depósito do composto para comercialização).

As amostras coletadas foram submetidas ao Tratamento 1 (T1): dejetos de bovinos e serragem de madeira não tratada. A operação do sistema de compostagem ocorre com a aplicação diária de 7,2 m³ de dejetos de bovinos nas leiras. O dejetos é depositado diariamente em uma única leira, enquanto as outras 3 são revolvidas.

As figuras 5 e 6, indicam a localização da propriedade, através das coordenadas geográficas onde foram feitas as coletas da atividade de bovinocultura. As figuras 7 e 8 mostram a composteira e a máquina de compostagem.

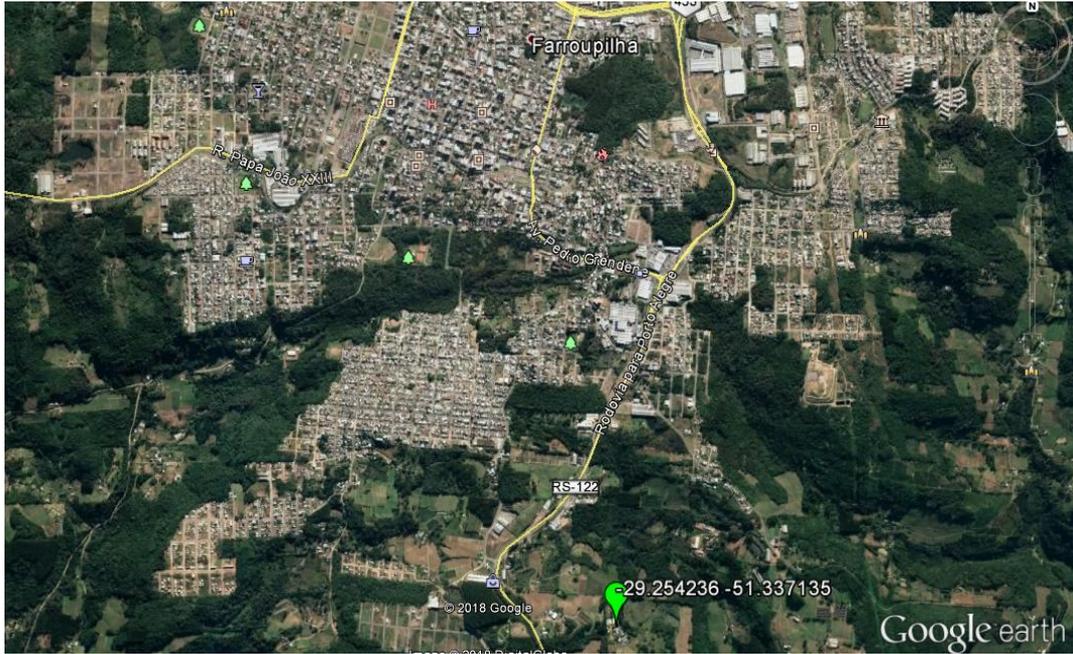


Figura 5: Vista geral do Município de Farroupilha, RS (Fonte: Google Earth).



Figura 6: Vista geral das instalações da atividade de bovinocultura (Fonte: Google Earth).



Figura 7. Vista geral da composteira.



Figura 8: Vista geral da máquina de compostagem na leira, com aplicação do Tratamento 1.

4.5. Características da atividade de suinocultura terminação

O empreendimento localiza-se na Linha Cruzeiro, município de Relvado, RS, onde se desenvolve a atividade de suinocultura em sistema de terminação com capacidade para 2 mil suínos. Para o tratamento dos dejetos em sistema de compostagem, utiliza-se um galpão construído em alvenaria, madeira e piso impermeabilizado com concreto, com o seguinte dimensionamento: 55 m x 13 m, dividido em 4 leiras de 3,30 m e altura de 1,3 m.

As amostras coletadas foram submetidas ao Tratamento 2 (T2): dejetos de suínos e serragem de madeira não tratada. A operação do sistema de compostagem ocorre com a aplicação diária de 14 m³ de dejetos de suínos nas leiras. O dejetos é depositado diariamente em uma única leira, enquanto as outras 3 são revolvidas.

As figuras 9 e 10, indicam a localização da propriedade, através das coordenadas geográficas onde foram feitas as coletas. As figuras 11 e 12 mostram a composteira e a máquina de compostagem.



Figura 9: Vista geral do Município de Relvado, RS (Fonte: Google Earth).



Figura 10: Vista geral das instalações do sistema de criação e do sistema de compostagem dos dejetos (Fonte: Google Earth).



Figura 11. Vista geral da composteira com os dejetos submetidos ao Tratamento 1.



Figura 12. Vista geral das leiras e das instalações com sistema de helicoides.

4.6. Características da atividade de avicultura de postura comercial

O empreendimento localiza-se na Linha Feijó, Município de Caxias do Sul, RS, onde se desenvolve a atividade de avicultura de postura comercial em sistema confinado com capacidade para 30 mil aves. Para o tratamento dos dejetos em sistema de compostagem, utiliza-se um galpão construído em alvenaria, madeira e

piso impermeabilizado com concreto, com o seguinte dimensionamento: 40 m x 6,5 m, dividido em 2 leiras de 3,30 m de largura e 1,3 m de altura.

As amostras coletadas foram submetidas ao Tratamento 3 (T3): dejetos de aves de postura e serragem de madeira não tratada. Cada ave produz em média 0,10 kg de dejetos dia^{-1} . A operação do sistema de compostagem ocorre com a aplicação diária de 3,1 m^3 de dejetos de aves nas leiras. O dejetos é depositado diariamente em uma única leira, enquanto a outra é revolvida.

As figuras 13 e 14 indicam a localização do Município de Caxias do Sul, RS, e da propriedade, através das coordenadas geográficas. As figuras 15, 16 e 17 mostram a composteira e a máquina de compostagem.

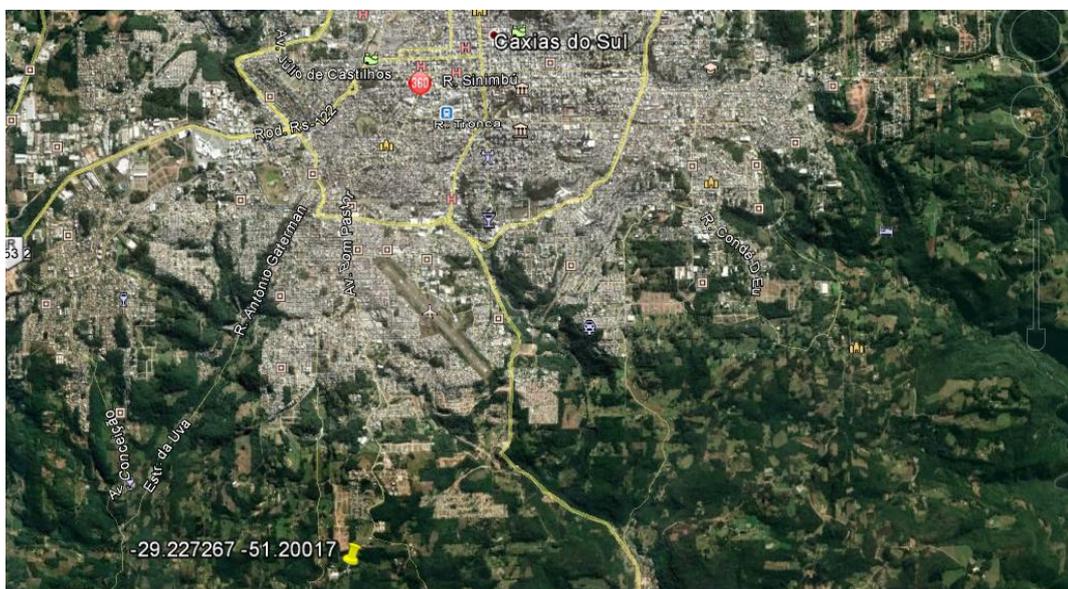


Figura 13: Vista geral do Município de Caxias do Sul, RS, e das coordenadas da propriedade (Fonte: Google Earth).



Figura 14. Vista geral das instalações de criação e compostagem dos dejetos (Fonte: Google Earth).



Figura 15. Vista geral da composteira.



Figura 16. Vista geral da máquina de compostagem.



Figura 17. Vista da leira com o composto submetido ao Tratamento 3 (T3).

4.7. Delineamento experimental

O delineamento experimental foi realizado com três tratamentos. T1: contendo dejetos de bovinos de leite e serragem de madeira não tratada; T2: contendo dejetos de suínos e serragem de madeira não tratada; T3: contendo dejetos de aves de posturas e serragem de madeira não tratada. O volume de substrato (serragem de madeira não tratada) teve em todos os experimentos uma altura máxima de um metro nas leiras, uma vez que corresponde a altura máxima permitida pelos helicoides do equipamento, sendo que para cada m³ de substrato, foi aplicado um volume de 0.021 m³ de resíduos de pecuária por dia. Os tratamentos ficaram assim definidos:

Suinocultura: serragem de madeira de Eucalipto com dejetos de suínos;

Bovinocultura: serragem de madeira de Eucalipto com dejetos de bovinos;

Avicultura: serragem de madeira de Eucalipto com dejetos de aves.

4.8. Processo de compostagem/Medição de variáveis

O processo de compostagem mecanizada desenvolve-se em duas fases, sendo o processo mais lento na primeira, devido à incorporação lenta dos dejetos pastosos aos resíduos sólidos (serragem de madeira), até a obtenção de uma massa com umidade e relação carbono/nitrogênio (C/N) adequada. A segunda fase é caracterizada por uma aceleração do processo de compostagem em decorrência da adequação das características favoráveis à degradação microbiológica da matéria orgânica. Neste processo, os nutrientes presentes nos dejetos são concentrados, sendo promovida a degradação da matéria orgânica, estabilização do composto e evaporação d'água contida nos dejetos por meio da geração de calor desenvolvida na compostagem.

4.9. Processamento da informação

No processamento da informação empregou-se a estatística descritiva (média \pm desvio-padrão, Coeficiente de Variação, CV%), seguindo as recomendações de Callegari-Jacques (2006). Diferenças estatísticas entre as médias dos parâmetros físicos e químicos foram estabelecidas utilizando a prova estatística não paramétrica

de Kruskal-Wallis, seguido da prova de Mann-Whitney para comparações múltiplas. As análises foram processadas utilizando-se o software PAST versão 2.15 (HAMMER et. al., 2001). Trabalhou-se com níveis de significância de 5% ($\alpha = 0,05$).

5. RESULTADOS - ARTIGO 1

Eficiência no tratamento de esterco animal através de um processo de compostagem com torneamento mecanizado

Efficiency in the treatment of three livestock manures through a composting process with mechanized turning

Submetido à Revista “*Journal of Agriculture and Natural Resources*”.

Ari João Strapazzon¹, Fernanda Aline Blatt Theves², Patrik Gustavo Wiesel³, Eduardo Alcayaga Lobo⁴

1. Doctoral Student at the Environmental Technology Graduate Program (PPGTA), University of Santa Cruz do Sul (UNISC), RS, Brazil (ari@arroionet.com.br). ORCID: 0000-0002-0018-4263.

2. Biologist. Environmental consultant in Bioconsul - Environmental consulting and licensing (fernanda_theves@yahoo.com.br). ORCID: 0000-0003-2849-0649.

3. Doctoral Student at the Environmental Technology Graduate Program (PPGTA), University of Santa Cruz do Sul (UNISC), RS, Brazil (patrikwiesel.bio@gmail.com). ORCID: 0000-0003-0226-9233.

4. Professor/Researcher at Environmental Technology Graduate Program (PPGTA), University of Santa Cruz do Sul (UNISC), RS, Brazil (lobo@unisc.br). ORCID: 0000-0001-8167-0484.

Abstract

This research aimed to evaluate the efficiency of the treatment of manure from three livestock production units (cattle, swine and poultry), through composting with mechanized turning and incorporation of natural substrate (wood sawdust) in rural properties in the municipalities of Farroupilha, Relvado, and Caxias do Sul, State of

Rio Grande do Sul, Brazil. The experimental design consisted of nine treatments, three for each type of manure. These were classified as: T1 (cattle manure plus wood sawdust), T2 (swine manure plus wood sawdust), and T3 (poultry manure plus wood sawdust). The process involved the daily turning of the windrows by a mechanized process and sampling was carried out in triplicate at 60, 120, and 180 days of composting, between the months of July 2018 and July 2019. After each sampling, samples were properly stored and sent to the Chemistry Laboratory of the University of Santa Cruz do Sul for analysis of the following variables: Calcium (Ca), Cation Exchange Capacity (CTC), Phosphorus (P), Magnesium (Mg), Nitrogen (N), pH, and Potassium (K). Temperature measurements were made on the spot every 15 days. At the end of the experiment, all treatments reached the standards of humidity, temperature, pH, and NPK, established in Normative Instruction No. 25/200 for organic fertilizers, from the Ministry of Agriculture and Livestock of Brazil. Thus, the results demonstrated the efficiency of the mechanized composting process for the treatment of bovine, swine, and poultry manure, producing a high-quality organic compost.

Keywords: Bovine manure, Swine manure, Poultry manure, Composting machine, Organic fertilizer.

5.1. Introdução

Em 2020, a produção mundial de carne suína foi de 97.757 milhões de toneladas, estando a China em primeiro lugar, com uma produção de 38 milhões de toneladas, seguido pela União Europeia, Estados Unidos e o Brasil em 4º lugar, com uma produção de 4,4 milhões de toneladas de carne suína, onde 77% da produção é destinada para o mercado interno e 23% para a exportação (ABPA, 2021).

Na produção de aves de postura, a China também está entre os maiores produtores, com 45% da produção mundial, seguido pelos Estados Unidos, Índia, Japão, México e Brasil. No território nacional, o Estado de São Paulo é o maior produtor de ovos, responsável por 34,3% da produção total no ano de 2014 (DELGADO et al., 2016).

A bovinocultura brasileira também ocupa um lugar importante na produção de alimentos, estando com o segundo maior rebanho de bovinos em 2014, com 208 milhões de cabeças, ficando atrás somente da Índia (BRUNES e COUTO, 2017). Em 2018, o abate bovino cresceu 3,4%, chegando a 31,90 milhões de cabeças, sendo a segunda alta consecutiva, após três anos de queda. Já a aquisição de leite chegou a 24,45 bilhões de litros, com alta de 0,5% (IBGE, 2019).

Esse aumento produtivo ocasionou um volume elevado na geração de dejetos que, quando manejados de forma inadequada, provocam graves impactos ambientais sobre a água, solo e o ar (ITO et al., 2016).

Uma das alternativas encontradas para reduzir os impactos ambientais é o manejo de dejetos na forma sólida ou líquida, através da compostagem, transformando esses dejetos em biofertilizantes que podem ser usados como adubo orgânico na agricultura (OLIVEIRA et al., 2017). A compostagem caracteriza-se pela colonização de diferentes microrganismos aeróbios na biomassa, que geram calor e liberação de CO₂. Essas alterações que ocorrem na biomassa durante a compostagem estão relacionadas à respiração e ao metabolismo exotérmico dos microrganismos, apontando a fase em que a compostagem se encontra (VALENTE et al., 2016). A compostagem tem a finalidade de acelerar o processo de estabilização da matéria orgânica, gerando componentes importantes para o solo, como os sais minerais e nutrientes, melhorando as condições e oferecendo mais qualidade no desenvolvimento das plantas. Alguns desses importantes nutrientes são assimilados em maior quantidade nas raízes, como o fósforo, cálcio, nitrogênio, potássio, magnésio e enxofre (PINTO et al., 2017).

Visando tecnificar o processo de compostagem, a Empresa Boni e Schuster LTDA do Brasil desenvolveu uma máquina com sistema de helicoides, que foi utilizada pela primeira vez para a compostagem de dejetos líquidos de suínos, no Município de Capitão, RS, em 2009, habilitada para tal finalidade pelo Conselho Estadual do Meio Ambiente (CONSEMA), através da resolução 045/90. Embora o sistema de compostagem esteja licenciado pelo DEMA do Município de Capitão, ainda não há pesquisas que demonstrem a eficiência do processo de compostagem realizado pelo equipamento, motivo que justifica a realização deste trabalho, tendo como objetivo avaliar a eficiência do tratamento de dejetos de pecuária (bovinos, suínos e aves) através deste processo mecanizado, utilizando substrato natural para

compostagem (serragem de madeira) em propriedades rurais nos vales do Taquari e Cai, RS, Brasil.

5.2. Materiais e Métodos

Área de estudo/Amostragem

Os experimentos foram conduzidos durante o período de julho de 2018 a julho de 2019, nos municípios de Farroupilha, Relvado e Caxias do Sul, RS, Brasil (Fig. 1). O composto orgânico coletado é oriundo das atividades de bovinocultura de leite em sistema confinado, suinocultura em sistema de terminação e avicultura de postura comercial em sistema confinado. O composto foi coletado diretamente nas composteiras, com o auxílio de pá e armazenado em recipientes plásticos. Posteriormente esse material foi encaminhado para o laboratório de análises químicas da UNISC.

Delineamento experimental

A cada 15 dias realizou-se a medição da temperatura interna das leiras de cada experimento, sendo coletadas um total de 9 amostras (3 amostras de cada atividade), em um período de 180 dias, sendo uma coleta a cada 60 dias de compostagem. As amostras coletadas foram submetidas a três tratamentos: T1: contendo dejetos de bovinos de leite e serragem de madeira de eucalipto não tratada; T2: contendo dejetos de suínos e serragem de madeira de eucalipto não tratada; T3: contendo dejetos de aves de postura e serragem de madeira de eucalipto não tratada. O volume de substrato (serragem de madeira não tratada) teve em todos os experimentos uma altura máxima de um metro nas leiras, uma vez que corresponde a altura máxima permitida pelos helicoides do equipamento, sendo que para cada m³ de substrato, foi aplicado um volume de 0.021 m³ de resíduos de pecuária por dia.

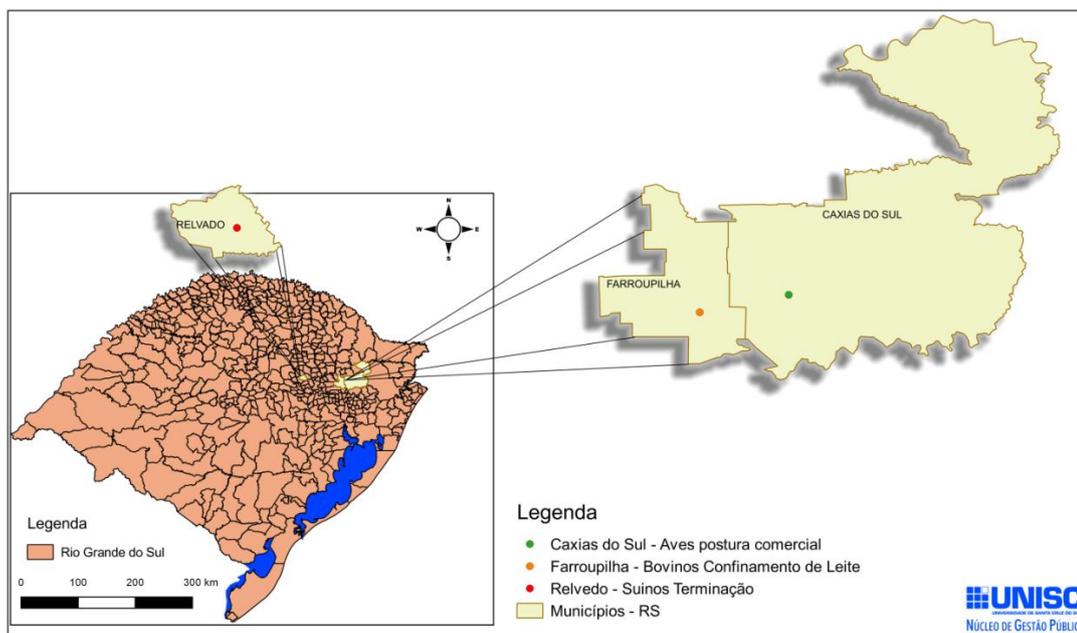


Figura 1. Mapa da área do estudo, mostrando a localização dos municípios de Farroupilha, Relvado e Caxias do Sul, RS, Brasil.

Para a realização das análises químicas foram adotados os seguintes parâmetros: Cálcio (Ca), capacidade de troca catiônica (CTC), Fósforo Total, Magnésio (Mg), Nitrogênio Total (N), pH e Potássio (K). A interpretação dos resultados teve como base a normativa nº 25 de julho de 2009, do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (BRASIL, 2009), para Fertilizantes Orgânicos Compostos de Classe “A”.

Memorial descritivo do equipamento a ser utilizado na avaliação dos processos de compostagem.

A “Máquina de Compostagem” utilizada nesta pesquisa corresponde a um equipamento mecânico usado em processo de compostagem na agricultura, desenvolvido pela empresa Boni e Schuster LTDA do Brasil (Fig. 2). O equipamento está patenteado, tendo o Registro de Patente nº BR 1020150101589, e tem como capacidade máxima de revolvimento o volume de 35 m³ de dejetos dia, com aplicação de 0.021 m³ por m³ de serragem, utilizando níveis de serragem conforme a orientação e dimensão do equipamento pela empresa construtora. Diariamente todas as leiras são revolvidas por um sistema de equipamento munido de helicoides que fazem a remoção dos resíduos e substratos de baixo para cima da leira.



Figura 2. Máquina de Compostagem.

Autorização para a operacionalização do sistema de compostagem

O equipamento foi utilizado pela primeira vez em um processo de compostagem de dejetos líquidos de suínos, licenciado pelo Departamento de Meio Ambiente (DEMA) do Município de Capitão, RS, em 2009, tendo como base a legislação ambiental do decreto 99.274/90, e tendo sido habilitado para tal finalidade pelo Conselho Estadual do Meio Ambiente (CONSEMA), através da resolução 045/90. O processo de licenciamento baseou-se na premissa de que o processo de compostagem se destaca como uma alternativa promissora para o manejo de dejetos líquidos de bovinos, suínos e aves, transformando os dejetos em composto orgânico biológico. Neste contexto, embora o sistema de compostagem esteja licenciado pelo DEMA do Município de Capitão, ainda não há pesquisas que demonstrem a eficiência do processo de compostagem realizado pelo equipamento, motivo que justifica a realização deste trabalho.

Características da atividade de Bovinocultura de leite

O empreendimento localiza-se na Linha Nova Milano, Município de Farroupilha, RS, onde se desenvolve a atividade de bovinocultura de leite em sistema confinado com capacidade para 120 vacas leiteiras. Para o tratamento dos dejetos em sistema de compostagem, utiliza-se um galpão construído em alvenaria, madeira e piso impermeabilizado com concreto, com o seguinte dimensionamento: 45,0m x 19,8m, dividido em 6 leiras de 3,3m de largura e 1,3m de altura (apenas 4

leiras são utilizadas para compostagem e 2 são utilizadas para depósito do composto para comercialização).

As amostras coletadas foram submetidas ao Tratamento 1 (T1): dejetos de bovinos e serragem de madeira não tratada. A operação do sistema de compostagem ocorre diariamente com a aplicação de 7,2 m³ de dejetos de bovinos por leira. O dejetos é depositado em uma única leira, enquanto as outras 3 são revolvidas.

Características da atividade de Suinocultura terminação

O empreendimento localiza-se na Linha Cruzeiro, Município de Relvado, RS, onde se desenvolve a atividade de suinocultura em sistema de terminação com capacidade para 2 mil suínos. Para o tratamento dos dejetos em sistema de compostagem, utiliza-se um galpão construído em alvenaria, madeira e piso impermeabilizado com concreto, com o seguinte dimensionamento: 55m x 13m, dividido em 4 leiras de 3,3m e altura de 1,3m.

As amostras coletadas foram submetidas ao Tratamento 2 (T2): dejetos de suínos e serragem de madeira não tratada. A operação do sistema de compostagem ocorre diariamente com a aplicação de 14 m³ de dejetos de suínos por leira, ou seja, enquanto uma leira recebe os dejetos, as outras são revolvidas pela máquina de compostagem.

Características da atividade de Avicultura de postura comercial

O empreendimento localiza-se na Linha Feijó, Município de Caxias do Sul, RS, onde se desenvolve a atividade de avicultura de postura comercial em sistema confinado com capacidade para 30 mil aves. Para o tratamento dos dejetos em sistema de compostagem, utiliza-se um galpão construído em alvenaria, madeira e piso impermeabilizado com concreto, com o seguinte dimensionamento: 40,0m x 6,5m, dividido em 2 leiras de 3,3m de largura e 1,3m de altura.

As amostras coletadas foram submetidas ao Tratamento 3 (T3): dejetos de aves de postura e serragem de madeira não tratada. A operação do sistema de compostagem ocorre com a aplicação diária de 3,1 m³ de dejetos de aves por leira. O dejetos é depositado em uma única leira, enquanto a outra é revolvida.

Análise de dados

No processamento da informação empregou-se a estatística descritiva (média \pm desvio-padrão, Coeficiente de Variação, CV%), seguindo as recomendações de Callegari-Jacques (2006). Diferenças estatísticas entre as médias dos parâmetros físicos e químicos foram estabelecidas utilizando a prova estatística não paramétrica de Kruskal-Wallis, seguido da prova de Mann-Whitney para comparações múltiplas. As análises foram processadas utilizando-se o software PAST versão 2.15 (HAMMER et. al., 2001). Trabalhou-se com níveis de significância de 5% ($\alpha = 0,05$).

5.3. Resultados e Discussão

Os resultados das medições dos parâmetros físicos e químicos nas amostras 1, 2 e 3 nos períodos de 60, 120 e 180 dias, com os Tratamentos T1, T2 e T3, correspondentes a dejetos de bovinos de leite, suínos e aves, respectivamente, apresentam-se nas tabelas 1, 2 e 3, e nas figuras 3, 4 e 5.

Tabela 1. Valores dos parâmetros medidos nas amostras 1, 2 e 3 com o Tratamento 1, correspondente a dejetos de bovinos de leite e serragem de madeira não tratada.

Parâmetro/Amostra	Amostra 1 (60 dias)	Amostra 2 (120 dias)	Amostra 3 (180 dias)	Unidade	Metodologia
Umidade	69,9	58,6	26,4	%	IN 03/2015 Cap. III D
Cálcio	0,6	1,2	3,6	%	IN 03/2015 Cap. III E 7
CTC	921	848	863	Mmol Kg ⁻¹	IN 03/2015 Cap. III E 15
Fósforo Total	0,4	1,14	3,10	%	IN 03/2015 Cap. III E 2
Magnésio	0,2	0,5	1,6	%	IN 03/2015 Cap. III E 7
Nitrogênio Total	0,6	0,9	1,9	%	IN 03/2015 Cap. III D – 1,2
pH	7,5	8,4	8,3	-	IN 03/2015 Cap. III D
Potássio Solúvel em água	0,6	1,0	1,2	%	IN 03/2015 Cap. III E 6

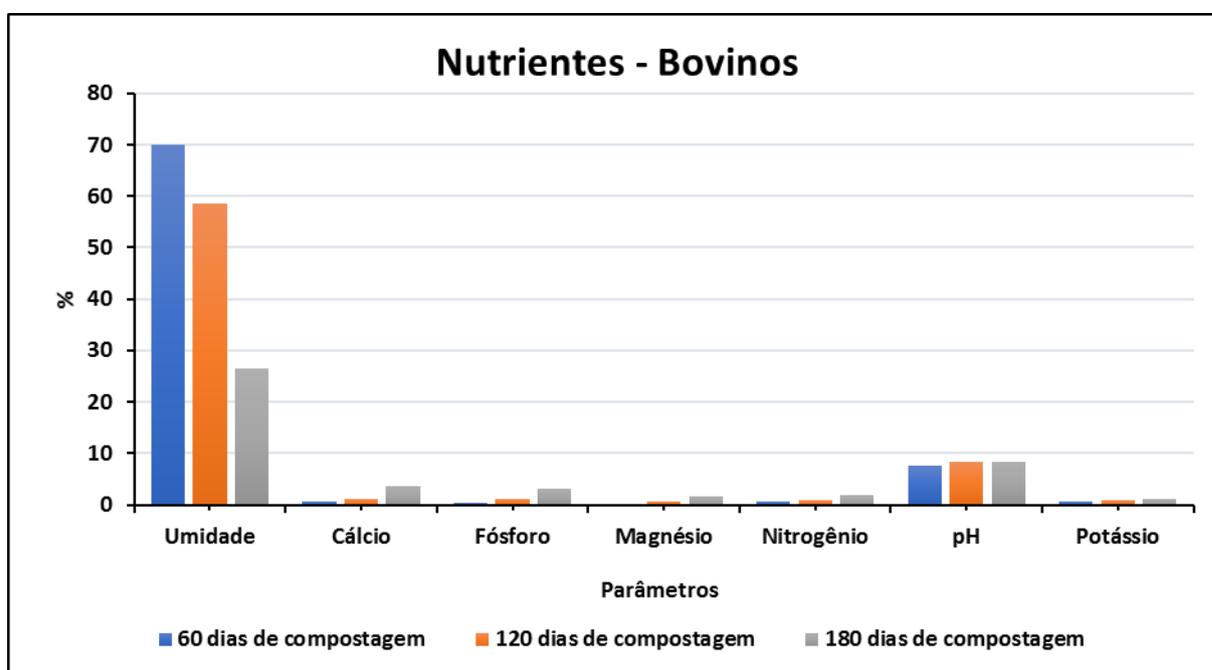


Figura 3. Valores dos nutrientes medidos aos 60, 120 e 180 dias de compostagem de dejetos de bovinos.

Tabela 2. Valores dos parâmetros medidos nas amostras 1, 2 e 3 com o Tratamento 2, correspondente a dejetos de suínos e serragem de madeira não tratada.

Parâmetro/Amostra	Amostra 1 (60 dias)	Amostra 2 (120 dias)	Amostra 3 (180 dias)	Unidade	Metodologia
Umidade	76,7	60,1	25,3	%	IN 03/2015 Cap. III D
Cálcio	0,4	1,4	3,1	%	IN 03/2015 Cap. III E 7
CTC	374	892	756	Mmol Kg ⁻¹	IN 03/2015 Cap. III E 15
Fósforo Total	0,4	1,4	2,8	%	IN 03/2015 Cap. III E 2
Magnésio	0,1	0,6	1,0	%	IN 03/2015 Cap. III E 7
Nitrogênio Total	0,4	0,9	2,0	%	IN 03/2015 Cap. III D – 1,2
pH	7,0	8,5	7,9	-	IN 03/2015 Cap. III D
Potássio Solúvel em água	<1,0	1,9	1,1	%	IN 03/2015 Cap. III E 6

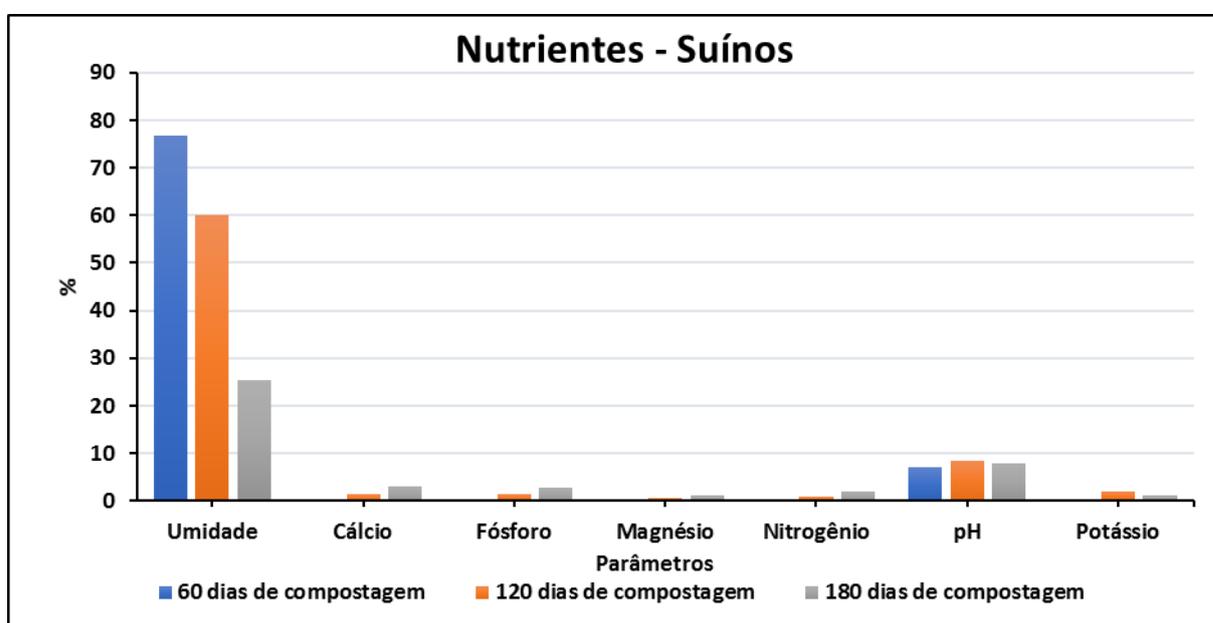


Figura 4. Valores dos nutrientes medidos aos 60, 120 e 180 dias de compostagem de dejetos de suínos.

Tabela 3. Valores dos parâmetros medidos nas amostras 1, 2 e 3 com o Tratamento 3, correspondente a dejetos de aves de postura comercial e madeira não tratada.

Análise	Amostra 1 (60 dias)	Amostra 2 (120 dias)	Amostra 3 (180 dias)	Unidade	Metodologia
Umidade	36,1	35,8	20,2	%	IN 03/2015 Cap. III D
Cálcio	4,4	2,6	4,0	%	IN 03/2015 Cap. III E 7
CTC	413	851	658	Mmol Kg ⁻¹	IN 03/2015 Cap. III E 15
Fósforo Total	2,8	2,8	3,5	%	IN 03/2015 Cap. III E 2
Magnésio	0,6	1,0	1,4	%	IN 03/2015 Cap. III E 7
Nitrogênio Total	0,9	1,6	2,2	%	IN 03/2015 Cap. III D – 1,2
pH	8,8	8,5	8,2	-	IN 03/2015 Cap. III D
Potássio Solúvel em água	1,2	2,0	1,3	%	IN 03/2015 Cap. III E 6

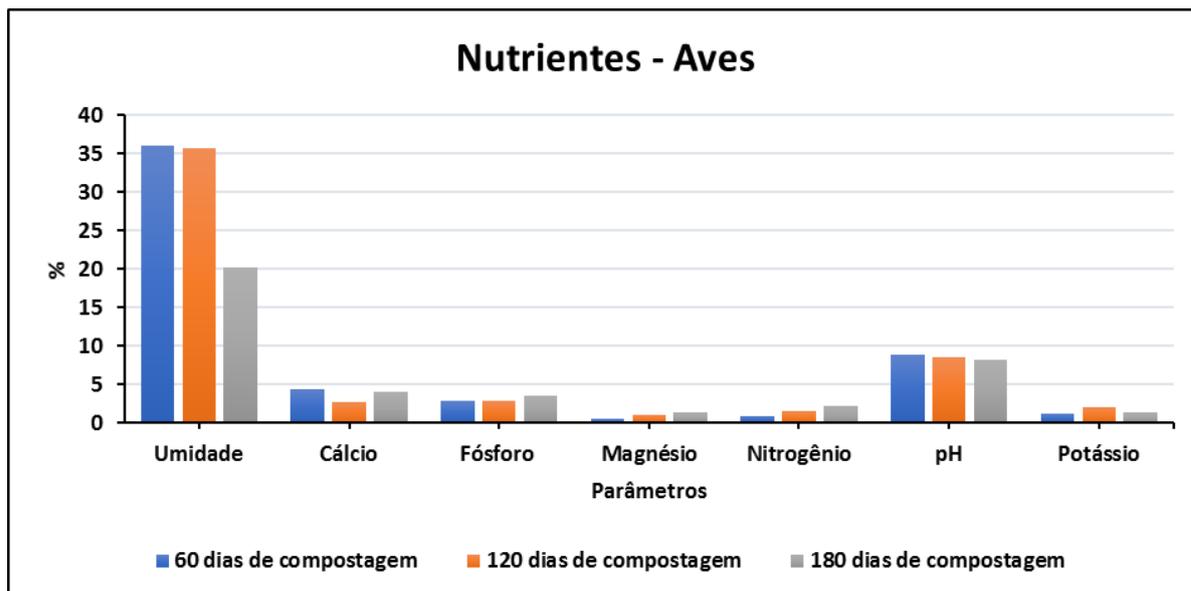


Figura 5. Valores dos nutrientes medidos aos 60, 120 e 180 dias de compostagem de dejetos de aves.

No T 1, correspondente a dejetos de bovinos, a umidade atingiu 26,4 % com 180 dias de compostagem, 25,3 % no T 2, correspondente a dejetos de suínos e 20,2 % no T 3, correspondente a dejetos de aves (Tab. 1, 2, 3), atingindo os parâmetros adequados da Instrução Normativa Nº 25, de julho de 2009 (BRASIL, 2009), que exige umidade máxima de 50%. Os tratamentos T1 e T2 apresentaram umidade elevada até os 120 dias, sendo controlada através do revolvimento das pilhas de matéria orgânica, contribuindo para a aeração e impedindo a degradação anaeróbica. Nos três tratamentos há o decaimento da umidade, assim que a etapa de maturação é completada.

Cavaletti (2014) analisou a compostagem mecanizada com dejetos de suínos, resultando em uma umidade de 69,1 %. Apesar do alto teor de umidade, a redução dos dejetos gerados foi de 85,5 % através da evaporação na biomassa. Esses resultados são semelhantes aos de Bittencourt (2015), que analisou a compostagem de dejetos e camas de bovinos de leite, onde os valores de umidade se mantiveram altos durante todo o processo. Segundo o autor, a saturação das leiras pode ter ocorrido por estarem dispostas a céu aberto, sujeitas a intempéries, provocando a lixiviação do excesso de água das leiras, carreando nutrientes e diminuindo a eficiência do processo.

O percentual de Nitrogênio ficou acima do mínimo exigido ($N \geq 0,5\%$) pela IN nº 25/2009, em todos os tratamentos, sendo de 1,9 % em T1, 2,0 % em T2 e 2,2 %

em T3. O nitrogênio total teve uma elevação após os 180 dias, nos três tratamentos realizados. Segundo Kiehl (2004), isso ocorre devido à perda de outros componentes por volatilização, enquanto o nitrogênio se manteve. Ao final do processo, bactérias presentes no composto podem fixar o nitrogênio do ar atmosférico.

Estudos vêm sendo abordados nos últimos anos em relação ao nitrogênio, por ser um componente vital no desenvolvimento da qualidade do produto final, como, por exemplo, Sun et. al. (2019), que utilizaram dejetos bovinos com palha de arroz no estudo da diversidade alfa de bactérias e na avaliação dos efeitos do N. Os resultados apontaram um aumento gradual do teor total de N durante o processo de compostagem. Esse fenômeno pode ser atribuído ao fato de que a massa de compostagem foi reduzida mais rapidamente que o nitrogênio, causando o aumento do N total devido ao efeito da concentração.

Já Jiang et. al. (2018), que utilizaram dejetos suínos com palha de trigo, no estudo da diversidade alfa de bactérias e na avaliação dos efeitos na perda de N, sugerem que a adição tardia de esterco animal e substratos ácidos pode impedir a perda de N durante a compostagem e melhorar a qualidade do composto. Esta condição não foi observada nesta pesquisa, uma vez que se obtiveram valores significativos no final do processo de maturação.

Aos 180 dias de compostagem, o pH de T1 foi de 8,3; 7,9 para T2 e 8,2 para T3, estando em conformidade com a IN nº 25/2009, a qual estabelece um valor de pH mínimo de 6,0. Observamos nos tratamentos que houve o aumento do volume do composto pela atividade bacteriana ficando o pH entre 6,7 e 9,0, evitando, desta forma, perdas de nitrogênio por meio da amonificação (BERNAL et al., 2009; CHOINSKA-PULIT et al., 2019).

Os tratamentos realizados apresentaram condições favoráveis, de pH, nutrientes, temperatura e umidade, que dão suporte a vida para bactérias e fungos para digerirem a matéria orgânica, liberando ácidos orgânicos para compostos de reações alcalinas (BERNAL et al., 2009). Trabalhos como Wu et al. (2019), Duan et al. (2019) e Jiang et al. (2018) destacam a importância do acompanhamento dos valores do pH, sendo que um pH baixo retarda o aumento da temperatura, prolonga o processo de compostagem e estimula o crescimento de fungos que auxiliam na decomposição da lignina e celulose encontrados na serragem. Vione et al. (2018) obtiveram valores de pH que variaram de 6,5 a 8,2, nos compostos maturados com

dejetos de bovinos, suínos e aves. Segundo os autores, o pH ideal deve ser de levemente ácido a neutro, pois valores maiores de 8,4 podem ser prejudiciais às plantas, principalmente se associados a odores e a perda de Amônia. Os resultados de pH encontrados nesta pesquisa, nos três tratamentos utilizados, ficaram entre 7,9 a 8,3, semelhantes aos resultados dos trabalhos citados, alcançando os valores que melhor auxiliam no processo de compostagem e sem prejudicar as plantas.

Observamos que o parâmetro Capacidade de Troca de Cátions (CTC) no composto de suínos e aves apresenta uma elevação de valores de 374 a 892 Mmol Kg⁻¹ e 413 a 851 Mmol Kg⁻¹, de 60 a 120 dias, respectivamente, sofrendo um processo de estabilização aos 180 dias. Essa elevação se dá pelo possível acúmulo de materiais de carga positiva, devido a produtos derivados da lignina encontrados na serragem, ou o aumento dos grupos carboxila e/ou hidroxila (GAO et al., 2010).

Já na compostagem com dejetos bovinos, houve uma diminuição dos 60 a 120 dias, de 921 a 848 Mmol Kg⁻¹, estabilizando em 863 Mmol Kg⁻¹ aos 180 dias, chegando o composto ao grau de maturação desejado. Durante o processo de biodegradação dos resíduos orgânicos até o grau de maturação, os fatores de umidade, oxigenação e temperatura podem ser controlados, revolvendo periodicamente as leiras de compostagem, como também é observado o aumento da CTC devido aos grupos funcionais das substâncias húmicas que reflete grandes diferenças no grau de maturação dos resíduos (MARAGNO et al., 2017; VALENTE et al., 2009).

Cabe destacar que a CTC é um fator importante para o acompanhamento e maturação do composto, o qual aumenta com a decomposição da matéria orgânica à medida que forma o húmus, responsável pela adsorção de nutrientes catiônicos (nitrogênio amoniacal, potássio, cálcio, magnésio, ferro, zinco, manganês e cobre), já que o húmus é um coloide negativo que é balanceado por cátions de carga positiva (KIEHL, 2004).

O desempenho da biodegradação da compostagem aeróbica a qualquer momento depende das condições físicas (temperatura, umidade, tamanho e grau de mistura das matérias-primas), químicas (O₂ do ar) e nutricionais, como N, P, K e C biodisponíveis na matéria-prima (KHAN et. al., 2014). Nesse sentido, ao longo do período de fermentação observou-se que houve elevação no teor dos nutrientes N, P, K, Ca e Mg com o aumento do tempo de fermentação, apresentando níveis satisfatórios para uma melhor qualidade no final da fase maturação, atendendo a

Instrução Normativa Nº 25, de julho de 2009 (BRASIL, 2009). Os parâmetros tiveram uma elevação dos valores entre 60 e 180 dias de maturação nos três compostos, como por exemplo o fósforo, de 0,4% a 3,1% (composto bovino), 0,4% a 2,8% (composto suíno) e 2,8% a 3,5% (composto de aves). No magnésio observaram-se valores de 0,2% a 1,6%; 0,1% a 1,0% e 0,6% a 1,4%, respectivamente.

Sendo um processo biológico, o composto necessita de nutrientes para o crescimento microbiano e o desenvolvimento dos processos. O carbono é a principal fonte de energia, e o nitrogênio necessário para a síntese celular; o fósforo e enxofre também são importantes, porém, seu papel no processo é menos conhecido (FERNANDES e SILVA, 1999).

Na compostagem realizada nesta pesquisa utilizou-se serragem junto aos dejetos selecionados, como um agente de volume para otimizar as propriedades do substrato como espaço aéreo, teor de umidade, razão C/N, densidade de partículas, pH e estrutura mecânica, afetando positivamente a taxa de decomposição. Essa escolha também está relacionada a trabalhos desenvolvidos onde a serragem tem apresentado melhores resultados juntamente com os dejetos de animais (BERNAL et al., 2009).

A tabela 4 e a figura 6 apresentam os valores observados nas medições de temperatura dos tratamentos T1, T2 e T3, durante o período de 120 dias, com intervalos de 15 dias. Observa-se que a temperatura apresentou um aumento gradativo em função da idade da compostagem para T1, T2 e T3, correspondentes a dejetos de bovinos, suínos e aves, respectivamente, atingindo uma média para T1 de $61,2 \pm 12,5$ °C (CV = 20,5%), $61,0 \pm 12,1$ °C (CV = 19,5%) para T2 e $61,0 \pm 13,7$ °C (CV = 22,6%) para T3, não havendo diferenças significativas entre estas médias ($p > 0,05$). A partir de 150 dias de compostagem, houve uma queda na temperatura, atingindo uma média de 35°C para os três tratamentos. ($39,2 \pm 4,7$ °C; CV = 12,0%).

Os três substratos atenderam as condições de desenvolvimento favoráveis no processo da compostagem, equilibrando condições favoráveis na eficiência das ações dos microrganismos (bactérias, fungos e actinomicetos), destacando a temperatura, umidade, aeração, pH, tipo de compostos orgânicos existentes, relação carbono/nitrogênio (C/N), granulometria do material e dimensões das leiras. O controle da temperatura é primordial no desempenho da degradação, sendo um fator indicativo do equilíbrio biológico na massa de compostagem, o que reflete a eficiência do processo (BIDONE, 2001).

Verificamos que nos três tratamentos ocorreram as etapas Mesofílica, Termofílica e de Maturação. A primeira é observada nos primeiros 15 dias, onde os microrganismos mesofílicos rompem com compostos solúveis e rapidamente degradáveis, elevando assim a temperatura, até atingir 40°C e iniciar a fase Termofílica. Esta fase inicia após os 45 dias, com organismos que apresentam preferências ecológicas por altas temperaturas, atingindo temperaturas elevadas, como se observa dos 90 aos 105 dias de maturação. Segundo Meng et al. (2018), a respiração microbiana e o consumo de matéria orgânica causam o acúmulo de calor, resultando em um aumento de temperatura durante a compostagem, na destruição de organismos patogênicos, micróbios e gorduras, além de proteínas e carboidratos complexos, como a celulose e hemicelulose presente na serragem.

Tabela 4. Medição da temperatura (°C) com intervalos de 15 dias para T1, T2 e T3, correspondente a dejetos de bovinos de leite, suínos e aves, respectivamente, em um período de 120 dias.

Idade da compostagem	Bovinos (°C)	Suínos (°C)	Aves (°C)
15 dias	38	39	35
30 dias	47	48	44
45 dias	58	55	62
60 dias	69	68	71
75 dias	67	69	68
90 dias	70	71	69
105 dias	72	70	69
120 dias	69	68	70
135 dias	70	69	68
150 dias	68	67	69
165 dias	45	43	42
180 dias	36	34	35

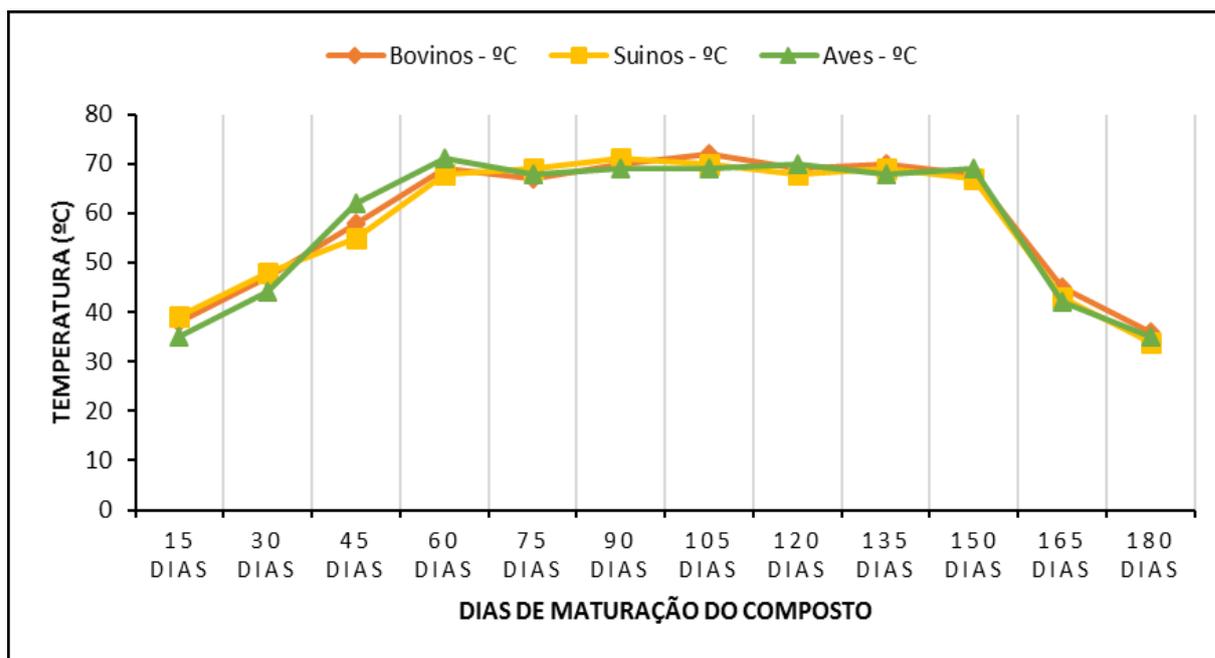


Figura 6. Variação da temperatura nas amostras T1, T2 e T3, correspondente a dejetos de bovinos de leite, suínos e aves, respectivamente, em um período de 180 dias.

Com a temperatura diminuindo, inicia-se a fase de Maturação, em torno dos 120, 135 dias do processo, chegando à temperatura ambiente, completando o ciclo, onde a atividade microbiana foi responsável pela degradação dos dejetos orgânicos, transformando-os em húmus orgânico (AWASTHI et al., 2020). Observaram-se as mesmas oscilações de temperatura nos trabalhos de Maragno et al. (2017) e Kunz et al. (2008), obtendo um aumento gradativo da temperatura e decrescendo após a fase de maturação. Entretanto, é importante destacar que o clima da região pode interferir nos resultados, como no trabalho de Gao et al. (2010), no distrito de Jiaozhou, Qingdao, China, onde a temperatura das pilhas aumentou rapidamente, entre 5 a 20 dias, ou a pesquisa de Khan et al. (2014), obtendo pico máximo nos primeiros 14 dias, em laboratório.

Segundo Bernal et al. (2009), o sistema de compostagem, as condições e características do material de cama e do agente do volume adicionado para a fermentação, até as condições ambientais da estação (inverno/verão), exercem grande influência na mineralização da matéria orgânica durante compostagem. Resíduos líquidos necessitam sempre de um agente estruturante para a compostagem como cama de aviário, casca de arroz, serragem ou maravalha (VALENTE et. al., 2009).

5.4. Conclusão

Os resultados demonstraram que o uso da compostagem utilizando uma máquina automatizada (máquina de compostagem), com a adição da serragem para o tratamento dos dejetos de bovinos, suínos e aves de postura comercial, é eficiente, uma vez que reduz significativamente o volume dos dejetos iniciais a partir da utilização de substratos baratos e existentes em abundância na região, beneficiando o pequeno produtor rural com a redução do volume de dejetos e, conseqüentemente, o potencial de impacto causado sobre os mananciais de águas, solo e ar.

A alternativa de manejo pelo processo de compostagem, com a utilização da Máquina de Compostagem, via fermentação aeróbia, reduz significativamente o volume de dejetos, mudando as características físicas dos mesmos e concentrando nutrientes. Ainda, proporciona um adubo orgânico de boa qualidade, com alto valor agrônômico para uso nas mais diversas culturas vegetais (YANG et al., 2019), estando de acordo com as especificações da normativa Brasileira em vigor, IN 25/2009 (BRASIL, 2009), para umidade, nitrogênio, pH e temperatura.

Concluimos que o tratamento de dejetos de bovinos de leite, suínos e aves de postura comercial com a utilização do substrato de serragem, realizado pela Máquina de compostagem, demonstrou eficiência no processo de compostagem, uma vez que proporciona um produto final dentro das normas estabelecidas pela IN nº 25/2009, permitindo, desta forma, a indicação do equipamento para a produção de adubo orgânico.

5.5. Referências Bibliográficas

ABPA. Associação Brasileira de Proteína Animal - Relatório Anual, 2021. Disponível em: <https://abpa-br.org/> . Acesso no dia 15 de junho de 2021.

ANDRÉA, M. M. O uso de minhocas como bioindicadores de contaminação de solos. *Acta Zoológica Mexicana*, 2: 95-107. 2010.

AWASTHI, M. K., DUAN, Y., AWASTHI, S. K., LIU, T., ZHANG, Z. Effect of biochar and bacterial inoculum additions on cow dung composting. A review. *Bioresource Technology*, v. 285, p. 122407, 2020.

BERNAL, M. P., ALBURQUERQUE, J. A., MORAL, R. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. *Bioresource Technology*, v. 100, p. 5444–5453, 2009.

BIDONE, F. A. (Org.). Resíduos sólidos provenientes de coletas especiais: eliminação e valorização. Brasília: FINEP/PROSAB, 2001. 216 p.

BITTENCOURT, G. A. *Sistema de estabilização de dejetos e cama de bovinos de leite por compostagem*. 65f. Trabalho de Conclusão de Curso. Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária. Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, RS. 2015.

BORINI, R. Q. Tratamento de dejetos suíno com o emprego de compostagem. Trabalho de Conclusão de Curso Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Faculdade de Medicina Veterinária, Araçatuba – São Paulo 2017.

BOSCO, T. C. D., COSMANN, N. J., SBIZZARO, M., TAIATELE JUNIOR, I., SILVA, J. dos S. Caracterização de águas residuárias de suinocultura provenientes de dois sistemas de tratamento. *Revista Agrogeoambiental*, Pouso Alegre, 8(3): 111-120. 2016.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Instrução normativa DAS/MAPA nº 25, julho de 2009. Diário Oficial da União, Brasília, v. 142, p. 20, 2009. Em: <http://www.agricultura.gov.br/assuntos/insumos-agropecuarios/insumos-agricolas/fertilizantes/legislacao/in-25-de-23-7-2009-fertilizantes-organicos.pdf>.

BRUNES, L. C., COUTO, V. R. M. Balanço de gases de efeito estufa em sistemas de produção de bovinos de corte. *Archivos de Zootecnia*, España, 66(254): 287-299. 2017.

CALLEGARI-JACQUES, S. D. *Bioestatística. Princípios e Aplicações*. Porto Alegre: Armed. 2006.

CAVALETTI, L. B. *Avaliação do sistema de compostagem mecanizada para dejetos suínos*. Monografia para Trabalho de Conclusão de Curso, Lajeado, RS. 2014.

CHOINSKA-PULIT, A., LABA, W., RODZIEWICZ, A. Enhancement of pig bristles waste bioconversion by inoculum of keratinolytic bacteria during composting. *Waste Management*, v. 84, p. 269–276, 2019.

COSTA, A. A., SOTO, F. R. M. Tratamento do dejetos de suíno por biodigestão anaeróbia. *Revista em Agronegócio e Meio Ambiente*. Maringá, PR, v. 11, n. 3, p. 801-823, 2018.

DELGADO, M. F., PIACENTE, F. J., SILVA, V. C. Diagnóstico ambiental da produção avícola de postura: estudo sobre os dois principais sistemas de produção sob a ótica dos seus resíduos sólidos. ENGEMA, ISSN: 2359-1048, 2016.

DUAN, Y., AWASTHI, S. K., LIU, T., VERMA, S., WANG, Q., CHEN, H., REN, X., ZHANG, Z., AWASTHI, M. K. Positive impact of biochar alone and combined with bacterial consortium amendment on improvement of bacterial community during cow manure composting. *Bioresource Technology*, v. 280, p. 79–87, 2019.

EMPRAPA. Manejo e Utilização de Dejetos Animais: aspectos agrônômicos e ambientais, 2005. Em

http://www.cnpms.embrapa.br/publicacoes/publica/2005/circular/Circ_63.pdf.

Acesso em: julho de 2016.

ESTEVES, F. A. *Fundamentos de Limnologia*. 3ª ed. Rio de Janeiro: Interciência. 2011.

FEPAM, Critérios técnicos para o licenciamento ambiental de novos empreendimentos destinados à suinocultura. Estimativa da geração de dejetos para diferentes tipos de produção. 2014. Disponível http://www.fepam.rs.gov.br/central/diretrizes/diret_suinos_novos.pdf Acesso em 26 de março de 2019.

FEPAM, Critérios técnicos para o licenciamento ambiental de novos empreendimentos destinados à bovinocultura confinada e semiconfinada. Estimativa da geração de dejetos para diferentes tipos de produção. 2014. Disponível http://www.fepam.rs.gov.br/central/diretrizes/diret_bovinos_novos.pdf Acesso em 26 de março de 2019.

FERNANDES, A. *Água residuária de laticínio em co-digestão com dejetos de bovinos leiteiros*. Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual Paulista Faculdade de Ciências Agrônômicas, Botucatu, SP. 2016.

FERNANDES, F., SILVA, S. M. C. P. Manual prático para a compostagem de biossólidos. Londrina: Universidade Estadual de Londrina, 1999.

GALLI, C. S., ABE, P. S. Disponibilidade, poluição e eutrofização das águas. p. 165-174. In: IIEGA, Associação Instituto Internacional de Ecologia e Gerenciamento Ambiental, São Carlos, SP, Brasil. Disponível em: <http://www.abc.org.br/IMG/pdf/doc-816.pdf>. 2012.

GAO, M., LI, B., YU, A., LIANG, F., YANG, L., SUN, Y. The effect of aeration rate on forced-aeration composting of chicken manure and sawdust. *Bioresource Technology*, v. 101, p. 1899–1903, 2010.

GUIMARÃES, D., AMARAL, G., MAIA, G., LEMOS, M., ITO, M., CUSTODIO, S. *Suinocultura: Estrutura da cadeia produtiva, panorama do setor no Brasil e no mundo e o apoio do BNDES*. BNDES Setorial, 2017.

HAMMER, Ø., HARPER, D. A. T., RYAN, P. D. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4 (1): 9p. 2001.

HAMILTON, M. A., RUSSO, R. C., THURSTON, V. Trimed Spearman-Kärber method for estimating medial lethal concentrations in toxicity bioassays. *Environmental Science Technology*, 7: 714-719. 1977.

IBGE, 2015 <<https://agenciadenoticias.ibge.gov.br/agencia-sala-de-imprensa/2013-agencia-de-noticias/releases/9609-no-3-trimestre-de-2015-abates-de-suinos-e-aves-batem-records-enquanto-o-abate-de-bovinos-cai>> Acesso em 26 de março de 2019.

IBGE, 2019. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Disponível em: <<https://agenciadenoticias.ibge.gov.br/agencia-sala-de-imprensa/2013-agencia-de-noticias/releases/23989-em-2018-abate-de-bovinos-e-suinos-continua-em-alta>> Acesso em 15 de abril de 2019.

IBGE, 2019. Instituto Brasileiro Geografia e Estatística. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/> . Acesso no dia 15 de junho de 2021.

ITO, M., GUIMARÃES, D., AMARAL, G.; *Impactos ambientais da suinocultura: desafios e oportunidades*. BNDES Setorial, 2016.

IRSHAD, M., ENEJI, A. E., HUSSAIN, Z., ASHRAF, M. *Chemical characterization of fresh and composted livestock manures*. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 13(1), 115-121, 2013.

JIANG, J., KANG, K., CHEN, D., LIU, N. Impacts of delayed addition of N-rich and acidic substrates on nitrogen loss and compost quality during pig manure composting. *Waste Management*, v, 72, p. 161–167, 2018.

KHAN, N., CLARK, I., SÁNCHEZ-MONEDERO, M. A., SHEA, S., MEIER, S., BOLAN, N. Maturity indices in co-composting of chicken manure and sawdust with biochar. *Bioresource Technology*, v. 168, p. 245–251, 2014.

KIEHL, E. J. *Manual de compostagem*. Maturação e qualidade do composto. Edmar José Kiehl, 4^a edição. Piracicaba, 2004.

KUMAR, M., DUANA, Y., AWASTHIA, S. K., LIUA, T., ZHANGA, Z. Effect of biochar and bacterial inoculum additions on cow dung composting. *Bioresource Technology*, 2019. doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122407.

LOBO, E. A., SCHUCH, M., HEINRICH, C. D., COSTA, A. B., DÜPONT, A., WETZEL, C. E., ECTOR, L. Development of the Trophic Water Quality Index (TWQI) for subtropical temperate Brazilian lotic systems. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187: 354-366. 2015.

MARAGNO, E. S., TROMBIN, D. F., VIANA, E. Uso da serragem no processo de minicompostagem. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v.12, n. 4, p. 355-360, 2007.

MENG, X., LIU, B., XI, C., LUO, X., YUAN, X., WANG, X., ZHU, W., WANG, H., CUI, Z. Effect of pig manure on the chemical composition and microbial diversity during co-composting with spent mushroom substrate and rice husks. *Bioresource Technology*, v. 251, p. 22–30, 2018.

MONTAGNA, T. B. Levantamento e análise de técnicas para disposição e tratamento de dejetos de suínos e de aves em estabelecimentos rurais familiares. Francisco Beltrão, PR. 2017.

MONTEIRO, J. A. Benefícios da compostagem doméstica de resíduos orgânicos. *Educação Ambiental em Ação*, 56. Link de acesso: <http://revistaea.org/artigo.php?idartigo=2310>. 2016.

OLIVEIRA, L. G., SOUZA, J. T., FRANCISCO, A. C., Tratamento de dejetos suínos: oportunidades de conversão de energia. *Revista Gestão Industrial*. Ponta Grossa, PR, Brasil, v. 13, n. 3, p. 22-36, 2017.

PINTO, L. E. V., SPÓSITO, T. H. N., MARTINS, F. B., ALVES, A. M., BAVARESCOL, L. G., SOLDÁ, R. B., LOOSLIL, F. S. MELLO, P. R., TEIXEIRA, W. F. *Compostagem com diferentes fontes de esterco enriquecidas com yoorin para potencialização da fertilidade do solo*. *Colloquium Agrariae*, vol. 13, n. Especial, p. 59-64, 2017.

RHODEN, A. C., KLEIN, V., FELDMANN, N. A., MUHL, F. R., BALBINOT, M., RITTER, A. F. S. Parâmetros químicos do solo influenciados por aplicação de dejetos de suínos em áreas agrícolas do oeste catarinense. *Revista Ciências Agroveterinárias e Alimentos*. 2017.

SILVA, C. M., FRANÇA, M. T., OYAMADA, G. C. Características da suinocultura e os dejetos causados ao ambiente. *Connection Line*, nº 12, 2015.

SILVA, P. D. A. *Biodiversidade e distribuição das diatomáceas planctônicas e de sedimento superficial nas represas de abastecimento do Sistema Alto Cotia (SP)*. Dissertação (Programa de Pós-graduação em Biodiversidade Vegetal e Meio Ambiente. Mestrado e Doutorado) - Instituto de Botânica da Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, São Paulo. 2012.

SOUZA, A. I., SILVA, P. H., OLIVEIRA, Y. R., FRANCISCHINI, P. D. D., PACHECO, A. C. L., ABREU, M. C. de. *Compostagem como ferramenta de educação no campo*. *Revinter*, v. 10, n. 01, p. 29-44, fev. 2017.

SOUZA, E. L., DAMASCENO, F., SCHIRMER, G. K., RAMIRES, M. F., BISOGNIN, R. P., BOHRER, R. E. G., VASCONCELOS, M. C., CEZIMBRA, J. C. G. Resíduos

contaminantes no solo: possibilidades e consequências. *Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental*. Florianópolis, SC. v. 7, n. 2, p.484-509, 2018.

STRAPAZZON, A. J. *Avaliação da eficiência de tratamento de dejetos de suínos, utilizando um procedimento de compostagem misto em propriedade rural no Vale do Taquari, RS, Brasil*. Dissertação de Mestrado, UNISC, Santa Cruz do Sul, RS. 2008.

SUN, Y., MENA, M., XU, B., MENG, Q., BELLO, A., XU, X., HUANG, X. Assessing key microbial communities determining nitrogen transformation in composting of cow manure using illumine high-throughput sequencing. *Waste Management*, v.92, p. 59–67, 2019.

TUNDISI, J. G. Disponibilidade de recursos hídricos, qualidade e governança da água: análises estratégicas e perspectivas para o Brasil. Ed. Instituto Jatobás: São Paulo. 2015.

TUNDISI, J. G., MATSUMURA-TUNDISI, T. *Limnology*. Taylor & Francis, CRC Press. 2012.

UNEP-IETEC. Planejamento e Gerenciamento de Lagos e Reservatórios: uma abordagem integrada ao problema da eutrofização. IETEC, 385p. 2001.

VALENTE, B. S., XAVIER, E. G., LOPES, M., PEREIRA, H. S., ROLL, V. F. B. Compostagem e vermicompostagem de dejetos líquidos de bovinos leiteiros e cama aviária. *Archivos de Zootecnia*, v. 65. N. 249, p. 79-88. 2016.

VALENTE, B. S., XAVIER, E. G., MORSELLI, T. G. A., JAHNKE, D. S., BRUM JR. B. S., CABRERA; B. R., MORAES, P. O., LOPES, E. C. N. Fatores que afetam o desenvolvimento da compostagem de resíduos orgânicos. *Archivos de Zootecnia*, v.58, p. 59-85, 2009.

VIONE, E. L. B., SILVA, L. S., CARGNELUTTI FILHO, A., AITA, N. T., MORAIS, A. de F. de., SILVA, A. A. K. Caracterização química de compostos e vermicompostos

produzidos com casca de arroz e dejetos animais. *Revista Ceres*, vol. 65, n. 1, p. 65-73 Universidade Federal de Viçosa, MG. 2018.

YANG, Y., AWASTHI, M. K., REN, X., GUO, H., LV, J. Effect of bean dregs on nitrogen transformation and bacterial dynamics during pig manure composting. *Bioresource Technology*, v. 288 p. 121430, 2019.

WU, J., ZHANG, A., LI, G., WEI, Y., HE, S., LIN, Z., SHEN, X., WANG, Q. Effect of different components of single superphosphate on organic matter degradation and maturity during pig manure composting. *Science of the Total Environment*, v. 646 p. 587–594, 2019.

6. RESULTADOS - ARTIGO 2

Avaliação bibliométrica e da toxicidade aguda da compostagem do tratamento de dejetos de pecuária através de um processo mecanizado, em propriedades rurais nos Vales do Taquari e Caí, RS, Brasil.

Ari João Strapazzon¹, Fernanda Aline Blatt Theves², Gustavo Stolzenberg Colares¹, Patrik Gustavo Wiesel¹, Eduardo Alcayaga Lobo³

¹ Doctoral Student at the Environmental Technology Graduate Program (PPGTA), University of Santa Cruz do Sul (UNISC), RS, Brazil (ari@arroionet.com.br - ORCID: 0000-0002-0018-4263), (gutuscs@hotmail.com - ORCID: 0000-0002-6354-3913), (patrikwiesel.bio@gmail.com - ORCID: 0000-0003-0226-9233).

² Biologist. Environmental consultant in Bioconsul - Environmental consulting and licensing (fernanda_theves@yahoo.com.br). ORCID: 0000-0003-2849-0649

³ Professor/Researcher at Environmental Technology Graduate Program (PPGTA), University of Santa Cruz do Sul (UNISC), RS, Brazil (lobo@unisc.br). ORCID: 0000-0001-8167-0484

Resumo

A compostagem é um processo aeróbio natural, que vem sendo utilizada para estabilizar e tratar uma ampla variedade de materiais orgânicos, controlar organismos patogênicos, tratar e bioremediar substâncias farmacológicas. No entanto, algumas substâncias podem ser persistentes durante o processo e atribuir características tóxicas ao composto, dificultando sua utilização na agricultura. Desta maneira, o objetivo do presente trabalho foi determinar e avaliar o grau de toxicidade aguda (CE(I)50 48h%) utilizando o organismo bioindicador *Daphnia magna* (Strauss, 1820) em meio líquido, contemplando 3 sistemas de compostagem, bovinocultura de leite em sistema confinado, suinocultura confinada em sistema de terminação e avicultura de postura comercial em sistema confinado, ambos com 180 dias de maturação. Ainda, conduzir um estudo bibliométrico, com as palavras chave "compostagem" e "toxicidade" visando identificar os tópicos mais citados na literatura

e suas relações. Os resultados demonstraram que, na média, os dejetos de suínos apresentaram uma toxicidade aguda para $CE(I)50 = 83,9 \pm 27,9$ (CV = 33,2%), os dejetos de bovinos uma $CE(I)50 = 81,2 \pm 32,6$ (CV = 33,2%), e os dejetos de aves uma $CE(I)50 = 81,0 \pm 32,9$ (CV = 40,6%), sendo todos eles classificados como pouco tóxicos e com uma evidente tendência a não toxicidade. Ainda, não houve diferenças significativas entre as médias ($p < 0,05$). Quanto à revisão bibliográfica, destaca-se o crescente interesse da comunidade científica por essa temática, além de abranger aspectos relacionados às características e operação do sistema. Contudo, o emprego de técnicas de avaliação de toxicidade por organismo bioindicador, como *D. magna*, são escassos e criam a oportunidade do desenvolvimento de práticas altamente reprodutivas e sensíveis para a avaliação de ecotoxicidade em produtos da compostagem.

Palavras-chave: Esterco bovino, Esterco de suíno, Esterco avícola, Máquina de compostagem, Fertilizante orgânico, Ecotoxicologia.

6.1. Introdução

O crescimento populacional, principalmente em centros urbanos, associado ainda ao crescimento econômico de países em desenvolvimento, e mudanças comportamentais como o aumento no consumo de proteína animal pela sociedade, têm pressionado a demanda por recursos naturais como água, energia e alimentos. Conseqüentemente, tem sido impulsionada pesquisas acerca de tecnologias que promovam a garantia de segurança alimentar da população mundial (NETO *et al.*, 2018).

Entretanto, a sustentabilidade ambiental ainda tem se apresentado como um desafio para a cadeia produtiva de alimentos, devido a dificuldades, como por exemplo, o gerenciamento adequado dos resíduos gerados nos processos agroindustriais e outros impactos ambientais. Nesse contexto, uma das técnicas mais utilizadas no gerenciamento dos resíduos agropecuários é a reciclagem dos resíduos orgânicos através do processo de compostagem (MOHAN *et al.*, 2020; POHLMANN *et al.*, 2019).

A compostagem por ser um processo aeróbio natural, vem sendo utilizada para estabilizar uma ampla variedade de materiais orgânicos, incluindo dejetos de

animais de criação comercial como suínos, aves e ruminantes (SORATHIYA *et al.*, 2014). Durante este processo, bactérias, fungos e outros microrganismos decompõem estes resíduos em substâncias orgânicas estáveis e utilizáveis, reduzindo o volume dos resíduos e eliminando microrganismos patogênicos e sementes indesejáveis (BERNAL *et al.*, 2009; CHADWICK *et al.*, 2015). A compostagem pode ser considerada uma ferramenta útil para a redução da emissão de gases de efeito estufa podendo gerar, inclusive, créditos de carbono (DEUS *et al.* 2017), participando ativamente do processo de economia circular, onde os resíduos participam do ciclo biológico, como materiais orgânicos não tóxicos que podem voltar ao solo para decomposição. Resignificar o resíduo como matéria-prima gera a possibilidade de um melhor aproveitamento do mesmo e assim ressignificamos a forma como valoramos os resíduos. (ELLEN MACARTHUR FOUNDATION, 2015).

Ao atingir seu estado final de maturação, a compostagem tem sido amplamente utilizada na agricultura como fertilizantes de base natural, sendo uma excelente alternativa para retornar nutrientes e melhorar a qualidade dos solos (ESCRIBANO, 2016; PETRESCU-MAG *et al.*, 2020; ZHU *et al.*, 2020). No entanto, em algumas situações a qualidade e a composição deste composto são limitantes para a sua utilização (VIAENE *et al.*, 2016), como por exemplo a utilização em larga escala de aditivos para rações que tem em sua composição metais pesados, destacando o Cobre (Cu), Zinco (Zn), cádmio (Cd), Arsênio (As) e Cromo (Cr), que podem atribuir ao composto características tóxicas e representar sérios riscos ambientais (LANG *et al.*, 2019).

Ensaio ecotoxicológicos utilizando organismos bioindicadores e aplicados a substâncias húmicas são escassos na literatura. No entanto, segundo Walker *et al.* (2012), a ecotoxicologia pode ser amplamente utilizada para o biomonitoramento da poluição ambiental, investigação de problemas relacionados à poluição, no estudo do desenvolvimento de resistência por microrganismos e na avaliação de risco de produtos químicos. A ecotoxicologia pode ser compreendida como uma ciência moderna, que tem por objetivo determinar os impactos deletérios de substâncias ou compostos químicos presentes nos poluentes ambientais sobre os organismos vivos. Para os testes de toxicidade e diagnóstico do potencial tóxico de uma amostra ambiental, microcrustáceos podem ser empregados, como os indivíduos pertencentes aos gêneros *Daphnia* e *Ceriodaphnia* (LOBO *et al.*, 2006).

Recentemente, Yuan et al., (2021), utilizaram o organismo *D. magna* no desenvolvimento de um método abrangente de monitoramento comportamental, onde foram empregados 42 poluentes típicos para avaliar a toxicidade e os efeitos subletais, destacando a suscetibilidade de *D. magna* à neurotoxicidade dos produtos químicos. Por sua vez Sorensen et al., (2016) utilizaram *D. magna* para avaliar os danos agudos e crônicos da exposição a nanopartículas de óxido de cobre e prata e relataram impactos na mortalidade, o comprimento corporal e na reprodução. Cui et al., (2018) utilizaram *D. magna* para avaliar a sensibilidade do organismo a metais pesados, e destacando ainda a utilização de outra espécie do gênero *Daphnia*, *D. galeata* em ensaios toxicológicos.

Adicionalmente, as análises bibliométricas são ferramentas que vem ganhando popularidade na identificação dos termos mais citados em relação a um determinado tópico, e no estabelecimento e avaliação de possíveis conexões entre os mesmos (DELL'OSBEL *et al.*, 2020; WIESEL *et al.*, 2021). O *software* VOSviewer, por exemplo, permite gerar mapas bibliométricos para melhor promover a identificação dos tópicos mais estudados, assim como perspectivas futuras de estudos em relação a uma determinada tecnologia (DE SOUZA et al. 2019). Li et al., (2018) conduziram um estudo bibliométrico referente ao reuso e reciclagem de resíduos sólidos para identificar as principais tendências e lacunas de conhecimento na literatura, concluindo que a compostagem e a digestão anaeróbia de resíduos sólidos devem ser temas bastante investigados nos próximos anos, principalmente em países em desenvolvimento, devido as baixas taxas de reciclagem e recuperação de resíduos sólidos, frente a alta fração de resíduos orgânicos comumente encontrados nesses países.

Neste contexto, o objetivo do presente trabalho foi avaliar a toxicidade aguda, utilizando o organismo bioindicador *Daphnia magna*, da compostagem resultante do tratamento de dejetos de pecuária (bovinos, suínos e aves), através de um processo mecanizado utilizando substrato natural para compostagem, em propriedades rurais nos Vales do Taquari e Caí, RS, Brasil. Ainda, conduzir um estudo bibliométrico com as palavras chave "compostagem" e "toxicidade" visando identificar os tópicos mais citados na literatura e suas relações.

6.2. Material e Métodos

Experimento de compostagem e Obtenção das amostras

O processo de compostagem, em escala real, foi conduzido durante o período de julho de 2018 a julho de 2019, nos municípios de Farroupilha, Relvado e Caxias do Sul, RS, Brasil. Utilizou-se uma proporção de 0.021 m³ de dejetos por m³ de serragem de madeira não tratada por dia, com tratamento de viragem mecanizado das leiras em todos os dias. Na atividade de suinocultura, a operação do sistema de compostagem ocorreu diariamente com a aplicação de 14 m³ de dejetos. A operação do sistema de compostagem para aves de postura deu-se com a aplicação diária de 3,1 m³ de dejetos por leira. Enquanto a operação do sistema de compostagem para o gado leiteiro utilizou a aplicação de 7,2 m³ de dejetos por dia. Maiores detalhes sobre o sistema de compostagem estão descritos em Strapazzon et al. (2021). As amostras do composto orgânico foram coletadas diretamente nas composteiras aos 180 dias de maturação, com o auxílio de pá e armazenadas em recipientes plásticos e conduzidas para o laboratório de análises da UNISC onde foram mantidas sob refrigeração.

Preparo das amostras e Ensaios de toxicidade

As amostras correspondem a solos humificados, motivo pelo qual empregou-se a técnica de elutriação, seguindo a metodologia descrita em Baun *et al.*, (2002), onde o solubilizado obtido foi homogeneizado e devidamente acondicionado para a posterior realização dos testes ecotoxicológicos utilizando o organismo-teste *Daphnia magna*. Desta forma, 25g do solo humificado foram acrescidos a 100mL de água reconstituída (meio de cultivo de *D. magna*), posteriormente a amostra foi submetida a agitação orbital de 200 rpm, durante um período de 24 horas. Na etapa subsequente, a mistura foi centrifugada e padronizada em 100 rpm durante 10 minutos, sendo o sobrenadante empregado nos testes para a avaliação ecotoxicológica.

Nos ensaios foram utilizados neonatos de *D. magna*, cultivados em água reconstituída com fotoperíodo de 16 horas luz e 8 horas escura, a uma temperatura de aproximadamente 20 ± 2 °C, onde foram alimentados diariamente com algas da

espécie *Desmodesmus subspicatus*, e empregados nos testes com idade entre 2 e 26 horas de vida de acordo com a norma técnica brasileira 12713 (ABNT, 2016) e diretrizes de teste 211 (OCDE, 2012).

Os testes ecotoxicológicos foram realizados em triplicata, onde 10 indivíduos de *D. magna* foram expostos em 25 ml da amostra. A exposição foi do tipo aguda, por um período de 48 horas. Para a realização dos cálculos estatísticos foram considerados os critérios de mortalidade e imobilidade, utilizando o método estatístico Trimmed Sperm-Karber (HAMILTON et al., 1979). A partir dos resultados das determinações da CE(I)50 48h (Concentração Efetiva Inicial Mediana - concentração da amostra no início do ensaio que causa efeito agudo a 50% dos organismos em 48h) foi utilizada uma escala de toxicidade relativa (tabela 1), proposta por Lobo et al. (2006), e recentemente ratificada por Celente et al. (2019).

Análise dos dados

Empregou-se a estatística descritiva para a tabulação dos dados e gráfico de barras para visualização e interpretação das medidas de tendência central e dispersão (média \pm desvio-padrão, Coeficiente de Variação, CV), seguindo as recomendações de Callegari-Jacques (2006). As diferenças estatísticas foram estabelecidas utilizando a prova estatística não paramétrica de Mann-Whitney, trabalhando com um nível de significância $\alpha=5\%$ (0,05), utilizando o *software PAST* (HAMMER et al., 2001).

Tabela 1. Escala de toxicidade relativa (%) para *D. magna* - CE(I)50 48h. (LOBO et al., 2006; CELENTE et al., 2019).

Percentil	CE(I)50 48 h	Toxicidade relativa
25 ^o	< 25%	Extremamente tóxica
50 ^o	25-50%	Altamente tóxica
75 ^o	50-75%	Medianamente tóxica
	> 75%	Pouco tóxica

Análise Bibliométrica

Em novembro de 2020, foi conduzido um estudo bibliométrico utilizando como palavras chave "compostagem" e "toxicidade" em duas bases de dados: *Scopus* e

Web of Science, possibilitando a identificação e avaliação do comportamento do número de publicações sobre esse tema nos últimos 31 anos (1990 - 2020). As informações referentes aos artigos publicados nas duas bases de dados foram analisadas no software *VOSviewer*, versão 1.6.12, seguindo as recomendações de Colares *et al.* (2020).

O *VOSviewer* é um *software* que permite a elaboração de mapas bibliométricos baseando-se nos termos extraídos com maior número de ocorrências nos campos de títulos e resumos dos estudos publicados. A análise bibliométrica conduzida no presente estudo baseou-se na metodologia descrita em Dell'Osbel *et al.* (2020). Foi definido como método de contagem para extração dos termos a contagem binária, que considera apenas a ausência ou presença dos termos em cada estudo, sem levar em consideração o número de repetições de cada termo em um mesmo trabalho. Ainda, foi estabelecido como número mínimo de ocorrências para um termo ser extraído pelo software de 10 vezes, recomendação padrão do *software*.

O *VOSviewer* gera os mapas, apresentando os termos de maior relevância (em termos de ocorrência) e seus respectivos agrupamentos (cluster) e conexões. O tamanho dos ícones de cada um dos termos nos mapas depende de sua importância (número de ocorrências), enquanto as linhas entre os termos representam a ligação entre cada um deles, e a distância entre dois termos depende da força de sua ligação. Além dos termos de maior relevância (ocorrência), o *software* também agrupa os termos extraídos em diferentes *clusters* de acordo com suas conexões (ECK e WALTMAN, 2019).

6.3. Resultados e Discussão

Análise bibliométrica

A partir da pesquisa utilizando como palavras-chave "compostagem" e "toxicidade", nas bases de dados *Web of Science* e *Scopus*, foram encontrados 399 e 788 estudos publicados, respectivamente, destacando que estudos referentes ao monitoramento de toxicidade em produtos do processo de compostagem vêm ganhando popularidade, principalmente considerando os últimos 12 anos. Em 2008, por exemplo, foram publicados apenas 23 estudos na base de dados *Scopus* e 12

no *Web of Science*, enquanto que em 2019 foram publicados mais que o dobro de trabalhos, 68 e 34 estudos, respectivamente.

Considerando a produção de todas as carnes no mundo, observou-se um aumento de 47% entre os anos de 2000 e 2018, chegando a 342 milhões de toneladas neste último ano (FAO, 2020). Entretanto, os suínos que morrem durante o processo de engorda para abate, e não podem ser aproveitados em abatedouros, geram um grande volume de carcaças, as quais sem tratamento podem causar diversos problemas de contaminação ambiental. Nesse sentido, a incorporação de suínos mortos em processos de compostagem pode promover melhorias na disponibilidade de nutrientes nas leiras, gerando um composto rico em nutrientes para ser potencialmente utilizado como fertilizante orgânico na agricultura. Assim, além de reduzir a poluição, a incorporação no processo de compostagem pode representar uma alternativa sustentável para o reaproveitamento de resíduos da produção de animais (GUIDONI *et al.*, 2021).

A Figura 1 apresenta o número de estudos publicados por país em ambas as bases de dados, destacando que os países que mais publicaram não apresentaram diferenças entre as bases consultadas. Os seis primeiros países foram, nessa ordem: China, Estados Unidos, Espanha, Índia, Itália e França. Percebe-se que o Brasil, mesmo com a relevância internacional na produção agrícola, e, portanto, na geração de resíduos orgânicos, apresenta-se apenas em sétimo lugar na base *Web of Science* e em nono lugar na plataforma *Scopus*.

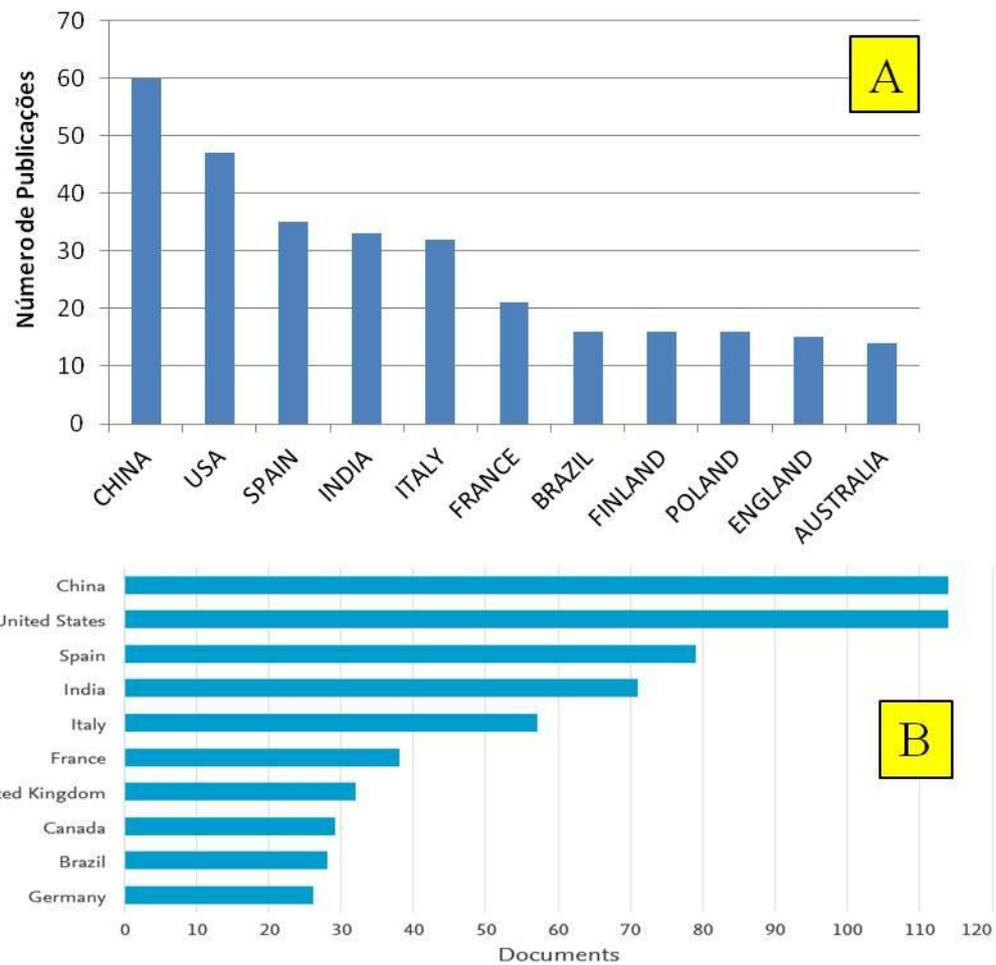


Figura 1. Número de estudos publicados em duas bases dados utilizando-se como palavras chave "compostagem" e "toxicidade". A) Base de Dados *Web of Science*. B) Base de Dados *Scopus*.

Segundo o relatório da Organização das Nações Unidas para a Alimentação e Agricultura (FAO), vários dos países listados na figura 1 destacam-se na produção mundial agrícola como maiores produtores de cana de açúcar (Brasil, Índia e China), milho (Estados Unidos da América, China e Brasil), arroz (China, Índia e Indonésia), trigo (China, Índia e Rússia), Batatas (China, Índia e Ucrânia) e Soja (EUA, Brasil e Argentina). Já em relação à produção de carnes, a carne de suínos, cujos principais produtores são a China, EUA e Alemanha, foi a mais produzida mundialmente, enquanto para carne de frango e de gado, os países que se destacam são EUA, Brasil e China (FAO, 2020).

Entretanto, associado ao aumento de produção de alimentos, está presente também um crescimento de impactos ambientais relacionados a essas atividades, tais como a emissão de gases de efeito estufa que cresceu cerca de 16% entre os anos 2000 e 2017, tendo como commodities responsáveis pela parte das emissões

a carne de gado e de ovinos, leite de ovinos, carne de suínos e arroz (FAO, 2020), o que evidencia a necessidade de buscar tecnologias e estratégias que tornem essas atividades mais sustentáveis. Nesse contexto, além de minimizar a quantidade de resíduos a serem descartados, a prática da compostagem nesses países pode reduzir a dependência de fertilizantes químicos para fornecer nutrientes ao solo para a produção de alimentos.

A partir da pesquisa de estudos publicados nas duas bases de dados, foram gerados dois mapas bibliométricos pelo *software* VOSviewer (Figura 2). Os mapas gerados são do tipo mapas de "visualização de rede", nos quais os itens extraídos apresentam-se em círculos cujo tamanho representa sua importância em termos de número de ocorrência. Ainda, as linhas entre os itens representam as suas respectivas ligações, enquanto a distância entre os termos indica a força da conexão entre os mesmos (ECK e WALTMAN, 2019).

Na base de dados *Web of Science*, verifica-se que os termos com maior número de ocorrência (maiores círculos) foram lodo de efluente sanitário, metais pesados, temperatura, nitrogênio, matéria orgânica, fitotoxicidade, estrume, impactos ambientais, fertilizante, resíduos sólidos, maturidade, impactos ambientais e toxicidade humana. O software agrupou os termos em dois clusters: em verde, com itens relacionados à avaliação de ciclo de vida (ACV) e de impactos ambientais, apresentando termos como impactos ambientais, toxicidade humana, ACV, acidificação, ecotoxicidade e aquecimento global. O cluster em vermelho, em contrapartida, apresentou itens mais relacionados ao controle de operação e matérias primas, tais como biodegradabilidade, relação C/N, minhocas, pH, temperatura, lodo de efluentes sanitários, viabilidade, vermicompostagem e serragem, assim como aspectos relacionados aos potenciais agentes causadores de toxicidade, representado por termos como fitotoxicidade, hidrocarbonetos policíclicos aromáticos, risco, germinação de sementes, cromo, metais pesados, cobre, amônia, condutividade elétrica, maturidade e teste de toxicidade.

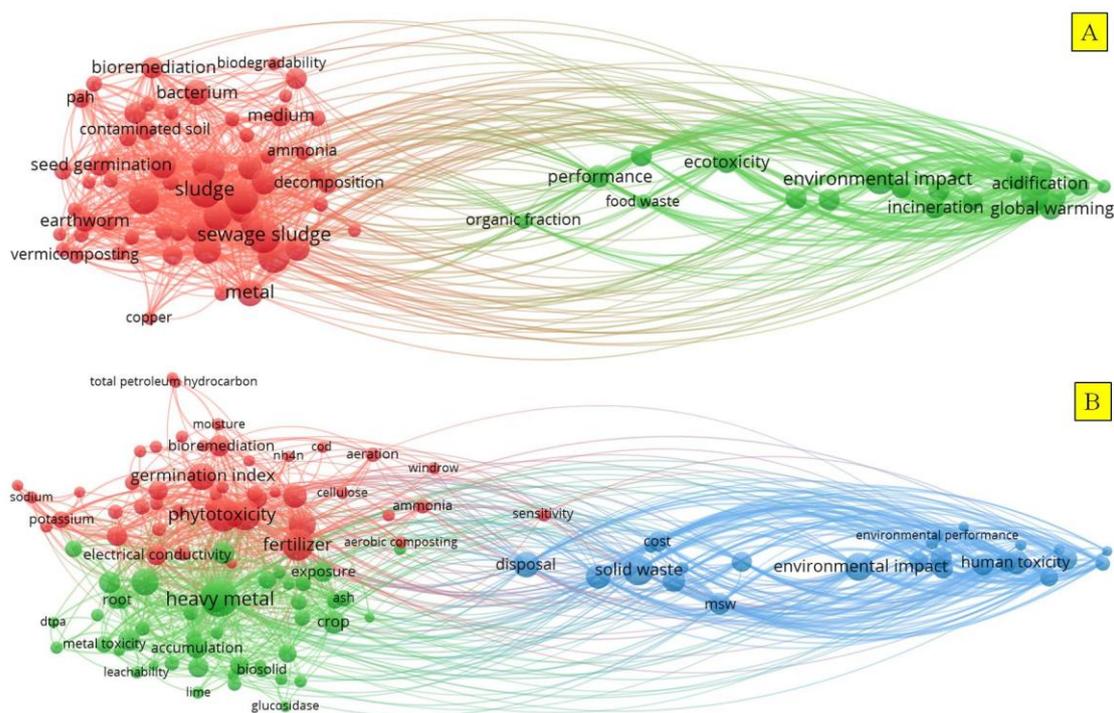


Figura 2. Mapas bibliométricos gerados a partir dos termos mais citados, utilizando-se como palavras chave "compostagem" e "toxicidade". A) Base de Dados *Web of Science*. B) Base de Dados *Scopus*.

Já no segundo mapa da base de dados *Scopus*, que se encontra também na figura 2, verifica-se que os termos que apresentaram maior número de ocorrências foram fitotoxicidade, metais pesados, resíduos sólidos, impactos ambientais, ecotoxicidade, índice de germinação, toxicidade humana, temperatura e estrume. Neste mapa, o software agrupou os termos em três *clusters*: um azul, mais relacionado a aspectos de avaliação de impactos ambientais e ACV da compostagem, com a presença de termos como toxicidade humana, custo, categoria de impactos, resíduos sólidos, mudança climática, depreciação da camada de ozônio, recuperação energética, potencial de eutrofização, análise de ciclo de vida e acidificação.

Enquanto isso, o *cluster* verde (Figura 2B) apresentou uma temática mais relacionada com a toxicidade, proveniente da presença de metais e outros agentes potencialmente causadores de toxidade na compostagem, uma vez que nesse grupo estiveram presentes itens como metais pesados, arsênico, cádmio, antibióticos, cromo, dTpa, cobre, solo contaminado, acumulação, metais tóxicos, patógenos, pesticida, fração residual, elementos traços, salinidade e lixiviação. Ainda, nesse

grupo estiveram presentes também materiais comumente utilizados como substrato no processo de compostagem, tais como estrume de gado, lodo de efluente sanitário, chorume de suínos, cevada e biorresíduos.

O cluster em vermelho, em contrapartida, apresentou termos relacionados ao controle de toxicidade dos compostos gerados, representado por termos como fitotoxicidade, genotoxicidade, sensibilidade, índice de germinação e maturação. Ainda, alguns itens presentes nesse grupo estão ligados a parâmetros de operação e aspectos de monitoramento do processo de compostagem, tais como umidade, aeração, vermicompostagem, pH, DQO e temperatura. Semelhante ao cluster vermelho, alguns termos relacionados a materiais comumente compostados também foram verificados, tais como esterco de galinha, celulose, esterco de vacas, resíduos verdes, serragem, esterco de aves e palha de trigo, assim como outros agentes potencialmente causadores de toxicidade, tais como hidrocarbonetos do petróleo, íon amônio/amônia, hidrocarboneto policíclicos aromáticos e dioxinas.

Ozaki *et al.* (2017) avaliaram a influência da concentração e a remoção de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos, e outros compostos no processo de compostagem de lodos de estações de tratamento de efluentes sanitários, e realizaram ensaios de toxicidade com a bactéria *Aliivibrio fischeri*. Segundo os mesmos autores, a presença de metais pesados, micropoluentes orgânicos e patógenos pode inviabilizar a incorporação do material no processo de compostagem. Apesar de verificar que alguns dos micropoluentes orgânicos podem ser removidos através da compostagem, os autores indicaram que como as taxas de decomposição de alguns desses poluentes podem ser menores que as taxas de decomposição da matéria orgânica como um todo, é possível que algumas dessas substâncias se tornem mais concentradas no composto final em relação ao material inicial.

Nesse contexto, a ACV também se apresenta como uma potencial ferramenta para avaliação de impactos, e da sustentabilidade ambiental de sistemas de compostagem combinada a ensaios de toxicidade. Li *et al.* (2017), por exemplo, utilizaram a ferramenta ACV para comparar três cenários com diferentes estratégias para o reaproveitamento de resíduos orgânicos (dejetos de bovinos de leite, palha de milho e resíduos de tomate) em fazendas na China. Os cenários consistiram em digestão anaeróbia, compostagem, e compostagem procedida por digestão anaeróbia. Através da ACV, foi verificado que o cenário integrando os dois

processos de tratamento apresentou uma significativa redução em relação aos potenciais de ecotoxicidade, acidificação, eutrofização e potencial de aquecimento global.

Dessa forma, fica evidente que, além de diferentes formas de avaliação de toxicidade em compostos provenientes do processo de compostagem (fitotoxicidade, genotoxicidade, ecotoxicidade), a ACV apresenta-se como uma importante ferramenta para avaliar a sustentabilidade e os potenciais impactos ambientais de um processo em estudo. Ainda, foi verificado que diversos materiais e resíduos sólidos vem sendo empregados na compostagem, tais como resíduos sólidos urbanos, dejetos de suínos, aves e bovinos, resíduos de processamento de alimentos, lodo remanescente de estações de tratamento de esgoto e águas residuais. Além de diferentes matérias secas incorporadas como serragem de madeira, casca e palha de arroz, folhas e podas de árvores.

Os ensaios de fitotoxicidade utilizam sementes de uma ampla variedade de espécies vegetais como agrião (*Lepidium sativum*) por Cesaro *et al.* (2015); rabanete (*Raphanus sativus*) por Zang *et al.* (2016); alface (*Lactuca sativa*), pepino (*Cucumis sativus*), trigo (*Triticum sp.*) e arroz (*Oryza sativa*) por Guidoni *et al.* (2021). Apresenta-se como um método eficaz e de baixo custo para avaliar a toxicidade potencial do composto antes que ele possa ser usado. No entanto, Luo *et al.* (2018) afirmam que é necessária uma padronização e melhoria do procedimento de teste, e a modelização das sementes para aumentar a validade e reprodutibilidade do teste, uma vez que algumas espécies empregadas nestes ensaios não apresentam sensibilidade suficiente para indicar o estágio de maturação do composto. Ainda, indicaram a couve chinesa (*Brassica rapa*) como a espécie mais adequada para estes ensaios.

Na ecotoxicidade, por sua vez, são empregados organismos vivos como a minhoca (*Eisenia andrei*) por Massukado e Schalch (2010); microcrustáceo aquático (*Daphnia magna*) por Pivato *et al.* (2014a); minhoca (*Eisenia foetida*) por Pivato *et al.* (2014b); bactéria (*Vibrio fischeri*) e plantas como Mostarda (*Sinapis alba*) e o trigo (*Triticum aestivum*) por Kopeć *et al.* (2018). O objetivo principal é entender e prever os efeitos que as substâncias químicas terão sobre os seres vivos e as comunidades naturais, utilizando diferentes concentrações de uma amostra em indivíduos de uma determinada espécie. A concentração de efeito ou a concentração letal corresponde

à concentração da amostra responsável pelo efeito em 50% dos organismos testados.

Por último, o potencial genotóxico de um composto pode ser avaliado por meio de ensaios que investiguem o dano genômico, como é o caso do ensaio de eletroforese em gel de célula única (ensaio cometa); é rápido, sensível e eficiente, usado para quantificar as lesões e detectar os efeitos no reparo do DNA (MUGHAL *et al.*, 2010). Alguns organismos podem ser utilizados como bioindicadores, temos a cebola (*Allium cepa*) por Wardini e Notodarmojo (2015), é o microcrustáceo *Daphnia magna* por Moura *et al.* (2018).

Ambas as práticas metodológicas apresentam pontos positivos, no entanto a combinação da ecotoxicologia com a genotoxicidade parece ser o caminho mais seguro para inferir a qualidade do composto orgânico. A ecotoxicologia por apresentar os resultados imediatos dos agentes sobre o ambiente e os organismos, e a genotoxicidade por indicar como estes agentes genotóxicos estão interagindo com os organismos modificando sua estrutura ou função e se essas alterações se fixam de forma capaz de serem transmitidas para os descendentes (MOURA *et al.*, 2018).

Foram verificados, também, diversos aspectos a serem monitorados no que tange à investigação de agentes potencialmente causadores de toxicidade em um produto da compostagem, como por exemplo a presença de metais pesados e antibióticos persistentes. Além da identificação dos principais aspectos envolvidos na degradação e imobilização destes compostos, como a presença de microrganismos persistentes ou tolerantes, a temperatura obtida na fase termofílica, condutividade elétrica, pH, tempo de maturação e a eficiência de conversão da matéria para solo humificado. Por exemplo, a compostagem vem sendo aplicada como uma técnica de biorremediação eficaz para o tratamento de dejetos que apresentam fármacos como os antibióticos sulfadiazina, clortetraciclina e ciprofloxacina (SELVAM *et al.*, 2012; CHENG *et al.*, 2021), tetraciclina (YU *et al.*, 2019) e hormônios como a progesterona (HO *et al.*, 2013). Ainda, técnicas de compostagem podem diminuir a proliferação de organismos com genes de resistência e elementos gênicos móveis (CUI *et al.*, 2016; ZHANG *et al.*, 2020).

Ensaio de toxicidade

Os resultados da toxicidade aguda (CE(I)50 48h%) para *Daphnia magna*, média (\pm desvio-padrão, $n = 3$), após 180 dias de tratamento, para dejetos de suínos, bovinos e aves, em testes realizados em 21/09/2019, 28/09/2019 e 02/10/2019, apresentam-se na tabela 2 e figura 3.

Observa-se que, na média, os dejetos de suínos apresentaram uma toxicidade aguda para CE(I)50 de $83,9 \pm 27,9$ (CV = 33,2%), os dejetos de bovinos uma CE(I)50 de $81,2 \pm 32,6$ (CV = 33,2%), e os dejetos de aves uma CE(I)50 de $81,0 \pm 32,9$ (CV = 40,6%), sendo todos eles classificados como pouco tóxicos. Ainda, não houve diferenças significativas entre as médias ($p > 0,05$). Esta classificação segue a norma brasileira ABNT 12713 (ABNT, 2016), que classifica as amostras “não tóxicas” quando *D. magna* apresentar sobrevivência superior a 80%. Yuan *et al.* (2018) consideram que para ensaios de fitotoxicidade em compostagem, que apresentem resultados de germinação acima de 90%, indica que o composto atingiu seu ponto final de maturação. Desta forma, os resultados aqui apresentados podem indicar que a compostagem atingiu seu estado final de maturação uma vez que nos ensaios 2 e 3 não apresentaram toxicidade.

Embora classificados como pouco tóxicos, considerando os valores médios, os testes individuais apresentaram uma clara tendência temporal de não toxicidade (Tab. 2), uma vez que nos testes realizados no dia 21/09/2019, os dejetos foram classificados como medianamente tóxico (suínos) e altamente tóxico (bovinos e aves), destacando que neste último caso, os valores estiveram muito próximo do limite inferior da categoria “medianamente tóxica”. Verifica-se, contudo, que nos testes realizados nos dias 28/09/2019 e 02/10/2019, todos os dejetos foram classificados como não tóxicos, uma vez que apresentaram uma CE(I)50 de 100,0%.

Tabela 2. Resultados dos testes de toxicidade para CE(I)50 48h (%) com *Daphnia magna*, para dejetos de suínos, bovinos e aves, após 180 dias de tratamento ($n = 3$).

	Suínos	Bovinos	Aves
1º teste (21/09/2020)	51,7%	43,5%	43,0%
2º teste (28/09/2020)	100,0%	100,0%	100,0%
3º teste (02/10/2020)	100,0%	100,0%	100,0%

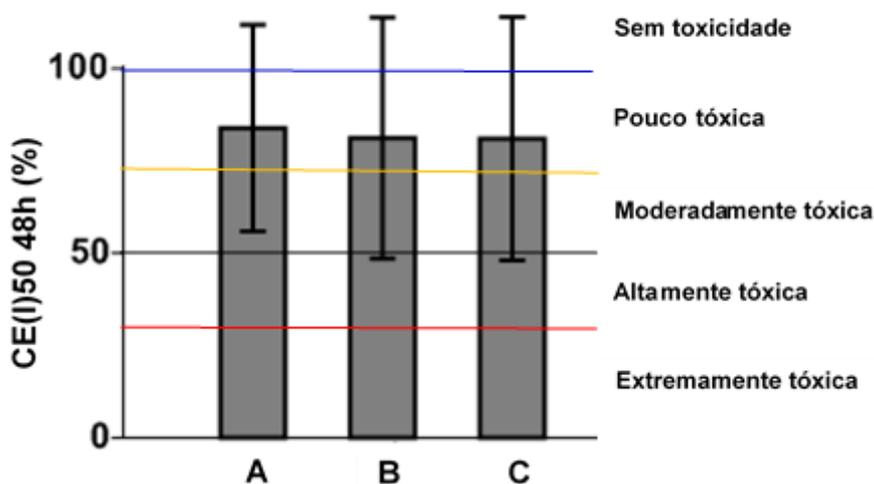


Figura 3. Média (\pm desvio-padrão, $n = 3$) da toxicidade aguda (CE(I)50 48h%) para *Daphnia magna*, após 180 dias de tratamento. Testes realizados em 21/09/2020, 28/09/ 2020 e 02/10/2020. A: Dejetos de suínos. B: Dejetos de bovinos. C: Dejetos de aves.

A tendência de não toxicidade observada nos experimentos, pode ser explicada pela capacidade das substâncias húmicas de polimerizar e incorporar uma variedade de moléculas e elementos orgânicos e inorgânicos, incluindo aminoácidos, peptídeos, açúcares, fragmentos de lignina e uma ampla variedade de xenobióticos, como pesticidas e surfactantes, além de elevada capacidade de troca catiônica e a habilidade de adsorver ou complexar nutrientes catiônicos como K^+ , Ca^{2+} , $Fe(III)$ e $Cu(II)$, para imobilizar metais pesados, como chumbo (Pb) ou cádmio (Cd) (GERKE, 2018). A matéria orgânica do solo pode formar um complexo mais forte com metais pesados do que a da compostagem, o que pode tornar esses metais persistentes ao final da compostagem e gerar toxicidade (CHEN *et al.*, 2020),

O período de compostagem de 180 dias e a ausência total de toxicidade aos 190 dias, podem indicar que o processo de compostagem foi eficiente na imobilização e transformação de agentes tóxicos. Liu *et al.* (2020) investigando a relação entre toxicidade da compostagem de dejetos bovinos e a germinação de sementes, apontaram que o tempo de maturação e uma boa aeração das pilhas tem influência direta no grau de toxicidade da compostagem, tendo em 40 dias de maturação já encontrado resultados satisfatórios. Segundo Song *et al.* (2020), em ensaio de toxicidade através de germinação, destacaram que antibióticos persistentes na compostagem tem efeito significativamente negativo sobre a germinação. Assim, a baixa toxicidade observada neste experimento pode indicar a

ausência de antibióticos persistentes nas amostras, ou que estes foram totalmente complexados, no entanto, mais análises são requeridas para fundamentar esta hipótese.

Pivato *et al.* (2014a) realizaram diversos ensaios de toxicidade em compostagem, utilizando organismos bioindicadores como o agrião (*Lepidium sativum*), minhoca (*Eisenia foetida*), microcrustáceo aquático (*Daphnia magna*) e bactérias (*Vibrio fischeri*). Os autores classificaram os testes como diretos, usando amostras de composto sólido, indiretos utilizando o eluato do composto sólido, em concentrações entre 2,5 e 100% de solo artificial na mistura. Demonstraram que ensaios indiretos apresentaram maior sensibilidade de detecção, e que a toxicidade aumentava conforme a concentração de compostagem na amostra, sendo que níveis acima de 14% de composto na amostra tornavam-se tóxicos. Comparativamente aos resultados encontrados em nossos ensaios, que utilizou 100% de composto nas análises, e encontrou uma baixa toxicidade, dessa forma pode-se inferir que o processo de compostagem foi eficiente quanto à degradação ou remoção de agentes causadores de toxicidade.

Pivato *et al.* (2014b), usando como organismo bioindicador a minhoca *E. foetida*, avaliaram a correlação entre a estabilização bioquímica do composto e a toxicidade em diferentes fases do processo de compostagem, e não detectaram redução na toxicidade durante o período, sendo que concentrações acima de 10% de composto na mistura com solo artificial apresentaram toxicidade, sendo a fase mediana de maturação a mais tóxica. Apesar do ensaio ecotoxicológico não identificar o que está causando a toxicidade, ele desempenhou um papel de indicador de possível contaminação ambiental.

Ainda, o tratamento de viragem frequente (diário), como empregado neste processo de compostagem, pode ter influenciado positivamente na degradação ou imobilização de agentes tóxicos. Resultados semelhantes são descritos por Tong *et al.* (2019) e Zhang *et al.* (2019), os quais demonstraram um efeito positivo na degradação da matéria orgânica, aceleração na eficiência da compostagem, tendo influência positiva, também, sobre a diminuição da toxicidade.

Guidoni *et al.* (2021) avaliaram o emprego de 5 tratamentos com diferentes misturas de carcaças de suínos mortos em leiras de compostagem, visando aumentar a qualidade do composto gerado, através do monitoramento de análises físico-químicas e testes de fitotoxicidade. Os ensaios de fitotoxicidade foram conduzidos

utilizando sementes de alface (*Lactuca sativa*), pepino (*Cucumis sativus*), celia (*Zinnia angustifolia*), trigo (*Triticum* sp.) e arroz (*Oryza sativa*). Em relação às sementes de alface e de pepino, não foi observada germinação de nenhum dos tratamentos utilizando carcaças de suínos após 60 e 120 dias de compostagem, concluindo que os compostos gerados foram fitotóxicos para todas as sementes testadas como bioindicadores.

6.4. Conclusão

Os resultados indicaram que a incorporação de dejetos de pecuária em um processo de compostagem mecanizada produziu um composto que pode ser classificado como "pouco tóxico" utilizando o organismo bioindicador *Daphnia magna*. Entretanto, estudos futuros podem ser desenvolvidos para investigar a toxicidade desse composto em uma escala temporal maior, considerando diferentes intervalos de tempo durante o processo de compostagem.

Em relação ao estudo bibliométrico conduzido, verificou-se um aumento considerável no número de publicações referentes aos temas compostagem e toxicidade nos últimos anos. Já em relação aos países que mais publicaram, destacaram-se a China e os EUA, enquanto o Brasil, que apesar de ser um dos maiores produtores de alimentos do mundo, e tendo uma elevada fração de resíduos orgânicos que podem potencialmente ser encaminhados para compostagem, não está entre os 5 países que mais publicaram nas duas bases de dados consultadas.

Ainda, através do mapeamento bibliométrico realizado pelo *software* VOSViewer, foi possível identificar tópicos interessantes relacionados à temática e que devem ser explorados no futuro, tais como a Análise de Ciclo de Vida (ACV), análise de custos, assim como outros testes de toxicidade (como fitotoxicidade e genotoxicidade), bem como outros impactos ambientais que não estão diretamente relacionados à toxicidade, como emissões de gases de efeito estufa e acidificação.

6.5. Referências Bibliográficas

ANDRÉA, M. M. O uso de minhocas como bioindicadores de contaminação de solos. *Acta Zoológica Mexicana*, 2: 95-107. 2010.

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 12713: Ecotoxicologia aquática - Toxicidade aguda - Método de ensaio com *Daphnia* spp (Crustacea, Cladocera). Rio de Janeiro, 2016.

BAUN, A., JUSTESEN, K. B., NYHOLM, N. Algal tests with soil suspensions and elutriates: A comparative evaluation for PAH-contaminated soils. *Chemosphere*, 46(2), 251-258, 2002.

BERNAL, M. P., ALBURQUERQUE, J. A., MORAL, R. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. *Bioresource technology*, 100(22), 5444-5453, 2009.

CELENTE, G. S., COLARES, G. S., ARAUJO, P. S., MACHADO, E. L., LOBO, E. A. Acute ecotoxicity and genotoxicity assessment of two wastewater. *Environmental Science and Pollution Research*, 26, 9931-9937, 2019.

CESARO, A., BELGIORNO, V., GUIDA, M. Compost from organic solid waste: Quality assessment and European regulations for its sustainable use. *Resources, Conservation and Recycling*, 94, 72-79, 2015.

CHADWICK, D., WEI, J., YAN'AN, T., GUANGHUI, Y., QIRONG, S., QING, C. Improving manure nutrient management towards sustainable agricultural intensification in China. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 209, 34-46, 2015.

CHENG, D., LIU, Y., SHEHATA, E., FENG, Y., LIN, H., XUE, J., LI, Z. In-feed antibiotic use changed the behaviors of oxytetracycline, sulfamerazine, and ciprofloxacin and related antibiotic resistance genes during swine manure composting. *Journal of Hazardous Materials*, 402, 123710, 2021.

COLARES, G. S., DELL'OSBEL, N., WIESEL, P. G., OLIVEIRA, G. A., LEMOS, P. H. Z., SILVA, F. P., LUTTERBECK, C. A., KIST, L. T., MACHADO, E. M. Floating treatment wetlands: a review and bibliometric analysis. *Science of the Total Environment*, 714, 136776, 2020.

CUI, E., WU, Y., ZUO, Y., CHEN, H. Effect of different biochars on antibiotic resistance genes and bacterial community during chicken manure composting. *Bioresource technology*, 203, 11-17. 2016.

CUI, R., KWAK, J. I., AN, Y. J. Comparative study of the sensitivity of *Daphnia galeata* and *Daphnia magna* to heavy metals. *Ecotoxicology and environmental safety*, 162, 63-70. 2018.

DE SOUZA, M. P., HOELTZ, M., BRITTES BENITEZ, L., MACHADO, Ê. L., DE SOUZA SCHNEIDER, R. D. C. Microalgae and clean technologies: a review. *CLEAN–Soil, Air, Water*, 47(11), 1800380. 2019.

DEUS, R. M., BATTISTELLE, R. A. G., & SILVA, G. H. R. Current and future environmental impact of household solid waste management scenarios for a region of Brazil: carbon dioxide and energy analysis. *Journal of cleaner production*, 155, 218-228. 2017.

ECK, N. J.V. & WALTMAN, L. Manual for VOSviewer version 1.6.10. Uninversiteit Leiden, CWTS Meaningful metrics. 2019.

ELLEN MACARTHUR FOUNDATION. (2015). Relatório Rumo a Economia Circular: O Racional de negócio para acelerar a Transição. Disponível em: <https://www.ellenmacarthurfoundation.org/assets/downloads/Rumo-a-a%CC%80-economia-circular_Updated_08-12-15.pdf> Acesso em 22 de junho de 2021.

ESCRIBANO, A. J. Organic livestock farming—challenges, perspectives, and strategies to increase its contribution to the agrifood system's sustainability - a review. *Organic farming—a promising way of food production*. (Ed. P Konvalina) pp, 229-260. 2016.

FAO. (2020). *World Food and Agriculture - Statistical Yearbook 2020*. Rome.

<https://doi.org/10.4060/cb1329en>. 2020.

GUIDONI, L. L., MARTINS, G. A., GUEVARA, M. F., BRANDALISE, J. N., LUCIA, T., GERBER, M. D., CORRÊA, É. K. Full-Scale Composting of Different Mixtures with Meal from Dead Pigs: Process Monitoring, Compost Quality and Toxicity. *Waste and biomass valorization*, 1-13. 2021.

HAMILTON, M. A., RUSSO, R. C., THURSTON, R. V. Trimmed Spearman-Kärber method for calculation of EC50 and LC values in bioassays. *Burlington Research*, 7(11): 114-119, 1979.

HAMMER, Ø., HARPER, D. A. T., RYAN, P. D. PAST-palaeontological statistics, ver. 1.89. *Paleontologia electronica*, 4(1), 1-9. 2001.

HO, Y. B., ZAKARIA, M. P., LATIF, P. A., SAARI, N. Degradation of veterinary antibiotics and hormone during broiler manure composting. *Bioresource technology*, 131, 476-484. 2013.

KOPEĆ, M., BARAN, A., MIERZWA-HERSZTEK, M., GONDEK, K., CHMIEL, M. J. Effect of the addition of biochar and coffee grounds on the biological properties and ecotoxicity of composts. *Waste and Biomass Valorization*, 9(8), 1389-1398. 2018.

LANG, Q., CHEN, M., GUO, Y., LIU, Z., & GAI, C. Effect of hydrothermal carbonization on heavy metals in swine manure: speciation, bioavailability and environmental risk. *Journal of environmental management*, 234, 97-103. 2019.

LI, Y., MANANDHAR, A., LI, G., SHAH, A. Life cycle assessment of integrated solid state anaerobic digestion and composting for on-farm organic residues treatment. *Waste Management*, 76, 294-305. 2018.

LIU, T., WANG, M., AWASTHI, M. K., CHEN, H., AWASTHI, S. K., DUAN, Y., ZHANG, Z. Measurement of cow manure compost toxicity and maturity based on weed seed germination. *Journal of Cleaner Production*, 245, 118894. 2020.

LOBO, E. A., RATHKE, F. S., BRENTANO, D. M. Ecotoxicologia aplicada: o caso dos produtores de tabaco na bacia hidrográfica do Rio Pardinho, RS, Brasil. *Etges, VE; Ferreira, MAF A produção do tabaco: impacto no ecossistema e na saúde humana na região de Santa Cruz do Sul/RS*. Santa Cruz do Sul: EDUNISC, 41-68. 2006.

LUO, Y., LIANG, J., ZENG, G., CHEN, M., MO, D., LI, G., ZHANG, D. Seed germination test for toxicity evaluation of compost: Its roles, problems and prospects. *Waste Management, 71*, 109-114. 2018.

MASSUKADO, L. M., SCHALCH, V. Avaliação da qualidade do composto proveniente da compostagem da fração orgânica dos resíduos sólidos domiciliares. *Revista DAE, 58*, 9-15. 2010.

MOHAN, S. V., VARJANI, S., PANT, D., SAUER, M., CHANG, J. S. Circular bioeconomy approaches for sustainability. *Bioresource technology, 318*, 124084. 2020.

MOURA, D. C., TAQUES, F. M., RIEGER, A., LOBO E. A. Avaliação da qualidade da água de nascentes da Bacia do Arroio Andréas, RS, Brasil, com base em ensaios ecotoxicológicos e genotoxicológicos com *Daphnia magna* (Straus, 1820). *Caderno de Pesquisa. Santa Cruz do Sul*, v. 30, p. 13-21. 2018.

MUGHAL, A., VIKRAM, A., RAMARAO, P., JENA, G. B. Micronucleus and comet assay in the peripheral blood of juvenile rat: Establishment of assay feasibility, time of sampling and the induction of DNA damage. *Mutation Research, Amsterdam*, v. 700, n. 1 - 2, p. 86 – 94. 2010.

NETO, R. C. S., BERCHIN, I. I., MAGTOTO, M., BERCHIN, S., XAVIER, W. G., DE ANDRADE, J. B. O. An integrative approach for the water-energy-food nexus in beef cattle production: A simulation of the proposed model to Brazil. *Journal of Cleaner Production, 204*, 1108-1123. 2018.

OCDE - Organisation for Economic Co-operation and Development. Test No. 211: Daphnia magna Reproduction Test. OECD Publishing. 2012.

OZAKI, N., NAKAZATO, A., NAKASHIMA, K., KINDAICHI, T., OHASHI, A. Loading and removal of PAHs, fragrance compounds, triclosan and toxicity by composting process from sewage sludge. *Science of The Total Environment*, 605, 860-866. 2017.

PETRESCU-MAG, R. M., PETRESCU, D. C., & AZADI, H. A social perspective on soil functions and quality improvement: Romanian farmers' perceptions. *Geoderma*, 380, 114573. 2020.

PIVATO, A., RAGA, R., LAVAGNOLO, M. C., VANIN, S., BARAUSSE, A., PALMERI, L., COSSU, R. Assessment of compost dosage in farmland through ecotoxicological tests. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 18(2), 303-317. 2014a.

PIVATO, A., RAGA, R., VANIN, S., ROSSI, M. Assessment of compost quality for its environmentally safe use by means of an ecotoxicological test on a soil organism. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 16(4), 763-774. 2014b.

POHLMANN, C. R., SCAVARDA, A. J., ALVES, M. B., KORZENOWSKI, A. L. The role of the focal company in sustainable development goals: A Brazilian food poultry supply chain case study. *Journal of Cleaner Production*, 245, 118798. 2020.

SELVAM, A., ZHAO, Z., WONG, J. W. Composting of swine manure spiked with sulfadiazine, chlortetracycline and ciprofloxacin. *Bioresource technology*, 126, 412-417. 2012.

SORATHIYA, L. M., FULSOUNDAR, A. B., TYAGI, K. K., PATEL, M. D., SINGH, R. R. Eco-friendly and modern methods of livestock waste recycling for enhancing farm profitability. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*, 3(1), 50. 2014.

SORENSEN, S. N., LÜTZHOFT, H-C. H., RASMUSSEN, R., BAUN, A. Acute and chronic effects from pulseexposure of *D. magna* to silver and copper oxide nanoparticles. *Aquatic Toxicology*, 180, 209-217. 2016.

STRAPAZZON, A. J., THEVES, F. B., WIESEL, P. G., LOBO, E. A. Efficiency in the treatment of three livestock manures through a composting process with mechanized turning. *Journal of Agriculture and Natural Resources* (Submitted). 2021.

TONG, B., WANG, X., WANG, S., MA, L., MA, W. Transformation of nitrogen and carbon during composting of manure litter with different methods. *Bioresource technology*, 293, 122046. 2019.

VIAENE, J., VAN LANCKER, J., VANDECASTEELE, B., WILLEKENS, K., BIJTTEBIER, J., RUYSSCHAERT, G., REUBENS, B. Opportunities and barriers to on-farm composting and compost application: A case study from northwestern Europe. *Waste Management*, 48, 181-192. 2016.

WALKER, C. H., SIBLY, R. M., HOPKIN, S. P., PEAKALL, D. B. *Principles of Ecotoxicology*. Fourth Edition. Taylor & Francis Group. New York. 2012.

WARDINI, T. H., NOTODARMOJO, P. A. TPK Sarimukti, Cipatat, West Bandung compost toxicity test using Allium test. In *AIP Conference Proceedings* (Vol. 1677, No. 1, p. 110006). AIP Publishing LLC. 2015.

YU, Y., CHEN, L., JIA, X., CHEN, J. High temperatures can effectively degrade residual tetracyclines in chicken manure through composting. *Journal of hazardous materials*, 380, 120862. 2019.

YUAN, S., LIANG, C., LI, W., LETCHER, R. J., LIU, C. A comprehensive system for detection of behavioral change of *D. magna* exposed to various chemicals. *Journal of Hazardous Materials*, 402, 123731. 2021.

ZANG, B., LI, S., MICHEL JR, F., LI, G., LUO, Y., ZHANG, D., LI, Y. Effects of mix ratio, moisture content and aeration rate on sulfur odor emissions during pig manure composting. *Waste Management*, 56, 498-505. 2016.

ZHANG, M., HE, L. Y., LIU, Y. S., ZHAO, J. L., LIU, W. R., ZHANG, J. N., YING, G. G. Fate of veterinary antibiotics during animal manure composting. *Science of the Total Environment*, 650, 1363-1370. 2019.

ZHANG, M., HE, L. Y., LIU, Y. S., ZHAO, J. L., ZHANG, J. N., CHEN, J., YING, G. G. Variation of antibiotic resistome during commercial livestock manure composting. *Environment International*, 136, 105458. 2020.

ZHU, L., WEI, Z., YANG, T., ZHAO, X., DANG, Q., CHEN, X., ZHAO, Y. Core microorganisms promote the transformation of DOM fractions with different molecular weights to improve the stability during composting. *Bioresource Technology*, 299, 122575. 2020.