

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PELOTAS
Centro de Engenharias
Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais
Mestrado em Ciências Ambientais



Dissertação

Avaliação da compostagem de farinha de cadáveres de suínos

Lucas Lourenço Castiglioni Guidoni

Pelotas, 2019

Lucas Lourenço Castiglioni Guidoni

Avaliação da compostagem de farinha de cadáveres de suínos

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, do Centro de Engenharias da Universidade federal de Pelotas, como requisito parcial para a obtenção do grau de Mestre em Ciências Ambientais.

Orientador: Érico Kunde Corrêa

Pelotas, 2019

Universidade Federal de Pelotas / Sistema de Bibliotecas
Catalogação na Publicação

G948a Guidoni, Lucas Lourenço Castiglioni

Avaliação da compostagem de farinha de cadáveres de suínos / Lucas Lourenço Castiglioni Guidoni ; Erico Kunde Correa, orientador. — Pelotas, 2019.

71 f. : il.

Dissertação (Mestrado) — Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Centro de Engenharias, Universidade Federal de Pelotas, 2019.

1. Animais mortos. 2. Reciclagem animal. 3. Estabilização. 4. Fitotoxicidade. I. Correa, Erico Kunde, orient. II. Título.

CDD : 363.7

Elaborada por Maria Inez Figueiredo Figs Machado CRB: 10/1612

Lucas Lourenço Castiglioni Guidoni

Avaliação da compostagem de farinha de cadáveres de suínos

Dissertação Aprovada como requisito parcial, para obtenção do grau de Mestre em Ciências Ambientais, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Centro de Engenharias, Universidade Federal de Pelotas.

Data da Defesa: 25/04/2019

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Érico Kunde Corrêa (Orientador)
Doutor em Biotecnologia pela Universidade Federal de Pelotas

Prof. Dr. Thomaz Lucia Jr.
Doutor em Medicina Veterinária pela University of Minnesota System.

Prof. Dr. Michel Gerber
Doutor em Ciência e Tecnologia pela Universidade Federal de Pelotas.

*Dedico ao meu saudoso pai,
Antônio Lourenço Guidoni (in memoriam)*

AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador, Prof. Érico Kunde Corrêa, por toda confiança, oportunidades e ensinamentos.

À banca examinadora, Prof. Thomaz e Prof. Michel, por todas valiosas contribuições.

Aos graduandos e pós-graduandos do grupo de pesquisa NEPERS, agradeço o espaço, força de trabalho e companheirismo.

À Universidade Federal de Pelotas e ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais pela formação, infraestrutura e oportunidade para realização do curso.

À CAPES pela concessão da bolsa de mestrado.

Aos demais que de alguma forma contribuíram para minha formação e para o desenvolvimento dessa importante pesquisa no âmbito universitário.

Muito Obrigado!

Resumo

GUIDONI, Lucas Lourenço Castiglioni. **Avaliação da compostagem de farinha de cadáveres de suínos**. 2019. 71f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) - Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Centro de Engenharias, Universidade Federal de Pelotas, 2019.

Os cadáveres decorrentes da mortalidade nas granjas e o lodo das estações de tratamento de efluente de abatedouros (LOD) constituem um desafio para o gerenciamento na produção intensiva de proteína, o que pode levar a impactos negativos no ambiente. Portanto, necessitam de alternativas para destinação final ambientalmente adequada. O objetivo do presente trabalho foi avaliar os efeitos do uso de farinhas de cadáveres de suínos (FCS) no processo de compostagem com lodo agroindustrial, através do monitoramento de parâmetros físico-químicos, microbiológicos e fitotoxicológicos. Serragem (SER) e composto orgânico (COM), foram utilizados como agentes estruturantes, em pilhas de 20 m³ de material, montadas em pátio impermeável e coberto. Cinco tratamentos (T) em duplicata constituem as misturas utilizadas: T1 como controle com SER:LOD (50:50); T2 e T3 com SER:FCS:LOD (50:30:20, 50:40:10); T4 e T5 com SER:FCS:COM (50:30:20, 50:20:30) (v/v). Durante 120 dias, foi realizado o revolvimento periódico do material, o registro de temperatura e, a cada 20 dias, a coleta de amostras. Todos os tratamentos atingiram picos de temperatura superiores a 60°C por período prolongado, o que indica a intensa atividade microbiana e a eliminação de possíveis agentes patogênicos. O composto final do T3 alcançou a maior soma dos teores de nitrogênio e fósforo (11,1%), seguido de T2 (10,7%), T4 (10,2%) e T5 (10,1%). No entanto, T5 apresentou maior degradação da matéria orgânica, baixas perdas de nitrogênio, além de relação C/N, umidade e pH mais favorável ao processo de compostagem. Por outro lado, as misturas com farinha reduziram a contagem de microrganismos mesofílicos e termofílicos, de forma mais acentuada nos tratamentos contendo COM (T4 e T5). Os bioensaios, com seis espécies vegetais, demonstraram que a exposição das sementes aos compostos com FCS inibiu a germinação e o alongamento de raízes, sendo a soja a espécie que atingiu os maiores índices. Nos T2 e T3 foram medidos algum crescimento no período inicial do processo, enquanto de forma inversa, para T4 e T5, isso ocorreu no período final, porém em ambos os casos em níveis insuficientes para atestar ausência de fitotoxicidade. Apesar do alto teor de nutrientes que desperta o interesse do uso na agricultura, os compostos produzidos com FCS foram classificados como imaturos e, portanto, não são recomendados para aplicação em atividades agrícolas antes de maiores estudos que comprovem a sua eficácia. Sugere-se que em futuros estudos sejam utilizadas cargas reduzidas desse tipo de farinha, que o tempo de estabilização seja prolongado e que os bioensaios com espécies vegetais sejam realizados em unidades/parcelas experimentais, conforme recomendações agronômicas.

Palavras-chave: animais mortos; reciclagem animal; estabilização; fitotoxicidade

Abstract

GUIDONI, Lucas Lourenço Castiglioni. **Evaluation of composting of swine cadavers meal**. 2019. 71f. Dissertation (Mestrado em Ciências Ambientais) - Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Centro de Engenharias, Universidade Federal de Pelotas, 2019.

The cadavers resulting from farm mortality and the sludge from slaughterhouse effluent treatment plants (LOD) constitute a challenge for management in the intensive production of protein, which can lead to negative impacts on the environment. Therefore, they need alternatives for environmentally adequate destination. The aim of this work was to evaluate the effects of the use of swine cadavers meal (FCS) in the composting process with agroindustrial sludge, through the monitoring of physico-chemical, microbiological and phytotoxicological parameters. Sawdust (SER) and organic compost (COM) were used as bulking agents in piles of 20 m³ of material, mounted on an impermeable and covered patio. Five treatments (T) in duplicate were tested: T1 as control with SER: LOD (50:50); T2 and T3 with SER: FCS: LOD (50:30:20, 50:40:10); T4 and T5 with SER: FCS: COM (50:30:20, 50:20:30) (v / v). During 120 days, the material was revolved periodically, the temperature was recorded and the samples were collected every 20 days. All treatments reached temperature peaks above 60 ° C for a prolonged period, which indicates the intense microbial activity and the elimination of possible pathogens. The final compound of T3 reached the highest sum of nitrogen and phosphorus contents (11.1%), followed by T2 (10.7%), T4 (10.2%) and T5 (10.1%). However, T5 presented higher degradation of organic matter, low nitrogen losses, as well as C / N ratio, moisture and pH more favorable to the composting process. On the other hand, mixtures with flour reduced the counts of mesophilic and thermophilic microorganisms, more markedly in the treatments containing COM (T4 and T5). The bioassays, with six plant species, showed that the exposure of the seeds to the compounds with FCS inhibited the germination and the elongation of roots, being the soybean the species that reached the highest indexes. In the T2 and T3 some growth was measured in the initial period of the process, while in the inverse profile, for T4 and T5, this occurred in the final period, but in both cases in levels insufficient to attest phytotoxicity absence. In spite of the high nutrient content that arouses the interest of the use in agriculture, the compounds produced with FCS were classified as immature and therefore are not recommended for application in agricultural activities before further studies proving its efficacy. It is suggested that in future studies low loads of this type of flour be used, that the stabilization time be prolonged and that the bioassays with plant species be carried out in experimental units / plots, according to agronomic recommendations.

Keywords: dead animals; rendering; stabilization; phytotoxicity

Lista de Figuras

Artigo 1

Fig. 1 – Perfil da temperatura no controle e nas diferentes misturas com FCS 39

Fig. 2 - Evolução temporal da relação C/N (a) e umidade (b) para compostagem de FCS com diferentes misturas 43

Fig. 3 - Evolução temporal do pH (a) e CE (b) para compostagem de FCS com diferentes misturas..... 45

Fig. 4 – Evolução temporal do NTK (a) e P (b) para compostagem de FCS com diferentes misturas..... 47

Artigo 2

Fig. 1 - Composição dos tratamentos.....53

Fig. 2 - Índice de germinação de alface (*L. sativa*) (a), pepino (*C. sativus*) (b) e celósia (*C. argentea*) (c) durante a compostagem com FCS.57

Fig. 3 - Índice de germinação de soja convencional (*G. max*) (a), trigo (*T. aestivum*) (c) e arroz (*O. sativa*) (d) nos dias 1, 60 e 120 de compostagem com FCS..... 59

Lista de Tabelas

Artigo 1

Tabela 1 – Composição dos tratamentos (v:v).....	36
Tabela 2 – Caracterização físico-química das matérias-primas (média e desvio padrão) utilizadas na compostagem de farinha de cadáver de suínos.	38
Tabela 3 – MO e COT nos dias 1, 40, 80 e 120 de compostagem com FCS	40
Tabela 4 – Parâmetros físico-químicos ao longo do tempo (0, 20, 40, 60, 80, 100 e 120 d) de compostagem com FCS	41

Artigo 2

Tabela 1 – Caracterização biológica das matérias-primas utilizadas na compostagem de FCS.....	55
Tabela 2 – Contagem de bactérias nos tratamentos de compostagem com farinha de cadáver de suínos	55
Tabela 3 – Correlação entre os parâmetros físico-químicos e biológicos dos tratamentos 2 e 3 (FCS:SER:LOD) nos dias 1, 60 e 120 de compostagem (n=12).....	60

Sumário

1 Introdução	11
1.1 Objetivo Geral.....	16
1.1.1 Objetivos Específicos.....	16
2 Referencial Teórico	17
2.1 Cadáveres de suínos	17
2.1.1 Limitação para produção de rações para alimentação animal	18
2.1.2 Alternativas de destinação de cadáveres de suínos	20
2.1.2.1 Enterramento/confinamento	20
2.1.2.2 Queima.....	21
2.1.2.3 Incineração.....	21
2.1.2.4 Compostagem	22
2.1.2.5 Biodigestão anaeróbia.....	23
2.1.2.6 Hidrólise alcalina	23
2.1.2.7 Reciclagem.....	24
2.1.2.7.1 Incineração de farinha de origem animal.....	24
2.1.2.7.2 Biodigestão anaeróbia de farinha de origem animal	25
2.1.2.7.3 Aplicação no solo de farinha de origem animal	25
2.1.2.7.4 Compostagem de farinhas de origem animal	26
2.2 Lodo de estação de tratamento de efluente de abatedouro	27
2.3 Princípios de compostagem	28
2.3.1 Microrganismos e temperatura no processo de compostagem	29
2.3.2 Controle e monitoramento do processo de compostagem	30
2.3.3 Toxicidade de compostos orgânicos	31
3. Artigos:.....	32
3.1 Artigo 1: Compostagem como alternativa para destinação de farinha de cadáveres de suínos obtida por digestão térmica: características físico-químicas ...	32
3.2 Artigo 2: Compostagem como alternativa para destinação de farinha de cadáveres de suínos obtida por digestão térmica: avaliação da bioestabilização.....	51
4 Considerações Finais	64
Referências	64

1 Introdução

O Brasil se destaca no cenário mundial pela produção de alimentos de origem animal e vegetal, o que inclui criação e abate de aves, suínos e bovinos, como também o cultivo e beneficiamento de grãos, cereais e outras culturas agrícolas (ABPA, 2018; FAO, 2018). Atualmente o abate de suínos ultrapassa 11 milhões de cabeças por trimestre, sendo o país o quinto maior consumidor e quarto maior exportador do mundo (IBGE, 2018).

Por outro lado, na criação desses animais em estabelecimentos rurais ou no transporte para os abatedouros, ocorre a morte dos animais por causas usuais/rotineiras (causas não infecciosas ou infecciosas endêmicas, notadamente doenças entéricas e respiratórias) e causas acidentais. Esses cadáveres de suínos são denominados de uma maneira geral por “animais de produção mortos, porém não abatidos” (BRASIL, 2018), tendo necessidade de práticas de gerenciamento compatível com suas características.

Nos sistemas intensivos de produção de suínos, as principais perdas por mortes ocorrem durante o parto (4-10%) e antes do desmame (20-30%), devido à natimortalidade, baixo peso, defeitos genéticos, esmagamentos, infecções, etc (ABRAHÃO et al., 2004). Os índices de mortalidade nas etapas de reprodução atingem 91 g/animal alojado/dia, e na creche e no crescimento/terminação alcançam, respectivamente, 2,5 e 3,5 g/animal alojado/dia (KRABBE, 2017).

Na região central do Rio Grande do Sul, em relação às enfermidades que afetam os suínos em diferentes fases da criação, as doenças bacterianas são responsáveis por mais da metade das causas de morte ou eutanásia de suínos, seguido por infecção por *Escherichia coli*, doenças de etiologia viral e neoplasias, hepatose nutricional e aflatoxicose (BRUM, 2013).

Menos comum, as causas acidentais ou catastróficas, problemas em sistemas elétricos, sinistros de trânsito ou por outros desastres, como incêndios, inundações, períodos de escassez, podem levar à eliminação parcial ou total do plantel de suínos para evitar maiores sofrimentos dos animais (SHEARER et al., 2018).

No território nacional, a suinocultura gera, decorrente das distintas etapas de produção, como gestação, maternidade, creche, terminação e transporte até os

abatedouros, aproximadamente 110.000 ton/ano de suínos mortos (KRABBE; WILBERT, 2016). Desse total, cerca de 50% estão concentrados na região sul do país. Nesses Estados, a pecuária intensiva concentra animais em pequenas áreas, produzindo grandes quantidades de resíduos em regiões onde as terras próximas são insuficientes para práticas de destinação ou disposição.

Além das causas rotineiras e acidentais, existe ainda o caso das doenças de notificação obrigatória (BRASIL, 2013), que podem ocorrer devido ao consumo de produtos de alimentação animal preparados com animais infectados, pela falta de higiene de veículos e equipamentos utilizados no transporte ou por agentes patogênicos introduzidos por animais silvestres, turistas, etc (MORAES; ZANELLA, 2018). Considera-se que a saúde do rebanho suíno brasileiro é satisfatória e com baixos riscos, porém é necessário estar preparado para prevenir doenças exóticas, como ocorrido no passado, e que, dependendo do caso exigiram abate (sacrifício) sanitários para solucionar a questão (ZANELLA et al., 2016). Recentemente, a China vem sofrendo com a Peste Suína Africana, erradica no Brasil na década de 80. Em apenas três meses o gigante asiático promoveu eliminação sanitária de 45 milhões de suínos (LI et al., 2019) - segundo fontes não governamentais, esse número pode chegar à 200 milhões de cabeças ainda em 2019, equivalente a quatro anos de produção brasileira (STEVENS; LEE, 2019).

Nos diferentes tipos de mortalidade (rotineira, acidental ou de notificação obrigatória), permanecem os desafios nas etapas de gerenciamento, como na segregação entre os diferentes tipos de mortalidade, o armazenamento temporário e a coleta e transporte externo até o destino ou disposição final. Essas questões de logística são agravadas pela quantidade de cadáveres e pelas condições de infraestrutura de determinadas regiões, tendo como principal consequência os riscos relacionados à permanência de vírus, às substâncias termolábeis ou ainda aos riscos desconhecidos.

Nesses cenários, é comum a elevada densidade de resíduos depositada de forma indiscriminada no ambiente, o que pode causar: alteração da qualidade do ar, devido a odores desagradáveis e emissões de metano; alteração da qualidade do solo e da água, decorrente da contaminação microbiana e aporte excessivo de N e P, podendo levar à eutrofização de recursos hídricos (IMBEAH, 1998).

Atualmente, as alternativas mais comuns para a disposição de animais de produção mortos são enterramento, confinamento, queima, compostagem ou incineração (KRABBE; WILBERT, 2016). Apesar de usuais, essas práticas possuem limitações técnicas ou são pouco eficientes quanto à minimização de impactos ambientais e de biossegurança na atmosfera, solo ou recursos hídricos.

A mitigação desses impactos deve ser aplicada através de práticas de gerenciamento, destinação e/ou disposição ambientalmente adequadas. Em relação à legislação brasileira, fica estabelecido pela Lei Nº 12.305, que instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos (BRASIL, 2010), que resíduos sólidos agroindustriais devem ser gerenciados com prioridade nas etapas de não-geração e redução, seguida do aproveitamento da parcela reutilizável, reciclável ou compostável, de forma que apenas rejeitos sejam dispostos nos aterros sanitários.

A Resolução RDC Nº 222 (ANVISA, 2018) estabelece que cadáveres de animais são resíduos com possível presença de agentes biológicos e potencial risco de infecção. Por isso, devem ser manejados com transporte adequado e formas de tratamento conforme seu risco epidemiológico, definidos por órgãos competentes.

Como alternativa aos sistemas já utilizados, a reciclagem animal, através do processamento do cadáver animal por digestor térmico, seguido de secagem e moagem, apresenta-se como alternativa promissora no gerenciamento desses cadáveres (LIMA et al., 2017a). Conforme Portaria nº 37/2018, ainda em fase de elaboração, do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (BRASIL, 2018), essa opção de destinação só poderá ser realizada em estabelecimentos dedicados ao exclusivo processamento de animais de produção mortos, porém não abatidos, em centrais reconhecidas como Unidades de Beneficiamento de Produtos Não Comestíveis (BRASIL, 2018).

O termo “não comestíveis” impossibilita a destinação dessas farinhas para alimentação humana, porém, deixa margem para o uso na fabricação de rações para alimentação animal. Essa alternativa pode ir contra instruções normativas nacionais e internacionais que regulamentam a produção de ração. Ressalta-se que apenas as carcaças e demais partes de animais que foram aprovados no processo de inspeção sanitária para consumo humano são consideradas aptas para esse fim (SERENA, 2017).

Dessa forma, fomenta-se a exclusão do uso dessas farinhas, produzidas com cadáveres (animais mortos, mas não abatidos), para produção de rações para alimentação animal, principalmente devido aos riscos de contaminação com microrganismos patogênicos e a presença de poliaminas que podem afetar a saúde dos animais (BELLAVÉR, 2005).

Entretanto, a destinação dessa farinha para produção de fertilizantes, através da compostagem, é uma rota tecnológica a ser considerada para aproveitamento dos nutrientes na agricultura (KRABBE; WILBERT, 2016). Cabe salientar, diante da notória vocação agrícola do nosso país, o amplo potencial para reciclagem desses resíduos e a posterior produção de composto orgânico com alto valor nutricional. Dessa forma, podendo contribuir para diminuição da forte dependência da agricultura nacional com a importação de fertilizantes inorgânicos industriais. A importação de fertilizantes químicos pelo Brasil chega a 72% para nitrogênio, 57% para fósforo e 97% para potássio, sendo esperada a duplicação da produção nacional até 2023 (CRUZ et al., 2017).

Barrena et al. (2009) e Cayuela et al. (2009) utilizaram farinha de origem animal (farinha de carne e osso, produzida com subproduto de abatedouro com inspeção sanitária) e reatores de pequena escala, obtendo produtos finais com altos teores de nutrientes. Todavia, esses estudos diferem da proposta do presente trabalho, quanto à origem da matéria prima e à escala dos experimentos.

Adiante na cadeia produtiva de proteína, a agroindústria responsável pelo abate dos animais também enfrenta desafios para a destinação dos lodos das estações de tratamento de efluente (ETE) dos abatedouros. Esse resíduo sólido pode apresentar elevada carga orgânica e potencial poluidor, caracterizando um material que precisa ser encaminhado para tratamento prévio à destinação ou disposição final (TYAGI et al., 2013).

Além da farinha de origem animal, a compostagem pode ser aplicada como tratamento do lodo de ETE de abatedouros. Nesse processo, ocorrem alterações físicas, químicas e biológicas, transformando a matéria orgânica crua em húmus e sais minerais (KIEHL, 2004). O composto produzido com lodo de estações pode ser aplicado como adubo orgânico, oferecendo teores de micro e macro nutrientes, alta capacidade de troca de cátions, propriedades cimentantes e aumento na atividade da microbiota para o solo (PEREIRA NETO, 2007).

Em relação aos critérios operacionais da compostagem, é fundamental favorecer o desenvolvimento dos microrganismos que atuam no processo de degradação dos materiais orgânicos. Para o bom desenvolvimento das fases iniciais, é importante considerar as características da matéria prima e das práticas de preparo dos materiais encaminhados para o pátio de compostagem (INÁCIO; MILLER, 2009). O controle desses fatores resulta em condições propícias para o crescimento microbiano, que libera energia térmica capaz de atingir temperaturas termofílicas, as quais indicam eficiência e aceleração do processo de decomposição da matéria orgânica (CHANG; HSU, 2008).

O claro entendimento dos efeitos das misturas e proporções de materiais encaminhadas para compostagem é fundamental para progredir na avaliação dessa tecnologia como alternativa viável. É necessário, para determinar a eficiência do processo, e as possíveis vantagens e desvantagens, o monitoramento da estabilização da degradação da matéria prima, até obtenção do composto final. Além de confirmar a viabilidade da compostagem para farinha de cadáveres de suínos, cabe ressaltar, que o presente trabalho é uma das primeiras abordagens científicas que avalia essa rota tecnológica para destinação de produtos elaborados com animais não abatidos, isto é, que não passaram por inspeção sanitária. Além disso, o experimento foi realizado em escala industrial e utilizando lodo de ETE, outro resíduo que demanda esforços no gerenciamento ambiental da cadeia de produção de proteína animal.

1.1 Objetivo Geral

Avaliar os efeitos do uso de farinhas de cadáveres de suínos no processo de compostagem com lodo agroindustrial, através do monitoramento de parâmetros físico-químicos, microbiológicos e fitotoxicológicos

1.1.1 Objetivos Específicos

- I. Estudar os efeitos positivos e adversos do uso da farinha de cadáveres de suínos em misturas de compostagem, sob condições operacionais de um sistema em escala industrial;
- II. Fomentar a destinação do lodo de estação de tratamento de efluente de abatedouro para produção de compostos orgânicos e valorização desse resíduo na agricultura;
- III. Determinar o comportamento dos parâmetros físico-químicos ao longo do processo de compostagem com farinha de cadáveres de suínos e a qualidade do composto final produzido;
- IV. Determinar o grau de fitotoxicidade no processo de compostagem com cadáveres de suínos utilizando bioindicadores com diferentes níveis de sensibilidade.

2 Referencial Teórico

Em consequência da produção intensiva de carne suína, são necessárias soluções compatíveis com a quantidade de resíduos gerados na criação (cadáveres de suínos) e no abate dos animais (lodo de ETE de abatedouro). Nesse sentido, faz-se necessário estudar as múltiplas alternativas, considerar o uso em conjunto das mais adequadas e atentar a quesitos regionais, como economia, política, cultura e meio ambiente.

2.1 Cadáveres de suínos

Nos estabelecimentos de criação de suínos, a mortalidade de animais de pequeno, médio ou grande porte pode ser classificada em quatro tipos: a) mortalidade usual/rotineira em pequenos produtores; b) mortalidade usual/rotineira em médios e grandes produtores; c) mortalidade acidental/catastrófica, como a falta de energia, fenômenos meteorológicos, acidentes de trânsito, etc e d) mortalidade por doenças de notificação obrigatória ao órgão competente, a qual deve atender normatização específica (LIMA et al., 2017a).

Conforme a Portaria nº 37/2018 (BRASIL, 2018), os cadáveres provenientes de mortalidade do tipo “a”, “b” e “c” são denominados animais de produção mortos, mas não abatidos. No presente trabalho, realizado no setor da suinocultura, esse termo é utilizado como sinônimo de “cadáveres de suínos”.

No cenário internacional, cabe citar a Comissão Europeia (EC, 2009, 2011), que define os subprodutos animais, como corpos inteiros ou partes de animais, produtos de origem animal ou outros produtos obtidos de animais que não são destinados ao consumo humano. Além disso, estabelece que esses materiais devem ser tratados por métodos específicos conforme suas categorias (1, 2 e 3), definidas a partir do risco associado às características dos materiais.

Segundo essa comissão, a Categoria 1 corresponde ao mais alto risco, inclui carcaças de animais selvagens com suspeita de doenças transmissíveis para humanos ou animais, partes de animais abatidos considerados material especificado de risco, animais de zoológicos e circos, carcaças de animais usados em

experimentos, etc. Essa categoria não pode ser compostada ou tratada em plantas de biogás.

A Categoria 2 também é considerada de alto risco, podendo conter animais rejeitados de abatedouros devido a doenças infecciosas, carcaças contendo resíduos de tratamentos autorizados, carcaças de animais mortos para fins de controle de doenças, dejetos, conteúdo do trato digestivo, etc. Esses materiais, desde que sejam previamente reciclados por processo de pressão (*“rendering”*; reciclagem animal), podem ser encaminhados para produção de fertilizantes orgânicos, compostagem ou planta de biogás.

A Categoria 3 compreende os materiais de baixo risco, incluem partes de animais após abate, aprovadas para consumo humano e sem sinais de doenças infecciosas, mas sem demanda para comercialização, como peles, pelos, penas, ossos, chifres, subprodutos de incubadoras, entre outros. Nesse caso tem-se como opções de destinação a produção de rações para alimentação animal, a produção de fertilizantes orgânicos, o uso como melhoradores de solo, e o encaminhamento para compostagem e para planta de biogás.

No contexto brasileiro, visando o gerenciamento da mortalidade rotineira e acidental da produção de animais em grande escala, iniciou-se em 2015 na Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA) o projeto Tecnologias para Destinação de Animais Mortos (TEC-DAM). No plano de ação da proposta, constam rotas que consideram a produção de farinha e a avaliação de alternativas de destinação, que incluem a biodigestão anaeróbia, incineração, desidratação, compostagem, hidrólise e produção de fertilizantes organominerais (KRABBE; WILBERT, 2016).

2.1.1 Limitação para produção de rações para alimentação animal

Nos últimos 60 anos, parte desses materiais, incluindo cadáveres, ricos em proteínas e lipídios, foram tratados e processados (reciclagem animal) para a produção de farinhas (Ex.: farinha de carne e osso), que servem para produção de rações para alimentação animal. Atualmente, devido à preocupação com o surto de doenças, vem se avançando nas exigências quanto aos padrões de manejo e seleção das categorias de subprodutos utilizados para esse fim.

Conforme já comentado, indica-se o uso apenas de subprodutos de abatedouro, com processo de inspeção sanitária comprovado. São esses os materiais considerados de baixo risco, que incluem: parte de animais abatidos, couros e peles, cascos e cornos, cerdas de suíno, sangue, etc (BARRENA et al., 2009).

Além da matéria prima com certificação de inspeção, a qualidade do produto depende do processo com controle rigoroso de temperatura, pressão e tempo, que quando insuficiente pode levar a contaminação química e biológica (LIMA et al., 2017b).

Apesar do controle ser efetivo em relação à contaminação por microrganismos ou aspectos de oxidação no processo de reciclagem, uma das maiores preocupações para a qualidade das farinhas produzidas são as aminas biogênicas (ABs).

Assim que gerados, os subprodutos de origem animal sofrem ação de leveduras e bactérias (Gram-negativas e Gram-positivas), que promovem a degradação de compostos primários através de enzimas (amino-descarboxilases) e liberam ABs, à medida que a qualidade dos produtos diminui (LIMA et al., 2017b). Os riscos associados às ABs aumentam por serem termoestáveis, uma vez que permanecem após tratamentos térmicos. As consideradas mais tóxicas são a histamina e a tiramina, e as que potencializam o efeito tóxico são a putrescina, a cadaverina e a feniletilamina. Esses compostos básicos nitrogenados são gerados durante todas as etapas, antes e após o processamento, e possuem efeitos tóxicos em animais e humanos (CARDOZO et al. 2013).

Esses indícios refletem os riscos para saúde animal, e por consequência à saúde humana, ao utilizar cadáveres de suínos para produção de rações para alimentação animal. Os riscos associados com essa prática, condenada no mercado internacional, onde até o momento o mercado tem boa imagem em relação à sanidade animal (DUTRA et al., 2002). Portanto, utilizar animais mortos, mas não abatidos para produção de farinhas utilizadas na alimentação animal, deve ser repensado de forma a não colocar em risco a indústria de rações com materiais provenientes de abatedouros (Ex. Farinha de carne e osso suína, mista, etc) que devem processar apenas materiais de qualidade comprovada (LIMA et al., 2017b).

Nos casos em que for adotado esse tipo de solução por falta de alternativas, recomenda-se, como em casos de projetos de engenharia para o confinamento de outros efluentes ou materiais, estruturas reforçadas e protegidas quimicamente, para resistir a rupturas e infiltrações. Além disso, é necessário prever o sistema de controle de gases, monitoramento na fase de operação, tempo de vida útil e encerramento da unidade.

2.1.2.2 Queima

A queima nas propriedades é uma prática comum na tentativa de eliminação de cadáveres de animais doentes, acontece de forma descentralizada, a céu aberto ou em espécies de “churrasqueiras”, com temperaturas abaixo de 500°C.

Porém, pode levar a contaminação do subsolo, disseminar vírus pela fumaça da queima e ainda oferecer riscos à saúde humana, devido a dioxinas e furanos (FRANK-WHITTLE; INSAM, 2012).

2.1.2.3 Incineração

Na incineração as carcaças ou subprodutos de animais são queimados a altas temperaturas (>850°C), com sistemas para contenção de gases e cinzas. As principais desvantagens são os custos dessas instalações, o transporte do subproduto animal até as centrais de processamento, bem como as emissões gasosas, que incluem dioxinas e furanos, cinzas volantes e gases de efeito estufa (GWYOTHER et al., 2011).

Na etapa de coleta e transporte até o local de destinação, existe o risco de contaminação através dos veículos, da má higiene ou da perda de material no trajeto (IMBEAH, 1998). Dependendo dos incineradores, da existência ou não de filtros e sistemas de depuração, essa alternativa pode emitir hidrocarbonetos policíclicos aromáticos, que podem ser responsáveis pela diminuição da qualidade do ar (CHEN et al., 2003).

O bom desempenho econômico e ambiental da incineração está associado ao controle da poluição atmosférica, junto ao custo do combustível, bem como o custo de manutenção e operação das instalações.

Apesar das desvantagens da incineração, Sharrock et al. (2009) recomendam processos térmicos para destruição de carcaças e possíveis agentes patogênicos,

desde que contenham filtros e mecanismos de diminuição de poluição do ar. Ressaltam ainda, que as cinzas ricas em fosfato de cálcio podem ser agregadas com outro material para produção de um fertilizante de liberação mais lenta e prolongada.

Principalmente no caso de eliminação de cadáveres decorrentes de doenças de notificação obrigatória e com características epidemiológicas, a incineração, desde que dotada de transporte adequado e eficientes sistemas de controle de poluição, pode ser considerada alternativa prática e segura para eliminação de cadáveres.

2.1.2.4 Compostagem

O encaminhamento para compostagem, sem tratamento prévio, de carcaças (IMBEAH, 1997) e cadáveres de suínos (MORROW et al., 1995; GUAN et al., 2010) é a principal solução de baixo custo que atende aos critérios de destinação ambientalmente adequada. É indicada principalmente para pequenos produtores em escalas reduzidas (LIMA et al., 2017a), sendo necessário o devido planejamento e investimentos para casos de escalas maiores (WU et al., 2009). A compostagem foi no passado apontada como tratamento oficial para destinação de cadáveres de animais mortos, porém, com o aumento da escala de produção, essa tecnologia se mostrou limitada.

A compostagem das carcaças pode ser realizada em caixas construídas com madeira apropriada, alvenaria ou concreto armado e sobre piso de concreto impermeável, onde as carcaças são estruturadas em camadas com agentes celulósicos (IMBEAH, 1998).

Segundo Glanville et al. (2006), se houver geração de chorume durante a compostagem de cadáveres, pode ocorrer contaminação do solo subjacente devido à perda de lixiviado das pilhas de compostagem. Esse aspecto pode ser intensificado em períodos de alta pluviosidade e em locais sem cobertura. Em pequenas propriedades, onde a compostagem é compatível com a escala de geração de animais mortos, é importante a adoção de sistemas cobertos, com base impermeabilizada, sistemas de drenagem e contenção de chorume ou lixiviado.

Estudos anteriores confirmam que a compostagem promove a inativação de vírus presentes em carcaças de suínos infectados (GUAN et al., 2010). Atribui-se às

temperaturas atingidas na fase termofílica a eliminação de doenças presentes nos suínos (MORROW et al., 1995). Entretanto, apesar de eficiente na eliminação da maioria dos patógenos, há preocupação em relação a algumas bactérias, particularmente a salmonella, que pode recolonizar o composto quando as temperaturas são reduzidas, quando no final do processo, ou quando não há revolvimento adequado, e as temperaturas termofílicas não ocorrem (WON et al., 2016). Além disso, outros autores ressaltam que alguns patógenos não possam ser destruídos pela compostagem, como príons e bactérias formadoras de esporos (FRANKE-WHITTLE; INSAM, 2013).

2.1.2.5 Biodigestão anaeróbia

A digestão anaeróbia processa os subprodutos animais em condições mesofílicas, com ausência de oxigênio, visando a produção de metano (biogás). No final do processo, outros subprodutos são gerados com potencial em aplicação como fertilizantes do solo.

Usualmente utilizada para dejetos, as unidades para biodigestão de animais mortos podem apresentar variações conforme escala, tecnologia, e material utilizado. Os modelos podem ser desde sistemas simples, de volume médio, cobertos por cobertura plástica, até grandes sistemas centralizados, modulares, de alto investimento, para tratar grandes volumes de resíduos (CAST, 2008).

2.1.2.6 Hidrólise alcalina

Desenvolvida nos anos 90, essa tecnologia utiliza hidróxido de sódio ou hidróxido de potássio para catalisar a hidrólise das carcaças. A solução aquosa estéril gerada consiste em peptídeos, aminoácidos, açúcares e sabões, destacando-se na produção de fertilizante altamente valioso e eficaz, com propriedades de neutralização do solo (GWYTHER et al., 2011). Por outro lado, é avaliada como tecnologia de custo oneroso, baixa praticidade e com alguns aspectos e impactos ainda desconhecidos.

2.1.2.7 Reciclagem

No processo de reciclagem (*rendering*), os materiais são moídos para um tamanho uniforme (<50 mm) e submetidos a tratamento térmico (133 °C por 20 min, 3 bar) para esterilização (BAYR et al., 2012). O processamento consiste no esmagamento de cadáveres de animais em partículas de tamanho reduzido, com aquecimento e separação da gordura, material proteico e água (KALBASI-ASHTARI et al., 2005). Ao fim do processo, após a etapa de secagem, obtém-se farinha para ser destinada ou incinerada, sebo para produção de sabonetes e detergentes para produção de biodiesel.

Instalações que manuseiam produtos de maior risco devem ser geridas com maior atenção (LIMA et al., 2017a). Durante o processamento nessas instalações, pequenas quantidades de material potencialmente infeccioso são perdidas para o chão, diretamente ou devido à lavagem de outras superfícies, e devem ser controladas, assim como cada ambiente do processamento em relação aos riscos infecciosos (ADKIN et al., 2013).

GWYOTHER et al. (2011) ressaltam que no processo de reciclagem desses materiais é importante prevenir os impactos ambientais relacionados à emissão de gases e odores, ao tratamento dos efluentes e ao reuso de efluentes tratados.

Atendendo a esses critérios, a reciclagem de cadáveres de suíno é uma alternativa promissora, prática, com baixo risco de impactos ambientais e custo razoável. A eliminação de organismos patogênicos resistentes também é uma vantagem, bem como a secagem do material, que garante uma estabilidade física. Com o material com baixa umidade (<10%), os processos de degradação são interrompidos, o que facilita a logística de transporte, de armazenamento temporário e de uso/destinação final.

A falta de estudos disponíveis com farinha de cadáveres de animais (Categorias 1 e 2) levou à revisão bibliográfica de estudos realizados com farinhas de subprodutos de abatedouros (Categoria 3), conforme descrito nos subcapítulos a seguir.

2.1.2.7.1 Incineração de farinha de origem animal

Conforme Conesa et al. (2005), que utilizaram farinha de carne e osso, a incineração como destinação desse material pode levar a emissão de poluentes

atmosféricos. O estudo indicou que os níveis de emissões podem duplicar dependendo da temperatura de operação dos sistemas adotados.

Outros estudos que investigaram a destinação das farinhas de carne e osso para processos de aproveitamento energético ressaltaram possíveis limitações com a emissão de compostos nitrogenados (CONESA et al., 2003, CHAALA; ROY, 2003) e com compostos derivados de outros compostos voláteis de P e Na (BECK et al., 2004).

2.1.2.7.2 Biodigestão anaeróbia de farinha de origem animal

Conforme Hidalgo et al. (2018), a digestão anaeróbia é reforçada como um método possível para o tratamento de resíduos de abatedouros. A alternativa permite a produção de biogás e o uso de efluentes/lodos da digestão como fertilizante para fins agrícolas. Quanto a eficiência, testada em estudo piloto com farinha de carne produzida com materiais de Categoria 2, foi identificado que o alto teor de gordura e proteína podem causar problemas inibitórios na geração de biogás. Isso foi justificado devido à presença de ácidos graxos de cadeia longa e acúmulo de amônia. Como aspecto limitante, foi ressaltada a quantidade de farinha na mistura, sendo recomendado não exceder 10% do total.

O estudo conduzido por Bayr et al. (2012), utilizando farinha de osso misturado com lodo e outros materiais de unidades de reciclagem e abatedouro, considera a digestão anaeróbia uma alternativa promissora. Porém, esses autores também reforçam a limitação pelo acúmulo de amônia, ácidos graxos voláteis e ácidos graxos de cadeia longa.

Outra investigação, com digestão anaeróbia de farinhas de carne e osso (Categoria 2) em diferentes concentrações (1%, 2%, 5% e 10%), avaliou o potencial de produção de CH₄ (WU et al., 2009). Foi identificado inibição nas concentrações de 5% e 10%, atribuídos, mais uma vez, aos ácidos graxos voláteis e ao acúmulo de NH₃.

2.1.2.7.3 Aplicação no solo de farinha de origem animal

O uso de fertilizantes químicos é uma das principais questões ambientais na produção agrícola. Um dos desafios das propriedades rurais é a busca por adubos

ricos em NPK de fontes sustentáveis. Outra questão é que muitos dos compostos orgânicos são limitados quanto aos teores desses elementos e dificilmente chegam aos níveis de rendimento dos fertilizantes químicos (SPÅNGBERG et al., 2011).

Em relação aos riscos associados a infecções decorrentes da aplicação direta no solo, Cummins e Adhkin (2007) trabalharam com farinhas produzidas com subprodutos de abatedouros (Categoria 3). Os autores descartam maiores riscos e reforçam a recomendação da solução como conformidade legal. Mondini et al. (2008), também utilizando farinhas de resíduos de abatedouro, sugerem que a dosagem seja cuidadosa. Os principais critérios que devem ser considerados são o tempo de permanência e taxa de aplicação, a fim de proporcionar a mineralização de N orgânico adequada, e não exceder a liberação de NO_3 . Quando esses critérios não são considerados, é possível que ocorra perda de nutrientes por lixiviação, e por consequência, contaminar o meio ambiente.

Nos experimentos realizados por Jeng et al. (2004, 2006), foram avaliados os efeitos de farinha de carne e osso (Categoria 3) em espécies de trigo, aveia e cevada. Como resultado foi identificado a necessidade de baixas dosagens de farinha para favorecer a nutrição vegetal em relação a N e P, sendo o efeito equivalente ou superior a fertilizantes químicos.

Spångberg et al. (2011) compararam a aplicação de farinha de carne e osso (Categoria 2) com fertilizante químico de N. Foi verificada a diminuição da emissão de gases de efeito estufa e do uso de energia não renovável envolvida no processo. Porém, enquanto as emissões acidificantes também foram ligeiramente reduzidas, as emissões potencialmente eutróficas para a água foram aumentadas.

Apesar da aplicação direta da farinha suprir as recomendações necessárias para aplicação agrícola, do ponto de vista do ciclo biogeoquímico dos nutrientes, os micro e macro nutrientes ainda precisam passar por processo de mineralização, antes de tornarem-se disponíveis para as raízes das espécies vegetais.

2.1.2.7.4 Compostagem de farinhas de origem animal

Diferente da aplicação direta da farinha no solo, no processo de compostagem ocorre a humificação (cura, maturação) prévia da matéria orgânica, acompanhada da mineralização (KIEHL, 2004). Ao fim desse processo, além de sais

minerais assimiláveis pelas plantas, são geradas substâncias húmicas que favorecem amplamente as propriedades físicas, químicas e microbiológicas do solo.

Ressalta-se, que apesar de grande vantagem no fornecimento de matéria orgânica humificada oferecida pela compostagem, por vezes a quantidade de nutrientes essenciais (nitrogênio, fósforo e potássio) constitui uma desvantagem perante a indústria de fertilizantes químicos (SÁNCHEZ et al., 2017). Nesse sentido, a alternativa de compostagem para a farinha de cadáveres, além de gerar húmus, tem potencial para reverter esse cenário, a partir da elaboração de compostos orgânicos com alto teor de NPK.

Já em 2001, havia indicativo da tendência para o gerenciamento dos produtos das graxarias (indústrias de reciclagem animal) (SEAMEN, 2001). Como sugestão, apontava a compostagem como opção promissora, sendo necessária adequação de escala para tornar viável o uso das tecnologias em paralelo.

Barrena et al. (2009), em estudo com farinha de entranhas, carcaças e penas de aves e coelhos (Categoria 3), sugerem a compostagem como alternativa eficiente. Ressalta-se que premissas para as unidades e processos sejam atendidas. Por exemplo, as unidades devem incluir o monitoramento da temperatura, um sistema de segurança para evitar aquecimento excessivo e instalações para limpeza e desinfecção de instrumentos e de veículos transportadores. Quanto ao processo de compostagem, deve receber material com granulometria das partículas de 12 mm, e, principalmente, garantir a temperatura termofílica acima de 60°C por tempo suficiente.

Cayuela et al. (2009) testaram a aplicação de farinha e outros resíduos animais com diferentes graus de disponibilidade de N nas misturas iniciais de composto. Foi identificado que o uso de diferentes materiais pode afetar o ajuste inicial das misturas e a qualidade dos compostos produzidos.

A falta de experiências práticas e teóricas com a compostagem de farinha produzida especificamente com cadáveres de suínos sugere a necessidade de estudos mais aprofundados sobre o assunto.

2.2 Lodo de estação de tratamento de efluente de abatedouro

A destinação de lodo do tratamento de efluentes é outra questão problemática na indústria do abate. A geração constante e crescente desse material exige

soluções eficientes compatíveis com suas características. Deve ser, prioritariamente, reciclado antes de se optar por disposição final em aterros ou incineradores (KOMILIS et al., 2011).

Esses lodos, dependendo da sua unidade (flocodecantadores, filtros, lagoas, etc) no sistema de tratamento, podem possuir alta carga de poluentes orgânicos e químicos, patógenos, metais pesados e outras substâncias tóxicas. São utilizados ou estabilizados a partir de processos de secagem, combustão, pirólise, granulação, compostagem e biodigestão anaeróbia (BIAŁOBRZEWSKI et al., 2015). No entanto, assim como em outras etapas e processos da cadeia produtiva de proteína, os biossólidos gerados em unidades de tratamento de efluente contêm nutrientes que podem ser reciclados para aplicação em solo agrícola (IMBEAH, 1998).

Um experimento em escala industrial, conduzido por Oliveira et al. (2018), mostra a viabilidade da utilização de lodo de ETE de abatedouro de aves e suínos. Nesse estudo, realizado com misturas de serragem como material estruturante, foi confirmado a estabilização do composto final e os efeitos positivos no cultivo de espécies vegetais.

2.3 Princípios de compostagem

A compostagem constitui uma biotecnologia para tratamento de resíduos orgânicos. O funcionamento do processo depende do uso de agentes estruturantes ou de mistura, que com critérios estabelecidos, possibilitam a transformação e estabilização da massa em degradação em meio aeróbio, e produz, por fim, um fertilizante orgânico para uso no solo.

O processo é considerado de baixo risco operacional e de reduzido impacto no meio ambiente, promove a valorização da matéria prima e oferece um composto bioestável e maturado (KIEHL, 2004).

Essa transformação ocorre a partir da decomposição microbiana dos materiais. As condições de temperatura, pH, umidade, nutrientes e oxigênio são os fatores mais relevantes na taxa de crescimento das populações dos microrganismos que realizam o processo (CORRÊA et al., 2012a). Muitas dessas condições são influenciadas por cada material utilizado na mistura. Os resíduos e agentes estruturantes podem determinar a granulometria, compressibilidade, retenção de

água, aeração passiva, disponibilidade de oxigênio e aquecimento do material (GUIDONI et al., 2018).

Há quase um século, Howard (2007) já relatava experiências de aplicação do método para decomposição controlada de restos vegetais e animais, citando como matérias-primas: palhas, restos de podas variados, resíduos de corte de madeira, resíduos de cozinha, ossos, resíduos de matadouros, farinhas de peixes, etc. Outros exemplos de resíduos gerados pela agricultura e pecuária, passíveis de compostagem, são: esterco de criação de animais, carcaças, partes folhosas de vegetais ou cascas de grãos e frutos não comercializados (INÁCIO; MILLER, 2009).

A complexidade desse processo é determinada pelas interações dinâmicas entre os mecanismos biológicos, químicos e físicos, que ocorrem dentro da matriz de composto altamente heterogênea (BIAŁOBRZEWSKI et al., 2015). O desenvolvimento de temperaturas termofílicas e mesofílicas na massa em degradação é uma consequência do ajuste de condições, sendo considerado um dos fatores que tem maior influência sobre a eficiência do processo e a qualidade do composto final.

2.3.1 Microrganismos e temperatura no processo de compostagem

A compostagem é um processo no qual atuam diferentes grupos microbianos de bactérias, fungos e actinomicetes. Independente da concepção do tratamento adotado, como escalas e materiais utilizados, há uma ampla faixa de tipos de microrganismos presentes no processo. Cada um deles possui uma temperatura ótima de crescimento e exercem funções específicas na compostagem (NEKLYUDOV et al., 2008). Nas diferentes fases do processo, há variação de temperatura, que pode ser facilmente observada pela transferência de calor, desprendimento de vapor d'água e registros com auxílio de termômetros ou sondas (DA PAZ, 2017).

No início, após a fase lag (adaptação), destacam-se as bactérias de metabolismo aeróbico, com reações exotérmicas, que liberam calor devido à atividade biológica (BARRENA et al., 2009). A partir da degradação das frações prontamente disponíveis, como alguns tipos de carboidratos e proteínas de fácil assimilação, ocorre o aquecimento do material, fundamental para o bom desempenho do processo (BERNAL et al., 2009). Ao atingir a fase exponencial de

crescimento, a atividade das bactérias termofílicas podem resultar em picos de temperaturas superiores a 60°C (CORRÊA et al., 2012a). Estas temperaturas são responsáveis pela inativação dos agentes patogênicos. Para que ocorram, faz-se necessário disponibilidade de oxigênio para o processo aeróbio, teor de umidade superior a 40%, estrutura para aeração passiva dos gases produzidos e balanço adequado de nutrientes (WON et al., 2016). No entanto, temperaturas superiores a 70°C não são indicadas, pois podem prejudicar a ação de microrganismos e causar volatilização da amônia.

A estabilização das frações bioquímicas de difícil degradação (hemicelulose, lignina, celulose) ocorre nos estágios mais avançados da compostagem, por ação principalmente de fungos e outros microrganismos mesofílicos (KIANIRAD et al., 2010). Nesse estágio são atingidas faixas de temperaturas próximas a 30-40°C. No final do processo, ou quando esgotados os recursos para a atividade microbiológica, acontece a redução para temperatura ambiente

2.3.2 Controle e monitoramento do processo de compostagem

Como forma de otimizar e ajustar as condições adequadas para o processo de compostagem, atua-se principalmente no controle de oxigênio (KOMILIS et al., 2011). As trocas de gases podem ser supridas através de revolvimento ou injeção forçado de O₂. Tanto para favorecer o meio aeróbico, quanto para atender a demanda de água que garanta atividade microbiana, deve-se controlar a umidade. Depende de cada caso, isso pode ser realizado com adição de água ou materiais secos (Ex.: serragem), aumento nos revolvimentos, drenagem de chorume e proteção contra contribuição de águas pluviais. Em relação à granulometria das partículas dos materiais, são necessárias dimensões adequadas, que favoreçam o ataque microbiano e que sirvam de estrutura para manter a troca de gases de forma passiva do material em degradação. Além dessas condições, a disponibilidade de nutrientes também deve ser ajustada, considerando principalmente a relação C/N.

A adição de agentes estruturantes nas misturas de compostagem, como a serragem de madeira, são essenciais. Seu uso visa reduzir o teor de umidade da mistura, aumentar o espaço livre, possibilitar a troca gasosa e o ajuste de nutrientes em misturas com alto teor de nitrogênio (ZHOU et al., 2014).

Conforme a Instrução Normativa Nº 25 do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (BRASIL, 2009), fertilizantes orgânicos mistos e compostos, produzidos com resíduos animais, vegetais e de agroindústria, devem ter: umidade inferior a 50%, carbono orgânico total superior a 15%, nitrogênio total superior a 0,5%, pH superior a 6,0 e relação C/N inferior a 20/1. Em relação aos fertilizantes organominerais, essa regulamentação estabelece que se tenha no mínimo 10% de NPK.

Apesar da relação C/N ser amplamente utilizada como indicador de maturação do composto, ressalta-se a importância de outros parâmetros para confirmar o estágio do composto produzido (ZHOU et al., 2014). Qian et al. (2014), também defendem que o composto não pode ser avaliado por uma única propriedade, e sugerem que a avaliação da maturação do composto seja realizada em conjunto com parâmetros físico-químicos e com parâmetros biológicos (testes de germinação ou em plantas).

2.3.3 Toxicidade de compostos orgânicos

No estudo de ambientes contaminados por substâncias antrópicas, é comum a aplicação de testes com bioindicadores. Esses organismos são expostos a doses e períodos controlados, com a intenção de avaliar efeitos tóxicos agudos e crônicos, incluindo mudanças bioquímicas, fisiológicas, reprodutivas ou comportamentais (OGA et al., 2008).

Para avaliação de compostos orgânicos, recomenda-se teste em espécies vegetais, através de bioensaios em plantas e sementes, que podem incluir entre os critérios de análise a germinação e o crescimento de raízes (CCQC, 2001). As principais espécies utilizadas são agrião, pepino, trigo e rabanete, que apresentam tolerância variável. A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA, 1996) recomenda ainda alface, soja e outras espécies que apresentarem interesse econômico ou ecológico para o estudo realizado. Sugere ainda que, os testes de germinação de sementes e alongamento de raízes, sejam realizados com no mínimo 10 espécies.

Em organismos vegetais, os efeitos tóxicos de um composto podem ocorrer devido a um ou mais fatores. Os mais comuns são: amônia, especialmente

importante em baixas relações C/N; óxido de etileno, gerados após aplicação no solo; ácidos orgânicos, produzidos no início da compostagem; fenóis, presentes em alguns resíduos da agricultura; sais, comuns em resíduos de alimentos; e metais pesados, presentes principalmente em resíduos urbanos e industriais (BARRAL; PARADELO, 2011).

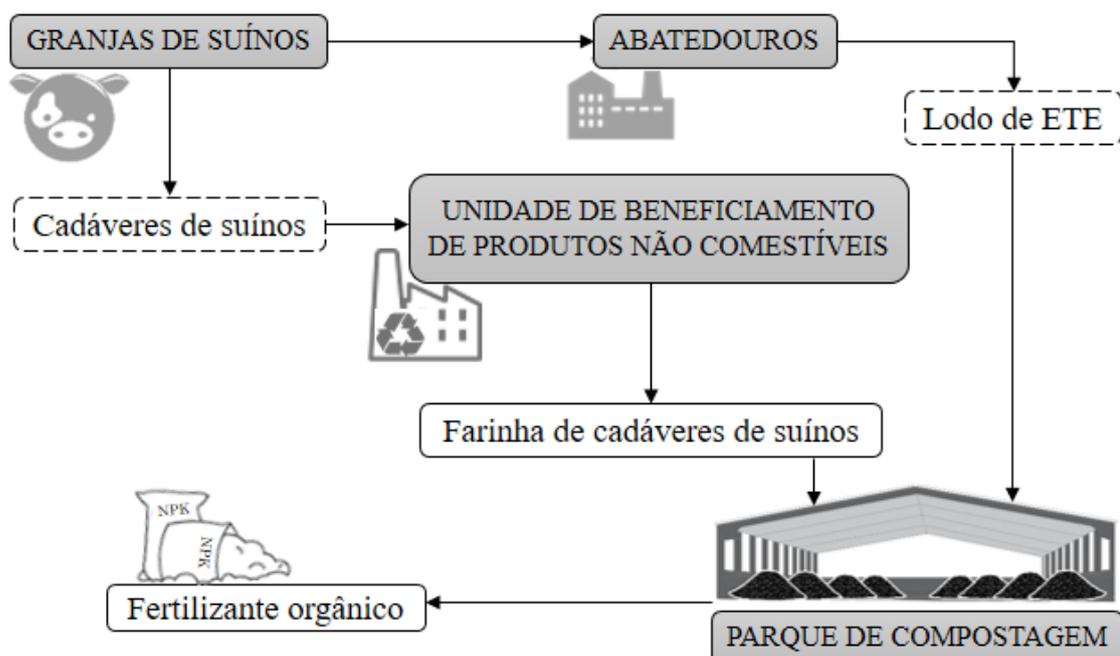
3. Artigos:

3.1 Artigo 1: Compostagem como alternativa para destinação de farinha de cadáveres de suínos obtida por digestão térmica: características físico-químicas

Autores: Lucas Lourenço Castiglioni Guidoni, Gabriel Martins, Thomaz Lucia Jr, Michel Gerber, Miguel Fuentes Guevara, Luciara Bilhalva Corrêa, Érico Kunde Corrêa

Será submetido à revista Bioresource Technology

Resumo gráfico:



Resumo: A mortalidade de suínos nas granjas e o lodo de abatedouros (LOD) necessitam de alternativas para gerenciamento eficiente e a prevenção de impactos negativos no meio ambiente. O presente trabalho avaliou o uso de farinha de cadáveres de suínos (FCS) na compostagem com diferentes misturas, através do monitoramento de parâmetros físico-químicos e da qualidade do composto final produzido. Utilizando serragem (SER) e composto orgânico (COM) como agentes estruturantes, foram testados 5 tratamentos: T1 como controle com SER:LOD (50:50); T2 e T3 com SER:FCS:LOD (50:30:20, 50:40:10); T4 e T5 com SER:FCS:COM (50:30:20, 50:20:30) (v/v). O uso da farinha diminuiu as médias de temperatura, mas possibilitou picos termofílicos por período prolongado. Houve efeitos na diminuição do pH, da relação C/N e do teor de umidade associado com o uso de FCS. O composto final do T3 alcançou a maior soma dos teores de nitrogênio e fósforo (11,1%), mas T5 é o mais indicado para compostagem, decorrente de boa taxa de degradação da matéria orgânica, baixas perdas de nitrogênio, além de relação C/N, umidade e pH mais favoráveis ao desenvolvimento do processo. Ademais, o valor final de nitrogênio e fósforo (10,1%) foi tão alto quanto o das demais misturas. Entretanto, a condutividade elétrica encontrada para os compostos de três dos cinco tratamentos, sugerem ressalvas quanto ao uso e a necessidade de análises complementares.

Palavras-chave: mortalidade de suínos, reciclagem animal, lodo agroindustrial, fertilizante organomineral.

1. Introdução

Em 2018 foram produzidos 113 milhões de toneladas de carne suína no mundo, sendo os maiores produtores China, União Europeia, Estados Unidos e Brasil (Usda, 2018). No entanto, a mortalidade durante a produção representa em média uma perda de 7%, 10%, 5%, 1% e 1% nas etapas de gestação, maternidade, creche, recria e terminação (Zheng et al., 2015). Os animais mortos, mas não abatidos, incluem cadáveres de suínos provenientes de pequenos, grandes ou médios produtores, decorrentes de mortalidades usuais/rotineiras e acidentais/catastróficas (Brasil, 2018).

Como consequência da produção intensiva nas granjas, são gerados expressivos volumes de efluentes nos abatedouros industriais, os quais, após distintas etapas em estações de tratamento, levam a formação de lodo (biossólido) (Alvarenga et al., 2015). Esse lodo pode apresentar elevada carga orgânica e

potencial poluidor, caracterizando um resíduo que precisa ser encaminhado para tratamento prévio ou disposição final (Tyagi et al., 2013).

A elevada densidade de resíduos nas regiões produtoras de proteína leva à escassez de áreas para destinação, o que pode causar impactos ambientais com maior facilidade. A falta de práticas apropriadas pode intensificar as emissões de gases de efeito estufa, maus odores, poluição dos solos e das águas por microrganismos patogênicos ou por excesso de nutrientes (Imbeah, 1998).

Para o gerenciamento dos cadáveres de suínos, as alternativas mais adotadas são enterramento, queima, incineração, biodigestão, compostagem, hidrólise alcalina e reciclagem (Gwyther et al., 2011). Por questões de praticidade e biossegurança, a reciclagem desse material vem se destacando para soluções centralizadas e em larga escala, sendo recomendada a sua realização em plantas específicas para o beneficiamento de produtos não comestíveis. O processo consiste no corte, mistura, e cozimento com controle (pressão, temperatura e tempo), para posterior separação de óleos e sebos e moagem da matéria seca (Kalbasi-Ashtari et al. 2008). A farinha de cadáveres de suínos (FCS) produzida no final do processo pode ser destinada à incineração com fins energéticos (Conesa et al., 2005), para aplicação direta no solo (Spangberg et al., 2011) e para digestão anaeróbia (Hidalgo et al., 2018).

A FCS e o lodo da ETE de abatedouros também podem ser valorizados pela compostagem, sendo possível obter no final do processo um composto rico em matéria orgânica humificada e sais minerais, e com potencial para aplicação no cultivo de grãos e cereais.

Para Cayuela et al. (2009), o uso de farinha de carne e osso, e outros resíduos animais com diferentes graus de disponibilidade de N nas misturas iniciais de composto, pode afetar o processo de compostagem, a qualidade dos produtos finais e as alterações químicas, bioquímicas e microbiológicas. Na compostagem, um dos fatores determinantes na eficiência do processo é o agente estruturante utilizado nas misturas (serragem, palhas, galhos, aparas, farelos e outros), que podem influenciar a umidade, relação C/N, porosidade, propriedades térmicas, etc (Onwosi et al., 2017).

O claro entendimento dos efeitos do uso de FCS no processo de decomposição da matéria orgânica pela compostagem é indispensável para determinar a eficiência do processo, bem como, as possíveis vantagens e desvantagens dessa tecnologia. Visando a aplicação prática no gerenciamento de resíduos agropecuários, o presente trabalho foi realizado em escala industrial e utilizando outros resíduos que impactam a cadeia da suinocultura. Estudos com farinha de cadáveres de suínos que acompanham o processo de estabilização e mineralização, até obtenção do composto final, são fundamentais para avançar na avaliação da compostagem para esse tipo de resíduo. O objetivo desse estudo foi avaliar o uso de farinha de cadáveres de suínos na compostagem com diferentes misturas com lodo agroindustrial, através do monitoramento de parâmetros físico-químicos e da qualidade do composto final produzido.

2. Materiais e métodos

2.1 Matérias-primas e sistema de compostagem

O experimento foi conduzido na região sul do Brasil, em pátio de compostagem de uma unidade industrial de reciclagem animal (Rio Grande do Sul, Brasil), em pátio coberto, com piso de concreto impermeável, paredes de dois metros de altura nas laterais e no fundo, e sistemas de contenção de chorume e drenagem de águas pluviais. O estudo teve duração de 120 dias (de agosto a novembro) durante a primavera, no hemisfério sul.

Foram utilizados FCS, proveniente de uma Unidade de Beneficiamento de Produtos Não Comestíveis (Santa Catarina, Brasil); lodo proveniente do flotador de ETE (LOD) de abatedouro (Santa Catarina, Brasil); serragem de eucalipto (*Eucalyptus grandis*) (SER) de madeira da região; e composto (COM) produzido com SER:LOD.

Cinco diferentes misturas em duplicata foram montadas em pilhas elípticas (comprimento 6 m, largura 4 m e altura 1,8 m) com aproximadamente 20 m³ cada. As pilhas foram dispostas aleatoriamente no pátio, com espaçamento de 3 a 5 m.

O experimento durou quatro meses. O revolvimento e homogeneização do material foram realizados com pá carregadeira. As pilhas foram revolvidas

semanalmente até o dia 50. No período restante, as reviras foram realizadas a cada 25 dias.

2.2. Delineamento experimental

As composições dos tratamentos são apresentadas na Tabela 1. A mistura do tratamento 1 (SER:LOD) foi adotada como controle do experimento, por ter sua eficiência reconhecida em estudos anteriores (Oliveira et al., 2018). Por falta de trabalhos prévios com FCS, os tratamentos foram propostos visando identificar quais materiais e as quantidades que podem ser mais benéficas para o processo de compostagem. Os tratamentos 2 e 3 foram compostos de 30% e 40% de FCS misturada com SER:LOD. Visando o uso de agentes estruturantes alternativos à serragem, os tratamentos 4 e 5 foram formados utilizando 30% de FCS misturados parcialmente com COM:SER ou apenas com COM.

Tabela 1 – Composição dos tratamentos (v:v).

Tratamento	Matéria prima	Proporção (%)
1 (Controle)	SER:LOD	50:50
2	SER:FCS:LOD	50:30:20
3	SER:FCS:LOD	50:40:10
4	SER:FCS:COM	50:30:20
5	SER:FCS:COM	50:20:30

SER = Serragem; FCS = Farinha de cadáveres de suínos; LOD = lodo de ETE de abatedouro; COM = Composto em estabilização.

O experimento foi conduzido seguindo delineamento completamente casualizado, com duas repetições, em planejamento bifatorial onde um fator foi o “tempo de processo” (1, 20, 40, 60, 80, 100, 120 dias) e o segundo fator, as misturas. As variáveis respostas, teor de umidade (US), teor de matéria orgânica (MO), carbono orgânico total (COT), nitrogênio total Kjeldahl (NTK), pH, condutividade elétrica (CE), fósforo total (P), temperatura (T), foram avaliadas para ambos os fatores (tratamento e tempo) em relação às sete coletas.

2.3 Amostras e parâmetros físico-químicos

As amostras foram removidas de 3 pontos radiais e centrais de cada leira, homogeneizadas e encaminhadas para análises laboratoriais. Foram coletadas amostras provenientes de cinco tratamentos, sete coletas, com intervalo de 20

(vinte) dias entre si, sendo a primeira no início do processo de compostagem (dia 1) e a última após quatro meses (dia 120), totalizando 70 amostras.

O pH e a condutividade elétrica (CE) foram determinados por equipamentos digitais de bancada; a umidade foi analisada por secagem em estufa à 105°C por 24 h e a matéria mineral (teor de cinzas) por combustão em forno à 550 °C por 4 h (Aoac, 1995). O carbono orgânico total (COT) foi determinado pelo método de Walkley-Black com aquecimento; o teor de fósforo total (P), por espectrofotometria em UV-Visível (660 nm) (Tedesco et al., 1995) e o teor de nitrogênio (NTK), por micro-Kjedahl (Marques et al., 2013).

As temperaturas das leiras e do ambiente foram registradas diariamente com termômetro digital.

A perda de matéria orgânica foi calculada pelos teores inicial (d = 1) e final (d =120) de cinzas (Nolan et al., 2011) e a perda de nitrogênio pelos teores iniciais e finais de cinzas e de NTK (Chen et al., 2010).

2.4 Análise estatística

Atendendo aos pressupostos de normalidade, foi dado seguimento à análise de Variância Unifatorial (ANOVA). Em caso de significância estatística para o grupo de variáveis, todas as variáveis foram analisadas separadamente quanto ao fator tempo e fator mistura através do teste de Tukey. Foi realizado, também, análise em bloco, considerando a interação dos fatores tempo e coleta.

Quando diferenças estatísticas significativas foram observadas entre as variáveis, foi realizado análise de regressão com o ajuste feito para modelo polinomial descrito nas Equações 1, 2, 3 e 4.

$$Y = Y_0 + ad \quad (\text{Eq. 1})$$

$$Y = Y_0 + ad + bd^2 \quad (\text{Eq. 2})$$

$$Y = Y_0 + ad + bd^2 + cd^3 \quad (\text{Eq. 3})$$

$$Y = Y_0 + ad + bd^2 + cd^3 + ed^4 \quad (\text{Eq. 4})$$

Onde “Y” é a variável resposta, Y_0 é a interceptação, “d” é o fator tempo e as constantes das equações são “a”, “b”, “c” e “e”. Por fim, foi realizada a comparação entre as equações de regressão que se ajustaram ao modelo linear.

3. Resultados e discussão

As características dos materiais utilizados são apresentadas na Tabela 2. Analisando a relação C/N, os resíduos FCS e LOD representam fonte de nitrogênio na mistura, essencial para a síntese de proteína realizada pelos microrganismos. A serragem, por sua vez, fornece carbono, fonte básica de energia (Kumar et al., 2010). A baixa umidade da FCS, devido sua obtenção por processo de secagem, pode ser limitante em misturas com altas proporções de SER e COM, que apresentam valores ótimos para a atividade microbiana, enquanto que em misturas com maior volume de LOD, pode auxiliar no controle de teores elevados de umidade. O valor da CE para o COM foi o mais elevado por se tratar de um material já proveniente de um processo de compostagem, onde a mineralização ocorrida levou a maior concentração de compostos que conduzem corrente elétrica, como os sais minerais liberados a partir da decomposição da matéria orgânica. O pH encontra-se em faixas esperadas, sendo o LOD com caráter mais ácido entre as matérias primas. Cabe ressaltar o teor de NTK e P presente na FCS, confirmando seu alto potencial para agregação de nutrientes no composto produzido no final do processo.

Tabela 2 – Caracterização físico-química das matérias-primas (média e desvio padrão) utilizadas na compostagem de farinha de cadáver de suínos.

Parâmetros	SER	FCS	LOD	COM
U (%)	53,9 ± 0,2	7,4 ± 0,5	67,6 ± 0,2	49,7 ± 4,1
MM(%)	1,3 ± 0,1	16,5 ± 2,0	7,7 ± 0,4	7,6 ± 0,2
NTK (%)	0,3 ± 0	8,9 ± 0,4	5,8 ± 0,1	2,6 ± 0,1
C/N	166,1	4,3	7,2	16,9
pH	6,3 ± 0,1	6,6 ± 0,1	5,4 ± 0,3	6,8 ± 0
CE (mS/cm)	0,1 ± 0,1	2,9 ± 0,1	1,0 ± 0,1	3,5 ± 0,1
P (%)	0,4 ± 0,1	3,6 ± 0,60	2,8 ± 0,1	1,9 ± 0,1

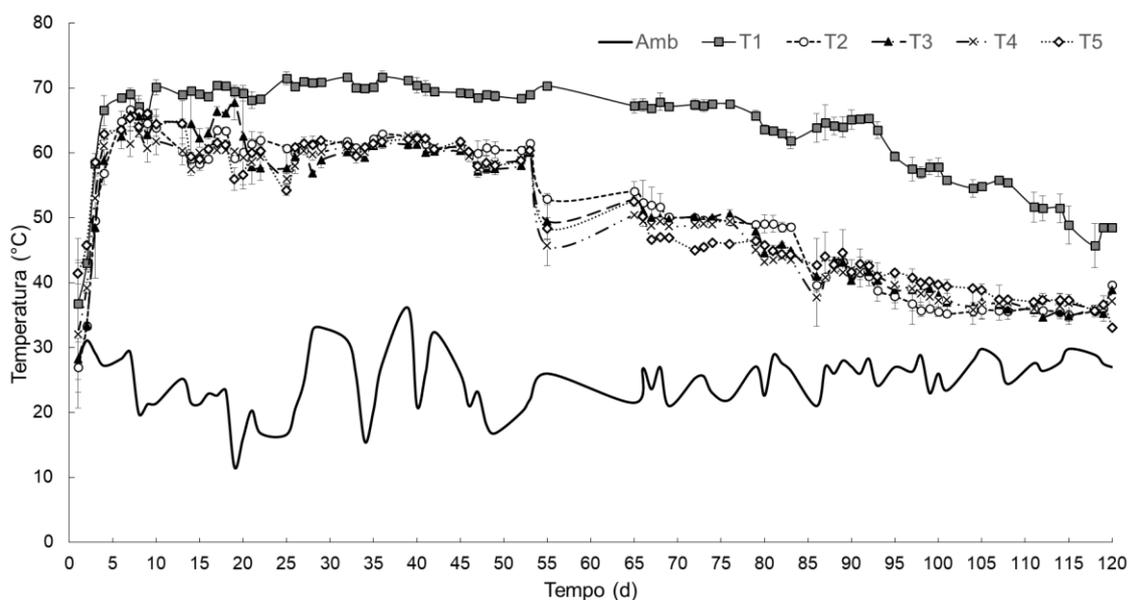
SER = Serragem; FCS = Farinha de cadáveres de suínos; LOD = lodo de ETE de abatedouro; COM = Composto em estabilização; US = Teor de umidade; MM = Teor de matéria mineral; C/N = C/N = Relação Carbono-Nitrogênio; NTK = Nitrogênio total Kjeldahl; P = Fósforo; CE = Condutividade elétrica.

3.1 Temperatura

Não houve diferença estatística entre as médias das temperaturas (d=0, 20, 40, 60, 80, 100, 120) dos tratamentos contendo FCS (T2 = 46,8 °C; T3 = 46,6 °C; T4 = 45,9 °C; T5=47,3 °C). O tratamento controle atingiu valores superiores (T1 = 59,1 °C) ao longo do experimento (p < 0,05).

O perfil da temperatura para os tratamentos foi apresentado na Fig. 1. Em T1 a temperatura atingiu facilmente os 70 °C e permaneceu acima dos 60°C até o dia 93. O uso da FCS levou a redução em torno de 10 °C em relação ao tratamento controle, indicando um menor desenvolvimento microbiano. Apesar disso, os valores registrados indicam fase termofílica de longa permanência (> 50 dias) e com picos de 68, 67, 66 e 64 °C para T3, T2, T5 e T4. Após 50 dias do processo, período que coincide com a interrupção do revolvimento semanal, houve um decaimento contínuo da temperatura nos tratamentos com FCS até atingir valores próximos da temperatura ambiente, indicando a estabilização do material.

A temperatura, um dos mais importantes parâmetros na compostagem, deve ser mantida para garantir a destruição de patógenos (> 55°C, 3 d), sendo que sua variação depende das condições ideais para microbiota, bem como de mecanismos físicos de difusão e propriedades térmicas das matérias primas e agentes estruturantes (Ahn et al., 2009). Barrena et al. (2009) ressalta que para compostagem de subprodutos de animais deve-se atingir uma temperatura e tempo mínimo para sanitização do material (70°, 1 h) - além de pré-requisitos como o tamanho das partículas, higiene adequada dos instrumentos e controle do composto produzido.



3.2 Matéria orgânica (MO) e carbono orgânico total (COT)

Os valores para teor de MO e COT nos dias 1, 40, 80 e 120 são apresentados na Tabela 3. Os tratamentos com FCS apresentam diferença em relação ao tratamento controle ($p < 0,05$), sugerindo que o uso desse resíduo aumenta a matéria mineral da mistura e o teor de COT. O alto percentual de lipídios presente na FCS, característico de maior resistência a degradação (Hidalgo et al., 2018), pode ser a causa dos teores de COT mais elevados em relação ao tratamento controle.

Os resíduos ricos em proteína, provenientes da indústria de proteína animal, levam em média de 4 a 12 meses para serem compostados, variando, principalmente, devido ao tamanho das partículas e a temperatura ambiente (Gooding e Meeker, 2016). O alto percentual de gordura, presente na matéria prima, pode ser limitante e exigir mais tempo de degradação, até ser reduzido a níveis satisfatórios.

A perda de MO (d=120) foi superior para T4 (39%) e T5 (33,4%) do que para T1(28,2%), T2 (25,5%) e T3 (24,2%). O uso de material já compostado na mistura é indicado como inóculo de microbiota já desenvolvida (Castellani et al., 2016). Isso pode ter sido responsável pelo aumento da decomposição da matéria orgânica e por causar as maiores perdas indicadas em T4 e T5.

Tabela 3– MO e COT nos dias 1, 40, 80 e 120 de compostagem com FCS (média \pm erro padrão médio).

T(d)	T1 (controle)	T2	T3	T4	T5	Média \pm SEM
MO (%)						
1	94,8 \pm 0,5 ^{Aa}	89,6 \pm 0,3 ^{Ab}	87,6 \pm 0,5 ^b	91,3 \pm 0,6 ^{Ab}	90,6 \pm 0,5 ^b	90,8 \pm 0,6
40	94,2 \pm 0,5 ^{ABa}	88,2 \pm 0,8 ^{ABb}	85,3 \pm 0,1 ^c	87,6 \pm 0,6 ^{Bb}	88,3 \pm 0,2 ^b	88,9 \pm 0,6
80	93,5 \pm 0,1 ^{ABa}	87,0 \pm 0,5 ^{ABb}	84,9 \pm 1,1 ^b	87,1 \pm 0,7 ^{Bb}	87,0 \pm 0,8 ^b	87,5 \pm 0,7
120	92,9 \pm 0,2 ^{Ba}	86,5 \pm 0,5 ^{Bb}	84,1 \pm 2,0 ^b	86,5 \pm 0,6 ^{Bb}	86,5 \pm 0,3 ^b	87,8 \pm 0,6
COT (%)						
1	49,9 \pm 1,7 ^A	53,4 \pm 1,4 ^A	52,7 \pm 1,7 ^A	49,8 \pm 0,8 ^A	49,3 \pm 0,4 ^A	50,9 \pm 0,6
40	41,1 \pm 1,5 ^{Bc}	49,0 \pm 0,4 ^{Aa}	48,3 \pm 0,9 ^{Aab}	47,1 \pm 0,6 ^{Bab}	45,9 \pm 0,5 ^{Bb}	46,3 \pm 0,6
80	35,9 \pm 1,2 ^{BCc}	41,2 \pm 0,6 ^{Bb}	41,5 \pm 1,3 ^{Bab}	44,6 \pm 0,5 ^{Ba}	43,2 \pm 0,8 ^{Cab}	41,3 \pm 0,7
120	29,9 \pm 2,2 ^{Cc}	38,6 \pm 0,4 ^{Cb}	41,0 \pm 0,8 ^{Ba}	40,8 \pm 0,7 ^{Cab}	39,5 \pm 0,3 ^{Dab}	37,9 \pm 0,9

*médias dos tempos 1, 40, 80 e 120 d. LETRAS MAIÚSCULAS = diferentes na coluna (tempo); LETRAS MINÚSCULAS = diferentes na linha (tratamento); COT = Carbono orgânico total; MO = Matéria orgânica. T1 = SER: LOD (50:50); T2 = SER:FCS:LOD (50:30:20); T3 = SER:FCS:LOD (50:40:10); T4 = SER:FCS:COM (50:30:20); T5 = SER:FCS:COM (50:20:30)

3.3 Relação carbono/nitrogênio (C/N)

Na Tabela 4 são apresentadas as médias dos parâmetros que apresentaram diferença significativa ao longo do processo entre os tratamentos ($p < 0,05$).

Tabela 4 – Parâmetros físico-químicos ao longo do tempo (0, 20, 40, 60, 80, 100 e 120 d) de compostagem com FCS (média \pm erro padrão médio).

Var.	T1 (controle)	T2	T3	T4	T5	Média \pm SEM
C/N	20,4 \pm 1,7 ^a	6,5 \pm 0,4 ^{cd}	5,9 \pm 0,3 ^d	6,5 \pm 0,3 ^{bc}	7,3 \pm 0,4 ^b	9,3 \pm 0,7
U (%)	42,7 \pm 3,8	25,55 \pm 2,5 ^{bc}	24,4 \pm 1,8 ^{bc}	22,5 \pm 2,7 ^c	25,3 \pm 1,2 ^b	28,1 \pm 1,4
pH	8,3 \pm 0,1 ^a	7,46 \pm 0,1 ^{bc}	7,3 \pm 0,1 ^c	7,4 \pm 0,1 ^{bc}	7,61 \pm 0,1 ^b	7,6 \pm 0,1
CE (mS/cm)	1,8 \pm 0,1 ^c	4,7 \pm 0,2 ^a	4,6 \pm 0,2 ^a	3,8 \pm 0,1 ^b	4,4 \pm 0,5 ^a	3,8 \pm 0,1
NTK (%)	2,02 \pm 0,1 ^d	7,2 \pm 0,2 ^b	7,9 \pm 0,2 ^a	7,2 \pm 0,2 ^b	6,4 \pm 0,2 ^c	6,1 \pm 0,2
P (%)	2,0 \pm 0,2 ^c	3,3 \pm 0,1 ^{ab}	3,3 \pm 0,1 ^b	3,1 \pm 0,40 ^b	3,5 \pm 0,1 ^a	3,0 \pm 0,1

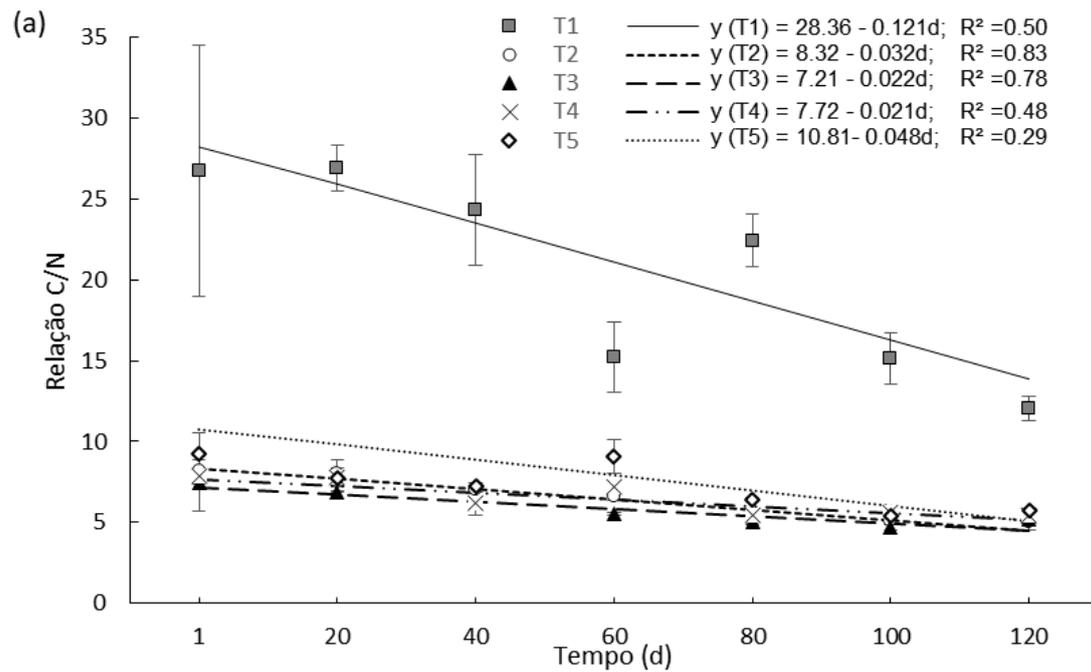
LETRAS MINUSCULAS diferentes na mesma linha indicam diferença entre os tratamentos; NTK = Nitrogênio total kjeldahl; C/N = Relação Carbono/Nitrogênio; U = umidade; CE = Condutividade elétrica; P = Fósforo. T1 = SER: LOD (50:50); T2 = SER:FCS:LOD (50:30:20); T3 = SER:FCS:LOD (50:40:10); T4 = SER:FCS:COM (50:30:20); T5 = SER:FCS:COM (50:20:30); SER = Serragem; FCS = Farinha de cadáveres de suínos; LOD = lodo de ETE de abatedouro; COM = Composto em estabilização

O T3 obteve a menor média para relação C/N ao longo do tempo, seguido de T2, T4 e T5 ($p < 0,05$). Essa diferença é atribuída à proporção de FCS utilizada na mistura (40%), sendo essa a matéria prima com maior teor de nitrogênio entre as utilizadas (Tabela 2). Na Fig. 2a é mostrado que T1 apresentou relação C/N dentro da ideal para início do processo de compostagem (30-25/1), e comportamento clássico com o decaimento para $\sim 14/1$ no fim do processo ($d = 120$). Nos demais tratamentos, o uso de FCS reduziu a relação C/N inicial ($d = 1$) para menos de 11/1, que é considerada uma relação baixa e com possibilidade de aumento nas emissões de NH_3 e N_2O (Amlinger et al., 2008). Huang et al. (2004) indicam que relações abaixo de 15/1, no início do processo, podem levar a teores elevados de CE, a efeitos fitotóxicos e a maior tempo de maturação. Kumar et al. (2010) defende que baixas relações C/N não impedem a realização da compostagem e favorecem o menor uso de agentes estruturantes.

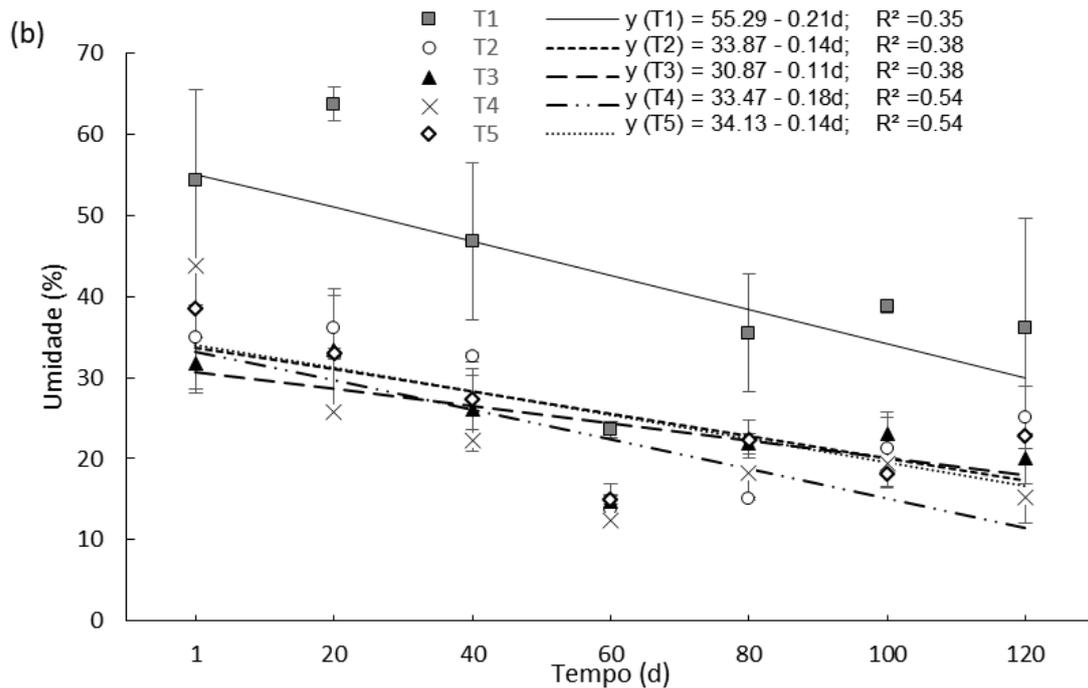
3.4 Umidade (U)

Uso da FCS leva a redução de umidade na compostagem em relação ao controle ($p < 0,05$). Isso é atribuído às características da matéria prima, que devido ao beneficiamento do resíduo (animais mortos), passa por etapa de secagem e produz um material com teor de umidade inferior a 10%. Nesse sentido, misturas com maiores quantidades de lodo favorecem o ajuste do teor de umidade no processo.

Conforme Fig2.b, entre os tratamentos com FCS, no início do processo T2, T4 e T5 apresentaram teores de umidade ~40% (dia 1) ligeiramente superiores a T3, com um possível indício de relação inversa entre a FCS e a umidade na mistura inicial. Contudo, ao longo do processo, as médias não apresentaram diferenças significativas e permaneceram entre 20-30%. Essa baixa umidade nos tratamentos com FCS pode ter contribuído para a diferença na temperatura registrada em relação ao controle. A umidade é considerada fundamental para o desenvolvimento microbiano, sendo o limite inferior próximo a 40%, que pode impedir a atividade biológica (Kebibeche et al., 2019). Tendo em vista que uma célula microbiana possui teor de umidade ao redor de 90%, a deficiência em H₂O pode limitar a multiplicação celular e contribuir para a menor atividade metabólica da leira.



-Slopes diferem com $p < 0,05$.



-Slopes não diferem ($p = 0,23$).

Fig. 2 - Evolução temporal da relação C/N (a) e umidade (b) para compostagem de FCS com diferentes misturas. T1 = SER: LOD (50:50); T2 = SER:FCS:LOD (50:30:20); T3 = SER:FCS:LOD (50:40:10); T4 = SER:FCS:COM (50:30:20); T5 = SER:FCS:COM (50:20:30); SER = Serragem; FCS = Farinha de cadáveres de suínos; LOD = lodo de ETE de abatedouro; COM = Composto em estabilização

3.5 pH e condutividade elétrica (CE)

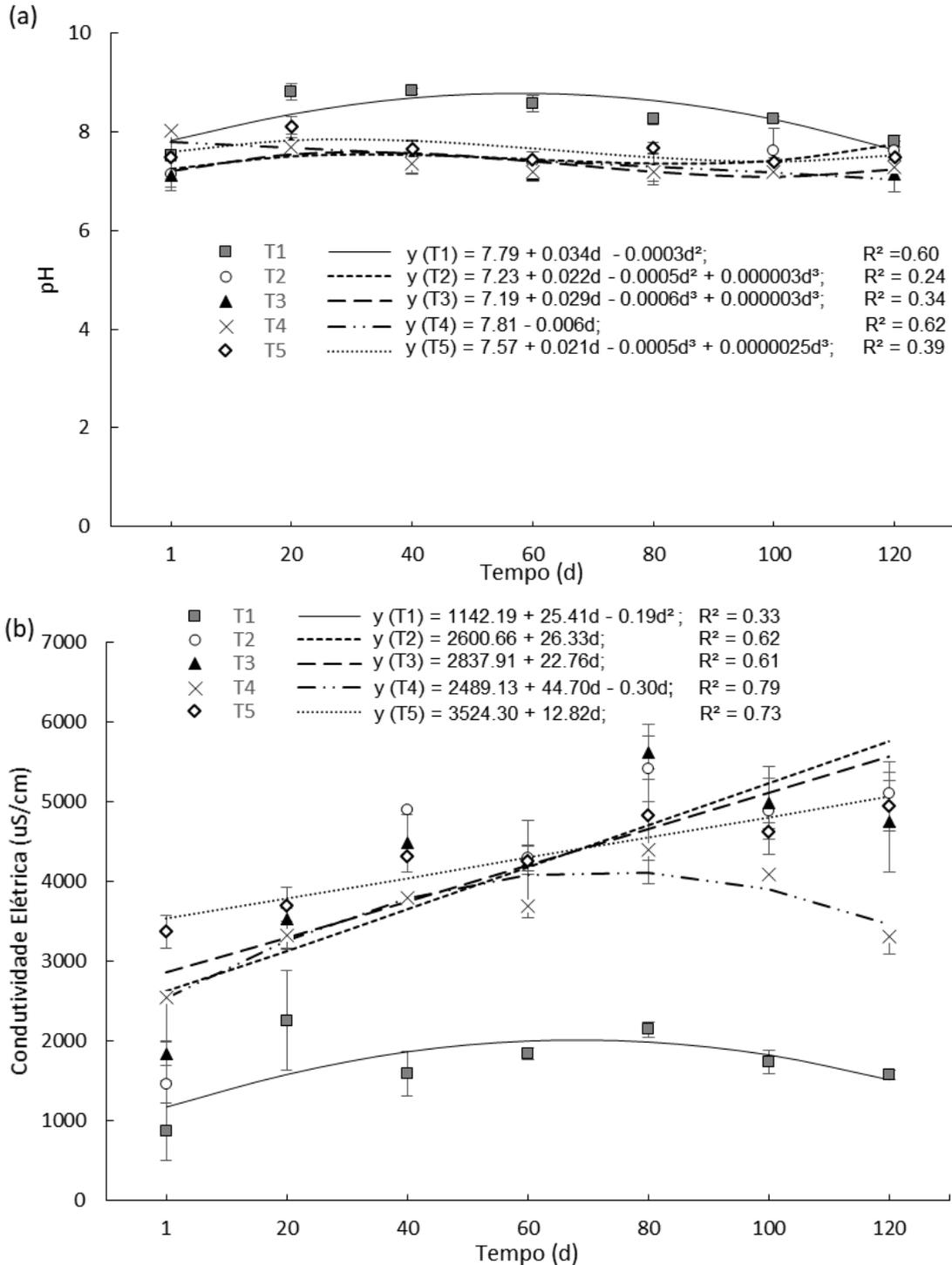
Houve efeito do uso de FCS no pH das misturas em relação ao tratamento controle ($p < 0,05$). Como mostrado na Fig. 3a, T1 alcançou valor superior a 8 já na segunda semana de compostagem ($d = 9$), com pico de 8,9 ($d = 40$) e valor final próximo a 8. T2, T3, T4 e T5 apresentaram perfil similar, mas com amplitudes reduzidas ao longo do tempo e com variações entre 7,2-7,8.

As elevações no pH notadas até o dia 40, coincidem com o período de maiores temperaturas no processo de compostagem. Assim como observado por Nolan et al. (2011), esse comportamento pode estar associado à atividade microbológica e ao ciclo de nitrogênio na compostagem. A alteração no pH no período inicial de compostagem ocorre devido ao processo de mineralização, quando o nitrogênio orgânico é transformado em amônio e amônia (Hao e Benke, 2008), por reação alcalina que aumenta o pH na pilha de compostagem (Nolan et al., 2011). O decaimento no período final do experimento pode estar relacionado ao processo de formação de nitrato e a liberação de H^+ durante a etapa de nitrificação (Eklind e Kirchmann, 2000).

As médias da CE ao longo do tempo também foram afetadas pelo uso de FCS ($p < 0,05$), produzindo composto com valores finais próximos a 5000 uS/cm para T2, T3 e T5 ($d = 120$), seguido de 3461 uS/cm para T4 ($p < 0,05$). Como pode ser visto na Fig.3b, os altos valores nos tratamentos com FCS decorre da própria matéria prima, considerando que resíduos de animais mortos possuem cerca de 52% de proteína e 6% de cinzas (Auvermann et al, 2004). T1 atingiu os menores valores de CE, finalizando o processo com 1571 μ S/cm ($d = 120$) ($p < 0,05$). O perfil geral em todos os tratamentos indicou um aumento gradual na CE e um declínio gradual após os valores de pico.

ONWOSI et al. (2017) relata que o aumento da CE é esperado na compostagem, decorrente da redução de volume e pela biotransformação de materiais complexos em componentes minerais simples, sendo as recomendações limites para o composto final entre 2000 e 4000 uS/cm. As causas do declínio da CE no final do processo podem ser atribuídas à volatilização de amônia ou precipitação de sais minerais (Wong et al., 2001). Adverte-se que compostos com alta CE podem causar efeitos adversos no crescimento vegetal, baixa germinação e desidratação (murchação), sendo necessário a mistura do composto com solos ou outros

materiais de baixa CE antes da aplicação em culturas agrícolas (Awasthi et al., 2014).



--Slopes diferem com $p < 0,05$ (comparação entre equações de regressão linear).

Fig. 3 - Evolução temporal do pH (a) e CE (b) para compostagem de FCS com diferentes misturas. T1 = SER: LOD (50:50); T2 = SER:FCS:LOD (50:30:20); T3 = SER:FCS:LOD (50:40:10; T4 = SER:FCS:COM (50:30:20); T5 = SER:FCS:COM (50:20:30); SER = Serragem; FCS = Farinha de cadáveres de suínos; LOD = lodo de ETE de abatedouro; COM = Composto em estabilização

3.6 Nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e fósforo total (P)

O teor de NTK ao longo do tempo foi superior para T3, seguido de T2 e T4, sendo a média para T5 a menor entre os tratamentos com FCS ($p < 0,05$). A menor média obtida foi para o tratamento controle. A quantidade de NTK na matéria prima (8,86%) justifica os altos valores obtidos em relação ao tratamento sem FCS. Na Fig. 4a, os tratamentos com FCS indicam aumento gradual após os 60 dias de processo, quando a fase termofílica decai para mesofílica, e o intervalo de revolvimento é reduzido para 25 dias. Ao fim do processo ($d = 120$) o teor de NTK do composto final foi de 8% para T3, seguido de 7,6%, 7,3% e 6,8% para T2, T4 e T5.

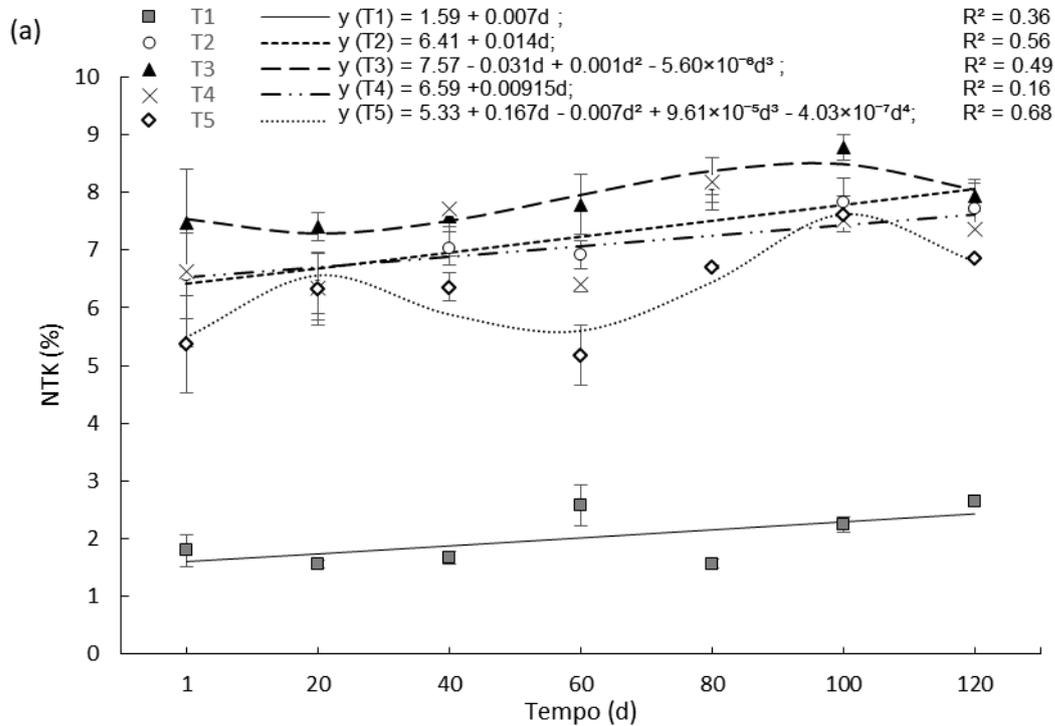
A perda de NTK calculada (d inicial = 1; dia final = 120) alcançou 7,9%, 9,3%, 16,9%, 28,5% e 10,8% para T1, T2, T3, T4 e T5. Esses percentuais de perdas são corriqueiros no processo de compostagem, principalmente em misturas com baixas relações C/N no início do processo. Podem ser atribuídos principalmente a volatilização da amônia na fase termofílica, conforme Barrena et al. 2009, que observou em torno de 20% de perda de NTK na compostagem com farinha de entranhas, carcaças e de aves e coelhos de abatedouros. O menor percentual de perda observado no T5, com 70% de COM na mistura, pode ser justificado pela capacidade de adsorção de gás amônia devido a maior superfície específica e quantidade de microporos (Chen et al., 2010), característicos de compostos produzidos pela compostagem.

Como apresentado na Fig.4b, diferente do comportamento no parâmetro NTK, T5 foi o tratamento com maior teor de P ao longo do tempo, seguido de T2, T3 e T4 ($p < 0,05$). Em comparação ao controle com o teor final de 2,2%, ficou claro o incremento no teor de P devido ao uso de FCS ($p < 0,05$). Nos compostos finais ($d = 120$), as misturas com FCS alcançaram teores finais próximos a 3% ($p > 0,05$).

Conforme Wei et al. (2015), as frações inorgânicas aumentam ao longo da compostagem concomitante à degradação da MO, e as frações orgânicas e solúveis sofrem flutuações no tempo, podendo levar a oscilações como as percebidas na Fig. 5b.

As somas dos teores finais de nitrogênio e fósforo ao final do estudo atingiram 4,8% para T1 (controle), e 10,7%, 11,1%, 10,2% e 10,1% para T2, T3, T4 e T5. Esses valores acima de 10% refletem características de um fertilizante organomineral (Brasil, 2009). Esses compostos possuem valor agregado devido à

quantidade de nutrientes e, portanto, maior potencial para substituição de fertilizantes químicos na agricultura intensiva.



-Slopes não diferem ($p = 0,3260$) (comparação entre equações de regressão linear).

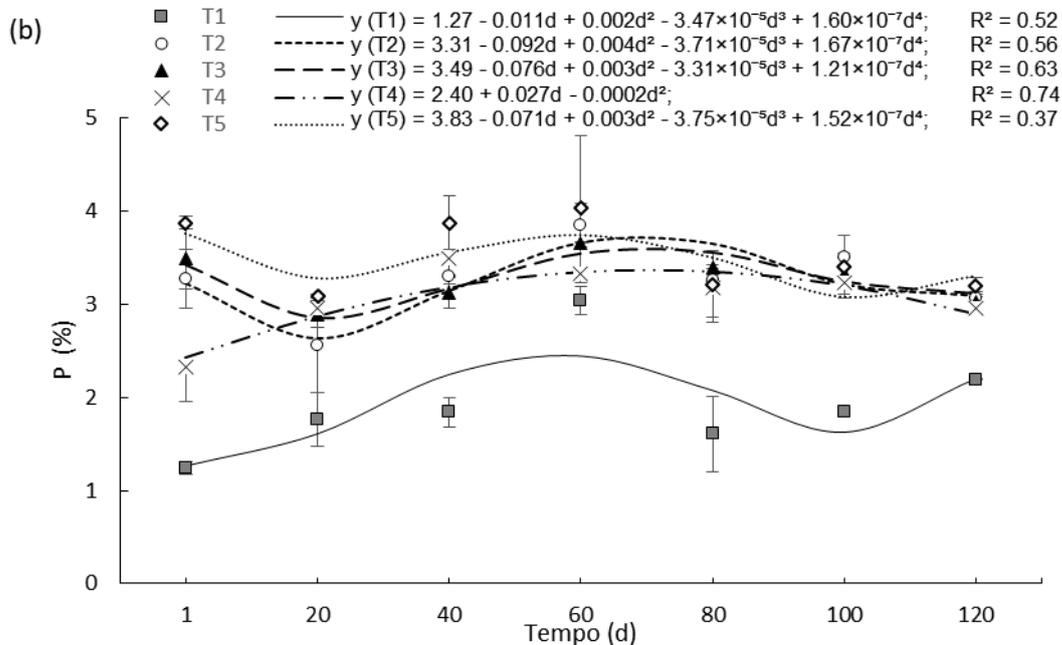


Fig. 4 – Evolução temporal do NTK (a) e P (b) para compostagem de FCS com diferentes misturas. T1 = SER: LOD (50:50); T2 = SER:FCS:LOD (50:30:20); T3 = SER:FCS:LOD (50:40:10; T4 = SER:FCS:COM (50:30:20); T5 = SER:FCS:COM (50:20:30); SER = Serragem; FCS = Farinha de cadáveres de suínos; LOD = lodo de ETE de abatedouro; COM = Composto em estabilização

4 Conclusão

O T3 atingiu os maiores picos de temperatura e obteve o maior percentual de nitrogênio e fósforo. O tratamento 5, com menor proporção de farinha e mistura com lodo e serragem, obteve índices favoráveis de degradação da matéria orgânica, baixas perdas de nitrogênio e pH mais alcalino. Foram identificados indícios de que a diminuição da quantidade de farinha pode favorecer o ajuste da relação C/N e da umidade para início e desenvolvimento do processo.

O estudo sugere que o uso de 20% de farinha na mistura de compostagem é suficiente para obter no composto final soma de nitrogênio e fósforo equivalente a um fertilizante organomineral, não sendo necessário proporções superiores. Portanto, recomenda-se cargas reduzidas de farinha de cadáveres de suíno na compostagem, visando a valorização da matéria prima rica em nutrientes, bem como melhores condições para atividade microbiana e para o desenvolvimento do processo de compostagem.

Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) e do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq).

Referências

- Ahn, H.K., Sauer, T.J., Richard, T.L., Glanville, T.D., 2009. Determination of thermal properties of composting bulking materials. *Bioresour. Technol.* 100, 3974-3981.
- Alvarenga, P., Mourinha, C., Farto, M., Santos, T., Palma, P., Sengo, J., Morais, M. C., Cunha-Queda C, 2015. Sewage sludge, compost and other representative organic wastes as agricultural soil amendments: Benefits versus limiting factors. *Waste Manage.* 40, 44-52.
- Amlinger, F., Peyr, S., Cuhls, C, 2008. Greenhouse gas emissions from composting and mechanical biological treatment. *Waste Manage. Res.* 26, 47-60.
- Auermann, B., Kalbasi, A., Ahmed, A. 2004. *Carcass Disposal: A Comprehensive Review*, Chapter 4 – Rendering. Manhattan, NY: USDA. Animal and Plant Health Inspection Serv. Coop. Agreement Project and Carcass Disposal Working Group.
- Awasthi, M.K., Pandey, A.K., Khan, J., Bundela, P.S., Wong, J.W.C., Selvam, A, 2014. Evaluation of thermophilic fungal consortium for organic municipal solid waste composting. *Bioresour. Technol.* 168, 214-221.

- Barrena, R., Artola, A., Vázquez, F., Sánchez, A., 2009. The use of composting for the treatment of animal by-products: Experiments at lab scale. *Journal of Hazardous Materials*. 161, 380-386.
- Brasil. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, 2009. Instrução Normativa nº25, 23 de julho de 2009.
- Brasil. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, 2018. Portaria Nº 37 de Abril de 2018.
- Cayuela, M. L., Mondini, C., Insam, H., Sinicco, T, Whittle, I. F., 2009. Plant and animal wastes composting: Effects of the N source on process performance. *Bioresour. Technol.* 100, 3097-3106.
- Castellani, F., Esposito, A., Stanzione, V., Altieri, R., 2016. Measuring the Biodegradability of Plastic Polymers in Olive-Mill Waste Compost with an Experimental Apparatus. *Adv. Mater. Sci. Eng.* 2016, 7.
- Chen, Y. X., Huang, X. D., Han, Z. Y., Huang, X., Hu, B., Shi, D.Z., Wu. W.X., 2010. Effects of bamboo charcoal and bamboo vinegar on nitrogen conservation and heavy metals immobility during pig manure composting. *Chemosphere*. 78, 1177-1181.
- Conesa, J. A., Fullana, A., Font, R., 2005. Dioxin production during the thermal treatment of meat and bone meal residues. *Chemosphere*. 59, 85-90.
- Eklind, Y., Kirchmann, H., 2000. Composting and storage of organic household waste with different litter amendments. II: nitrogen turnover and losses. *Bioresour. Technol.* 74, 125-133..
- Gooding, C.H., Meeker, D. L., 2016. Review: Comparison of 3 alternatives for large-scale processing of animal carcasses and meat by-products. *The Professional Animal Scientist*. 32, 259-270.
- Gwyther, C. L., Williams, A. P., Golyshin, P. N., Jones, G. E.; Jones, D. L., 2011. The environmental and biosecurity characteristics of livestock carcass disposal methods: A review. *Waste Manag.*, 31, 767-778.
- Hao, X., Benke, M.B., 2008. Nitrogen Transformation and Losses During Composting and Mitigation Strategies. *Compost I. Dyn. Soil Dyn. Plant.* 10-18.
- Hidalgo, D., Martín-Marroquín, J.M., Corona, F., 2018. The effect of feed composition on anaerobic co-digestion of animal-processing by-products. *J. Environ. Manage.* 216, 105-110.
- Huang, G.F., Wong, J.W.C., Wu, Q.T., Nagar, B.B., 2004. Effect of C/N on composting of pig manure with sawdust. *Waste Manage.* 24, 805–813.
- Imbeah, M., 1998. Composting piggery waste: A review. *Bioresour. Technol.* 63, 197-203.
- Kalbasi-Ashtari, A., Mukhtar, S., Hawkins, S. E., Auvermann, B. W., 2005. Carcass composting for management of farm mortalities: A review. *Compost Sci Util.* 13, 180-193.
- Kalbasi-Ashtari, A., Schutz, M.M., Auvermann, B.W., 2008. Carcass rendering systems for farm mortalities: a review. *J. Environ. Eng. Sci.* 7, 199–211.
- Kebibeche, H., Khelil, O., Kacem, M., Harche, K. M., 2019. Addition of wood sawdust during the co-composting of sewage sludge and wheat straw influences seeds germination. *Ecotox Environ Safe.* 168, 423-430,
- Kumar, M., Ou Yan, L., Lin, J.G., 2010. Co-composting of green waste and food waste at low C/N ratio. *Waste Manage.* 30, 602-609.
- Marques, R.V., Azambuja, H.G.P., Perius, D.B., Bittencourt, G.A., Moncks, R.B., Corrêa, E.K., Santo, M.L.P.E., 2013. Canned Anchoita (*Engraulis Anchoita*):

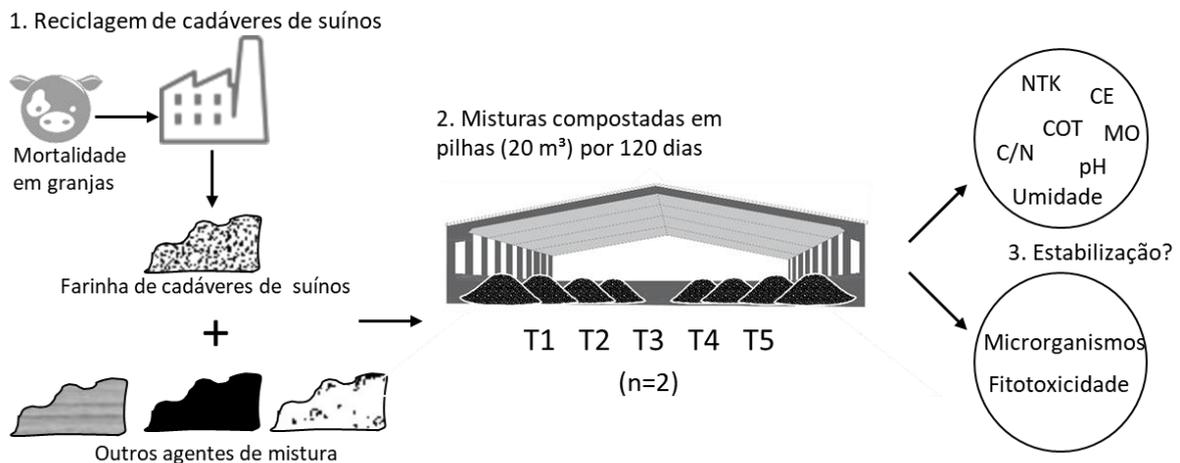
- technological process and sensory analysis - an alternative for human feed. *Am. J. Food Sci. Technol.* 1, 18-24.
- Nolan, T., Troy, S. M., Healy, M.G., Kwapinski, W., Leahy, J. J., Lawlor, P.G., 2011. Characterization of compost produced from separated pig manure and a variety of bulking agents at low initial C/N ratios. *Bioresour. Technol.* 102, 7131-7138.
- Oliveira, J. J., Dalmazo, G. O., Morselli, T. B. G. A., Oliveira, V. F. S., Corrêa, L. B., Nora, L., Corrêa, E. K., 2018. Composted slaughterhouse sludge as a substitute for chemical fertilizers in the cultures of lettuce (*Lactuca sativa* L.) and radish (*Raphanus sativus* L.). *J. Food Sci. Technol.* 38, 91-97.
- Onwosi, C. O., Igbokwe, V. C., Odimba, J. N., Eke, I. E., Nwankwoala, M. O., Iroh, I. N., Ezeogu, L. I., 2017. Composting technology in waste stabilization: On the methods, challenges and future prospects. *J. Environ. Manage.* 190, 140-157.
- Spångberg, J., Hansson P., A., Tidåker P., Jönsson H., 2011. Environmental impact of meat meal fertilizer vs. chemical fertilizer. *Resour Conserv Recy.* 55, n. 11, 1078-1086,
- Tedesco, J.M., Gianello, C., Bohnem, H., Volkweiss, S.J. 1995. Análises de solo, plantas e outros materiais. 2ed. Departamento de solos – Faculdade de Agronomia Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- Tyagi, V. K., Lo, S. L., 2013. Sludge: A waste or renewable source for energy and resources recovery? *Renewable & Sustainable Energy Reviews.* 25, 708 – 728.
- Usda – United States Department Of Agriculture. Livestock and Poultry: World Markets and Trade. Foreign Agricultural Service, 11 out 2018.
- Zheng, J. L., Zhu, M., Wu, H., 2015. Alkaline hydrothermal liquefaction of swine carcasses to bio-oil. *Waste Manag.* 43, 230-238.
- Wei, Y., Zhao, Y., Xi, B., Wei, Z., Li, X., Cao, Z., 2015. Changes in phosphorus fractions during organic wastes composting from different sources. *Bioresource Technology.* 189, 349-356.
- Wong, J.W.C., Mak, K.F., Chna, N.W., Lam, A., Fang, M., Zhou, L.X., Wu, Q.T., Liao, X.D. 2001. Co-composting of soybean residues and leaves in Hong Kong. *Bioresour. Technol.* 76, 99–106.

3.2 Artigo 2: Compostagem como alternativa para destinação de farinha de cadáveres de suínos obtida por digestão térmica: avaliação da bioestabilização

Lucas Lourenço Castiglioni Guidoni, Gabriel Martins, Thomaz Lucia Jr, Michel Gerber, João Brandalise, Luciara Bilhalva Corrêa, Érico Kunde Corrêa

Será submetido à revista Bioresource Technology

Resumo gráfico:



Resumo: O gerenciamento de animais mortos em granjas de suínos e a destinação de lodo de abatedouros (LOD) são desafios para suinocultura sustentável. Urge a necessidade de prevenir impactos ambientais negativos, bem como de aplicar tecnologias eficientes e viáveis. O objetivo desse trabalho foi estudar o processo de compostagem de farinha de cadáveres de suínos (FSC), obtida por digestão térmica, em relação aos efeitos nas variáveis microbiológicas, fitotoxicológicas e a influência dos parâmetros físico-químicos no processo. Misturas com serragem (SER) e composto orgânico (COM) como agentes estruturantes, foram testados em 5 tratamentos: T1 como controle com SER:LOD (50:50); T2 e T3 com SER:FCS:LOD (50:30:20, 50:40:10); T4 e T5 com SER:FCS:COM (50:30:20, 50:20:30) (v/v). As análises microbiológicas demonstraram redução na contagem de microrganismos mesofílicos e termofílicos, de forma mais acentuada nos tratamentos contendo COM (T4 e T5). Quanto os bioensaios com seis espécies vegetais, para T2 e T3 foi medido algum crescimento no período inicial do processo, enquanto de forma inversa, para T4 e T5, isso ocorreu no período final, porém em ambos os casos em níveis insuficientes para atestar ausência de fitotoxicidade. Os parâmetros físico-químicos sugerem que os efeitos adversos podem se intensificar com a aplicação da compostagem. Dessa forma, o estudo revela que não foi possível atingir a bioestabilização dos compostos com farinha de cadáveres de suínos.

Palavras-chave: mortalidade de suínos, biotecnologia, fitotoxicidade, maturação.

1 Introdução

Atualmente no Brasil, o abate de suínos atinge 43 milhões de cabeças por ano (IBGE, 2018), sendo o quinto maior consumidor e quarto maior exportador do mundo (Usda, 2018). A concentração de animais por área na região sul do país favorece a produção devido à logística e ao transporte. Por outro lado, o volume de diferentes resíduos sólidos por área é excessivo, o que dificulta as alternativas de destinação final. Nas principais etapas de produção, que inclui gestação, maternidade, creche, terminação e transporte até os abatedouros, estima-se geração superior a 110 mil ton/ano (Krabbe e Wilbert, 2016). O aumento da industrialização dos abatedouros de suínos também gera expressivos volumes de efluentes, os quais, após etapas de adensamento e desidratação, levam a formação de lodo (Alvarenga et al., 2015), possibilitando sua destinação como resíduo sólido.

Os cadáveres de suínos (CS) são gerados na mortalidades ocorridas em propriedades rurais, devido a causas usuais/rotineiras e acidentais/catastróficas (Brasil, 2018). Esse resíduo pode apresentar risco a saúde humana e animal, em particular pelas doenças infecciosas, contaminação por substâncias recalcitrantes e excesso de nutrientes (EC, 2011).

As técnicas de destinação incluem os métodos de enterramento, incineração, queima/queima a céu aberto, incineração, biodigestão compostagem e reciclagem (Shearer et al., 2018). A compostagem direta de CS é bastante difundida, apresenta diversas variações na sua aplicação em relação a infraestrutura e escala, porém apresenta limitações em determinados volumes e frequências de geração dos resíduos (Kalbasi et al., 2005). Como alternativa, vem se estudando o tratamento prévio por reciclagem animal, para posterior encaminhamento da farinha produzida para compostagem. O processamento do cadáver animal ocorre por cocção com pressão, seguido de secagem e moagem, realizado em centrais reconhecidas como Unidades de Beneficiamento de Produtos Não Comestíveis (Brasil, 2018). A farinha gerada nesse processo pode ser encaminhada para centrais de compostagem, para produção de compostos orgânicos com alto teor de nutrientes.

A compostagem é uma biotecnologia que funciona através da decomposição do material por ação de bactérias, fungos e actinomicetos, em condições controladas de umidade e oxigênio, que resulta, no final do processo, na

estabilização da matéria orgânica e produção de húmus (Corrêa et al., 2012). Porém, nesse processo um composto é considerado "estável" quando a atividade microbiana de um produto final é reduzida; e "maturado" quando as fitotoxinas são reduzidas a um nível mais seguro; e atinge seu estágio final quando a estabilidade e a maturidade são alcançadas (Khan et al., 2014). Nesse sentido, defende-se que o composto não pode ser avaliado por uma única propriedade, e sugere-se que a avaliação da maturação do composto seja com parâmetros físico-químicos em conjunto com parâmetros biológicos, como testes em sementes ou plantas (Qian et al. 2014).

O objetivo desse trabalho foi estudar o processo de compostagem de farinha de cadáveres de suínos, com misturas contendo lodo de estação de tratamento de efluentes de abatedouro, analisando parâmetros microbiológicos, fitotoxicológicas e a influência dos parâmetros físico-químicos.

2 Materiais e métodos

2.1 Sistema experimental de compostagem

O experimento foi conduzido em pátio de compostagem coberto e com piso impermeável (Rio Grande do Sul, Brasil). Foram utilizados FCS provenientes de uma Unidade de Beneficiamento de Produtos Não Comestíveis (Santa Catarina, Brasil); lodo proveniente do flotador de ETE (LOD) de abatedouro (Santa Catarina, Brasil); serragem de eucalipto (*Eucalyptus grandis*) (SER) de madeira da região; e composto (COM) produzido com SER:LOD.

As cinco diferentes misturas foram montadas aleatoriamente no pátio, em pilhas com aproximadamente 20 m³. O experimento durou quatro meses com períodos de revolvimento semanal antes dos 50 dias de processo, e revolvimento a cada 25 dias no período posterior.

2.2 Delineamento experimental

A composição dos tratamentos é apresentada na Fig. 1. A mistura do tratamento 1 (SER:LOD) foi adotada como controle do experimento, sem uso de FCS. Os tratamentos com FCS foram propostos visando identificar quais os materiais e as quantidades mais adequadas. Os tratamentos 2 e 3 foram compostos

de 30% e 40% de FCS, respectivamente, misturados com SER:LOD. Os tratamentos 4 e 5 foram, com 30% e 20% de FCS respectivamente, foram misturados com SER:COM.

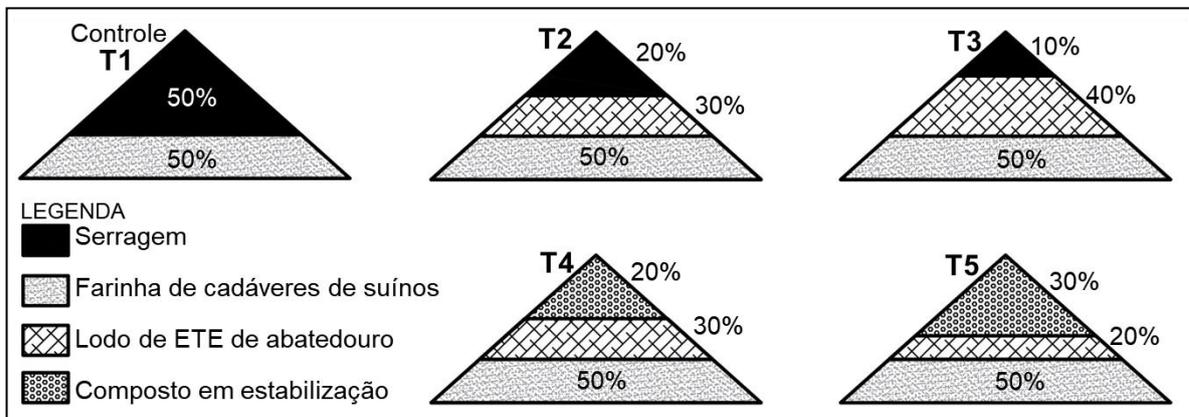


Fig. 1 – Composição dos tratamentos.

O experimento foi conduzido seguindo delineamento completamente casualizado, com duas repetições, em planejamento bifatorial onde um fator foi o “tempo de processo” (1, 60, 120 dias) e o segundo fator foram as misturas. As variáveis respostas foram avaliadas para ambos os fatores (tratamento e tempo), em relação às coletas, sendo as sementes utilizadas.

2.3 Ensaios microbiológicos e fitotoxicológicos

As contagens de mesófilos (CMM) e termófilos (CMT) totais foram realizadas pelo plaqueamento por superfície (Apha, 2001). As amostras foram submetidas à estufa microbiológica por 48 h a 35 °C para determinação de bactérias mesofílicas, e 45 °C para determinação de bactérias termofílicas. As análises foram em triplicata, com limites de detecção entre 10 (inferior) e 250 (superior). Os valores foram expressados na base logarítmica (log.UFC/g).

A germinação em sementes de alface (*Lactuca sativa*), pepino (*Cucumis sativus*), rabo de galo (*Celosia argentea*), soja convencional (*Glycine max*), trigo (*Triticum aestivum*) e arroz (*Oryza sativa*), foi realizada com extrato aquoso das amostras (1:10; m/v; 1h de agitação; filtração), aplicado em placas de petri com 10 sementes, e incubado por 48 h, à 25 °C no escuro, adaptado de Mendes et al., 2016. O procedimento foi repetido apenas com água destilada (branco).

O índice de germinação (IG%) foi calculado conforme Eq. 1 (Gao et al., 2010):

$$IG\% = (Gm \times Lm) \times 100 / (Gc \times Lc) \quad (1)$$

“IG%” é o índice de germinação das sementes expressado em percentual; “Gm” é o número de sementes germinadas na exposição da amostra do composto; “Lm” é o alongamento das raízes das sementes na exposição da amostra do composto; “Gc” é o número de sementes germinadas na exposição de água destilada (controle); e “Lc” é o alongamento das raízes das sementes na exposição de água destilada (controle).

2.4 Análise estatística

Atendendo os pressupostos de normalidade, foi dado seguimento a análise de Variância Unifatorial (ANOVA). Em caso de significância estatística para o grupo de variáveis, foram analisadas separadamente quanto ao fator tempo e fator mistura através do teste de Tukey.

O coeficiente de correlação de Pearson foi calculado para os tratamentos com os dados de T2 e T3 para as 3 coletas (dia 1, 60 e 120).

3 Resultados e discussão

As características das matérias-primas utilizadas são apresentadas na Tabela 1. Pode ser observado que, entre as matérias primas encaminhadas para compostagem, a serragem é a única com ausência prévia de fitotoxicidade. A FCS, seguida de COM e LOD, apresentaram os mais baixos índices de germinação, demonstrando a necessidade de tratamento do material antes da disposição no meio ambiente.

Tabela 1 – Caracterização biológica das matérias-primas utilizadas na compostagem de FCS (média ± desvio padrão)

Parâmetros	SER	FCS	LOD	COM
IG Pep (%)	52,2 ± 43,84	0,0	1,0 ± 0,1	0,36 ± 0,5
IG Alf (%)	97,2 ± 42,21	0,0	0,3	0,0
IG Cel (%)	115,1 ± 19,99	1,3 ± 2,2	0,0	0,0
IG Soj (%)	155,7 ± 47,07	20,9 ± 10,5	52,7 ± 21,7	11,18 ± 4,5
IG Tri (%)	36,5 ± 19,48	3,0 ± 1,8	5,1 ± 4,4	4,54 ± 0,8
IG Arr(%)	119,7 ± 4,20	3,0 ± 1,8	37,6 ± 9,3	4,16 ± 5,9
CMM (log.UFC/g)	5,8	2,7	3,4	2,9
CMT (log.UFC/g)	1,0	1,0	3,4	2,6

SER = Serragem; FCS = Farinha de cadáveres de suínos; LOD = lodo de ETE de abatedouro; COM = Composto em estabilização; IG = Índice de germinação; Pep = Pepino; Alf = Alfaca; Cel = Celósia; Soj = Soja; Tri = Trigo; CMM = Contagem de microrganismos mesofílicos; CMT = Contagem de microrganismos termofílicos.

3.1 Parâmetros microbiológico da compostagem de FCS.

As CMM e CMT nos dias 1, 60 e 120 e as médias ao longo do tempo (dias 1, 20, 40, 60, 80, 100, 120) são apresentadas na Tabela 2. As médias dos parâmetros físico-químicos para os tratamentos foram previamente apresentados em no Capítulo 3.1 (Artigo 1).

Os tratamentos com FCS nas misturas (T2, T3, T4 e T5) atingiram médias de CMM inferior ao controle ($p < 0,05$). A microbiota mais desenvolvida para T1 pode ser confirmada pelo registro de temperatura, que foi cerca de 10 °C superior aos demais tratamentos ao longo da maior parte do tempo de compostagem.

A CMM em T3, T4 e T5 se manteve constante nos primeiros 60 dias e declinou no final do processo, como resultado da estabilização do material.

Tabela 2 – Contagem de bactérias nos tratamentos de compostagem com farinha de cadáveres de suínos (média + erro padrão médio).

Tempo (d)	T1 (controle)	T2	T3	T4	T5	Média ± SEM
CMM (35°C) (log.UFC/g)						
1	7,2 ± 0,0 ^a	6,3 ± 0,4 ^{ab}	6,3 ± 0,0 ^{Aab}	5,8 ± 0,1 ^{Ab}	3,7 ± 0,1 ^{Bc}	6,0 ± 0,3
60	6,6 ± 0,3	6,1 ± 0,0	6,0 ± 0,1 ^A	6,2 ± 0,3 ^A	7,3 ± 0,4 ^A	6,4 ± 0,1
120	6,9 ± 0,1 ^a	5,5 ± 0,2 ^{bc}	5,6 ± 0,1 ^{Bb}	4,9 ± 0,0 ^{Bcd}	4,5 ± 0,2 ^{Bd}	5,4 ± 0,2
CMT (45°C) (log.UFC/g)						
1	6,9 ± 0,1 ^{Aa}	4,8 ± 0,7 ^{Ab}	4,8 ± 0,1 ^{Bb}	4,7 ± 0,2 ^b	3,6 ± 0,1 ^b	5,1 ± 0,3
60	1,0 ^C	5,7 ± 0,5 ^A	6,5 ± 0,0 ^A	3,6 ± 0,0	3,7 ± 0,0	4,1 ± 0,5
120	5,8 ± 0,1 ^B	3,5 ± 0,0 ^B	3,4 ± 0,0 ^C	3,4 ± 0,0	3,5 ± 0,2	3,9 ± 0,2

LETRAS MAIÚSCULAS = diferentes na coluna (tempo); LETRAS MINÚSCULAS = diferentes na linha (tratamento). *Dados sem normalidade. CMM = Contagem de microrganismos mesofílicos; CMT = Contagem de microrganismos termofílicos. T1 = SER: LOD (50:50); T2 = SER:FCS:LOD (50:30:20); T3 = SER:FCS:LOD (50:40:10); T4 = SER:FCS:COM (50:30:20); T5 = SER:FCS:COM (50:20:30); SER = Serragem; FCS = Farinha de cadáveres de suínos; LOD = lodo de ETE de abatedouro; COM = Composto em estabilização

No dia 1 a CMT foi superior para o controle em relação aos tratamentos com FCS ($p < 0,05$). Em relação à evolução no tempo, T1, T2 e T3 apresentaram declínio no dia 120, acompanhando o decaimento das temperaturas que perduraram por mais de 50 dias.

As contagens de microrganismos foram inferiores ao controle. Isso pode ter ocorrido pelo uso de FCS, que diminuiu significativamente o teor de umidade e a relação C/N, e aumentou a condutividade do material em degradação (Capítulo 3.1 – Artigo 1). O desenvolvimento da compostagem é diversificado e sua dinâmica interage entre parâmetros biológicos, químicos e físicos, existindo grande influência da relação C/N, concentração de oxigênio, pH, umidade, tamanho das partículas e porosidade (Białobrzewski et al., 2015). Sabendo que o protoplasma das bactérias é 90% água, a falta de umidade na pilha pode diminuir a multiplicação celular dos microrganismos e assim diminuir a velocidade de degradação do material em compostagem.

3.2 Ensaio de fitotoxicidade

As respostas para as sementes de *L. sativa*, *C. sativus* e *C. argentea* foram apresentadas na Fig. 2. O tratamento controle foi o único que apresentou germinação ao longo do tempo. Após o início do processo, alterações decorrentes da decomposição dos materiais levaram a uma fase mais fitotóxica. Para esse tratamento, IGs superiores a 80% e 60% foram atingidos para *C. sativus* e *C. argentea* no fim do processo ($d = 120$), sugerindo a bioestabilização do material. Tiquia et al. (1996) recomenda valores superior a 80% para confirmar a ausência de fitotoxicidade do composto.

O uso de FCS indica incremento de elementos fitotóxicos na matéria prima encaminhada para compostagem. O acompanhamento ao longo do tempo demonstra a insuficiência da sua redução ao longo do processo de compostagem, produzindo composto final com potencial de efeitos adversos na germinação e alongamento das raízes de espécies vegetais.

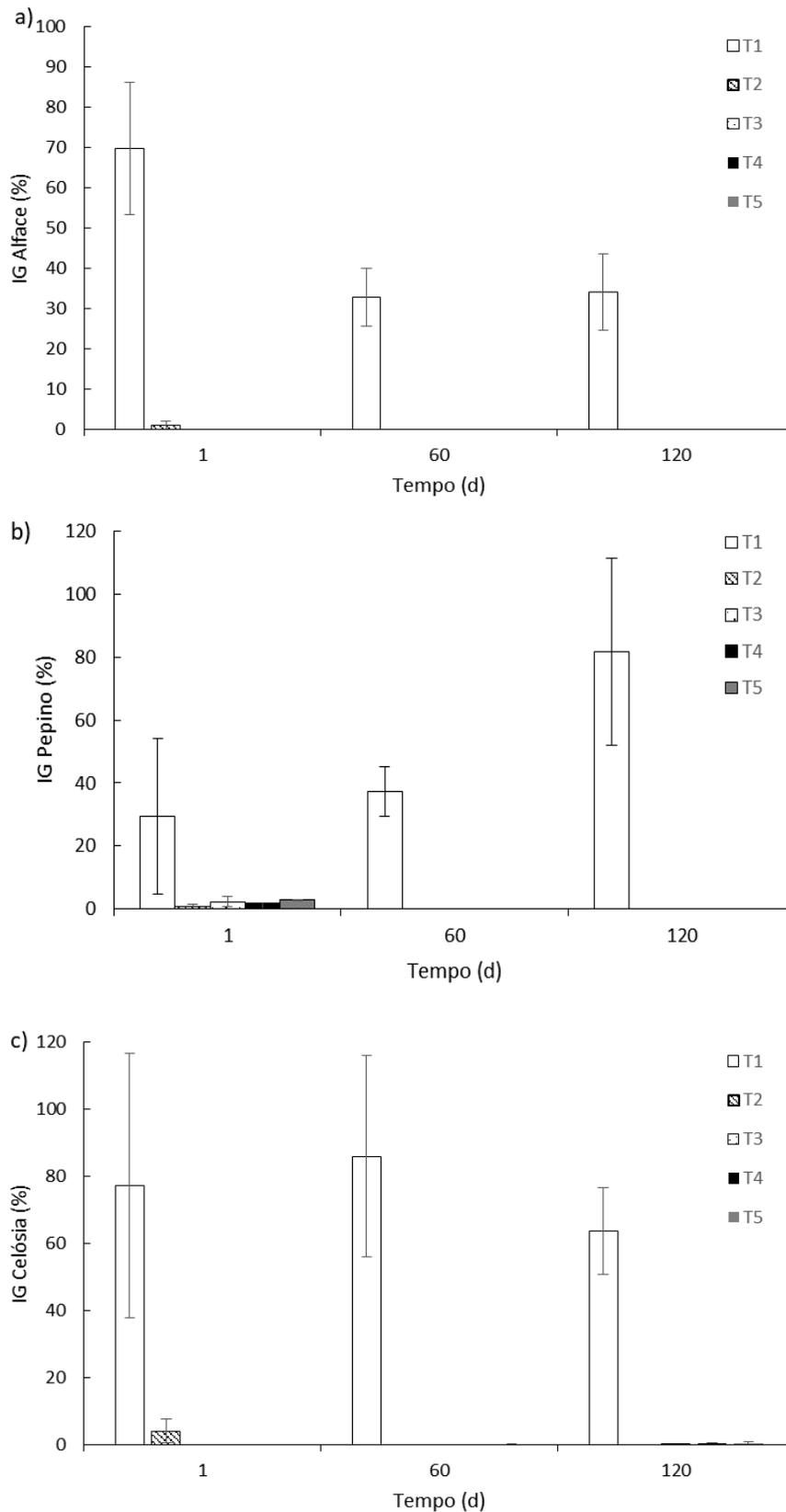


Fig. 2 – Índice de germinação de alfaca (*L. sativa*) (a), pepino (*C. sativus*) (b) e celósia (*C. argentea*) (c) durante a compostagem com FCS. SER = Serragem; FCS = Farinha de cadáveres de suínos; LOD = lodo de ETE de abatedouro; COM = Composto em estabilização. T1 = SER: LOD (50:50); T2 = SER:FCS:LOD (50:30:20); T3 = SER:FCS:LOD (50:40:10; T4 = SER:FCS:COM (50:30:20); T5 = SER:FCS:COM (50:20:30);

Os IG's para sementes *G. max*, *T. aestivum* e *O. sativa* nos dias 1, 60 e 120 são apresentados na Fig. 3. Para *G. max* nenhum dos tratamentos com FCS acompanharam o controle nos dias 60 e 120 ($p < 0,05$), que atingiu índices superiores a 80%. Esse mesmo perfil de resposta foi obtido com outras duas sementes testadas, com IG final para T1 entre 60-70%. As sementes *T. aestivum* e *O. sativa* foram as que apresentaram os menores IG's no final do processo para os tratamentos com FCS ($< 10\%$), enquanto as sementes de soja apresentaram índices inferiores à 30%. Essa diferença pode ser atribuída às características da semente, como tamanho, reserva metabólica e mecanismos de resistência a efeitos tóxicos no seu crescimento.

Apesar das variações entre as sementes utilizadas, as misturas contendo FCS (T2, T3, T4 e T5) apresentaram compostos finais fitotóxicos em todas as 6 sementes testadas. Apesar da relação C/N, que atingiu os limites para todos os tratamentos, os compostos com FCS foram classificados como imaturos, apenas o tratamento controle atingiu a maturação (Ccqç, 2001). A relação C/N é um parâmetro confiável para avaliação da humificação do processo, porém, deve-se sempre utilizar um ou dois parâmetros complementares para confirmação do grau de estabilização do composto (ZHOU et al., 2014).

Em estágios intermediários da compostagem, podem ser encontradas fitoxinas nas pilhas, como os ácidos produzidos decorrentes da decomposição da matéria orgânica que podem afetar a germinação (Barral e Paradelo, 2011), porém isso não justifica os IG atingidos no fim do processo, que podem ser atribuídos a alta CE do material. Os teores elevados de gordura, característicos desse tipo de material de origem animal, também podem ser a causa dos efeitos adversos nas espécies vegetais testadas. Tempos maiores de compostagem (> 180 dias) podem ser relevantes para redução dessa fração, e por consequência, diminuição da fitotoxicidade.

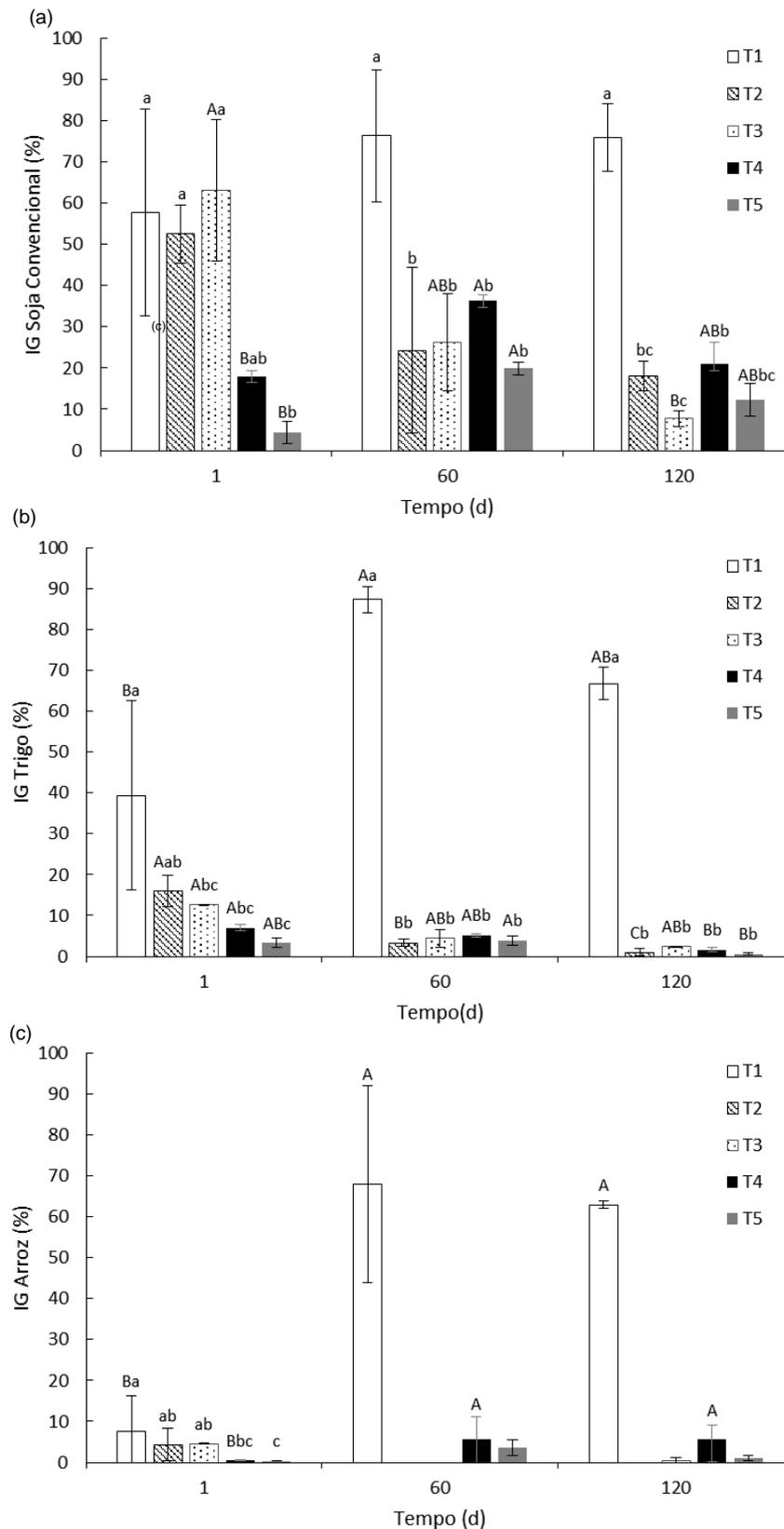


Fig. 3 – Índice de germinação de soja convencional (*G. max*) (a), trigo (*T. aestivum*) (b) e arroz (*O. sativa*) (c) nos dias 1, 60 e 120 de compostagem com FCS. LETRAS MAIÚSCULAS diferem ao longo do tempo no mesmo tratamento. LETRAS MINÚSCULAS diferem entre os tratamentos em cada coleta. IG = Índice de germinação; SER = Serragem; FCS = Farinha de cadáveres de suínos; LOD = lodo de ETE de abatedouro; COM = Composto em estabilização. T1 = SER: LOD (50:50); T2 = SER:FCS:LOD (50:30:20); T3 = SER:FCS:LOD (50:40:10); T4 = SER:FCS:COM (50:30:20); T5 = SER:FCS:COM (50:20:30);

3.3 Correlação entre parâmetros físico-químicos e biológicos

O coeficiente significativos de correlação de Pearson para IG duas sementes (soja convencional e trigo), CMM e parâmetros físico-químicos (relação C/N, COT, MO, NTK, P, pH e CE), nos dias 1, 60 e 120 de compostagem, foi apresentada na Tabela 3.

A relação C/N e o COT apresentaram correlação forte e positiva com os IG's. Para CE a correlação das duas sementes foi forte e negativa. As estimativas sugerem que conforme o consumo de COT diminui ao longo da compostagem, diminui a relação C/N e aumenta a quantidade de sais. Isto, é conforme aumenta a CE diminui os IGs.

Baixas relação C/N, como as obtidas nos tratamentos com FCS, significam alta disponibilidade de N, que pode ser perdido na forma de amônia, tóxica para a vida vegetal. Devido ao processo de mineralização, misturas ricas em nitrogênio podem também liberar altas quantidades de sais solúveis que são desfavoráveis para o crescimento vegetal, como o caso de composto com alto valor de condutividade elétrica (3.500 a 4.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$) que podem causar efeito negativo no desenvolvimento das plantas (Onwosi et al., 2017). Conforme Komilis et al. (2011) a CE é uma medida indireta da quantidade total de sais e em altas concentrações pode afetar o desenvolvimento de espécies vegetais.

Tabela 3 – Correlação entre os parâmetros físico-químicos e biológicos dos tratamentos 2 e 3 (FCS:SER:LOD) nos dias 1, 60 e 120 de compostagem (n=12).

	Parâmetros físico-químicos		Parâmetros biológicos	
	COT	CE	IG Soj	IG Tri
Relação C/N	0,87	-0,88	0,81	0,89
COT	1	-0,87	n.s.	0,90
MO		-0,74	n.s.	n.s.
CE		1	-0,83	-0,93
IG Soj			1	0,84

n.s. não significante. C/N = Relação Carbono-Nitrogênio; COT = Carbono orgânico total; P= Fósforo; MO = Matéria orgânica; CE = Condutividade elétrica; IG = Índice de germinação; Soj = Soja convencional; Tri = Trigo; CMM = Contagem de microrganismos mesofílicos. Valores significantes com $p < 0.05$.

4 Conclusão

Entre as misturas testadas, o tratamento 2 e 3, apenas com serragem e lodo, obtiveram melhores índices de germinação no início da compostagem. Porém, há indícios de que esse perfil se inverteu ao longo do processo, quando os tratamentos 3 e 4, contento composto orgânico mostraram uma sutil elevação nos índices de germinação.

Entre as correlações dos parâmetros físico-químicos com as variáveis do tratamento 2 e 3, foi identificado relação forte entre a relação C/N, o carbono orgânico e a condutividade elétrica, que sugerem influência do processo de mineralização e decomposição da matéria orgânica no aumento dos efeitos adversos na germinação conforme o tempo de compostagem.

Nesse sentido, os compostos produzidos com farinha de cadáveres de suínos foram classificados como imaturos após quatro meses de compostagem. De acordo com os resultados encontrados, os compostos orgânicos produzidos não são recomendados para aplicação no solo.

Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) e do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq).

Referências

- Alvarenga, P., Mourinha, C., Farto, M., Santos, T., Palma, P., Sengo, J., Morais, M. C., Cunha-Queda C., 2015. Sewage sludge, compost and other representative organic wastes as agricultural soil amendments: Benefits versus limiting factors. *Waste Manage.* 40, 44-52.
- Apha-American Public Health Association, 2001. *Compendium of methods for the microbiological examination of foods.* 4.ed. Washington: APHA. 676 p.
- Barral, M. T., Paradelo, R., 2011. A review on the use of phytotoxicity as a compost quality indicator. *Dyn soil, dyn plant.* 5, 36-44.
- Białobrzewski, I., Mikš-Krajnik, M., Dach, J., Markowski, M., Czekala, W., Głuchowska, K., 2015. Model of the sewage sludge-straw composting process

- integrating different heat generation capacities of mesophilic and thermophilic microorganisms. *Waste Manage.* 43, 72-83.
- Brasil, 2018. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Portaria N° 37 de Abril de 2018.
- Ccqc - California Compost Quality Council, 2001. Compost Maturity Index, Technical Report. California.
- Corrêa, É.K., Ulguim, R.R., Corrêa, L.B., Castilhos, D.D., Bianchi, I., Turnes, C. G, Lucia, T. Jr. 2012. Addition of *Bacillus* sp. inoculums in bedding for swine on a pilot scale: Effect on microbial population and bedding temperature. *Bioresour. Technol.* 121, 127-130.
- European Commission (EC), 2011. Commission Regulation (EU) No 142/2011 of 25 February 2011.
- Gao, M., Li, B., Yu, A., Liang, F., Yang, L., Sun, Y., 2010. The effect of aeration rate on forced-aeration composting of chicken manure and sawdust. *Bioresour. Technol.* 101, 1899-1903.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2018. Indicadores IBGE: Estatística da Produção Pecuária.
- Kalbasi, A., Mukhtar, S., Hawkins, S. E., 2005. Auvermann, B. W. Carcass composting for management of farm mortalities: A review. *Compost Sci Util.* 13, 180-193.
- Khan, N., Clark, I., Miguel A., Monedero, S., Shea, S., Meier, S., Bolan, N., 2014, Maturity indices in co-composting of chicken manure and sawdust with biochar, *Bioresour. Technol.* 168, 245-251.
- Komilis, D., Evangelou, A., Voudrias, E., 2011. Monitoring and optimizing the co-composting of dewatered sludge: A mixture experimental design approach, *J. Environ. Manage.* 92, 2241-2249.
- Krabbe, E. L. E Wilbert, C. A., 2016. Os passivos das cadeias de produção de proteína animal – animais mortos. *Avicultura Industrial, Estudos da Embrapa.* 01, 1251.
- Mendes, P.M., Becker, R., Corrêa, L.B., Bianchi, I., Dai Prá, M.A., Lucia, J.R.T., Corrêa, E.K., 2016. Phytotoxicity as na indicator of stability of broiler production residues. *J. Environ. Manage.* 167, 156-159.
- Onwosi, C. O., Igbokwe, V. C., Odimba, J. N., Eke, I. E., Nwankwoala, M. O., Iroh, I. N., Ezeogu, L. I., 2017. Composting technology in waste stabilization: On the methods, challenges and future prospects. *J. Environ. Manage.* 190, 140-157.
- Qian, X., Shen G., Wang Z., Guo C., Liu Y., Lei Z., Zhang Z., 2014. Co-composting of livestock manure with rice straw: Characterization and establishment of maturity evaluation system. *Waste Manage.* 34, 530-535.
- Shearer, J. K., Griffin, D., Cotton, S. E., 2018. Humane Euthanasia and Carcass Disposal Veterinary Clinics. *Food Animal Practice*, 34, 355-374.
- Tiquia, S.M., Tam N.F.Y., Hodgkiss I.J., 1996. Effects of composting on phytotoxicity of spent pig-manure sawdust litter. *Environ. Pollut.* 93, 249-256.
- Usda – United States Department Of Agriculture, 2018. *Livestock and Poultry: World Markets and Trade.* Foreign Agricultural Service, 11 out.
- Zhou, Ying, Selvam, A., Wong, J. W.C., 2014. Evaluation of humic substances during co-composting of food waste, sawdust and Chinese medicinal herbal residues, *Bioresour. Technol.* 68, 229-234.

4 Considerações Finais

Positivamente, o processo de compostagem com de farinha de cadáver de suínos atingiu temperaturas termofílicas por períodos prolongados. Do ponto de vista nutricional, os compostos apresentaram altos teores de nutrientes (N e P), que desperta o interesse no uso agrícola.

Apesar disso, foi identificado que três dos quatro compostos finais produzidos excederam os limites sugeridos para condutividade elétrica. A alta concentração de sais pode ser decorrente da aplicação de alta dosagem de FCS e materiais já parcialmente mineralizados como, como lodo de abatedouro e composto orgânico.

Os testes biológicos indicaram potencial adverso em espécies vegetais, classificando o produto gerado como imaturo e fitotóxico, o que inviabiliza ou reduz sua aplicabilidade como fertilizante do solo.

Cabe ressaltar, a confirmação da viabilidade do encaminhamento de lodo de estação de tratamento de abatedouro para compostagem, obtendo composto final livre de fitotoxicidade.

Como sugestão para trabalhos futuros, recomenda-se uso de cargas reduzidas de farinha de cadáveres de suínos em misturas de compostagem (<20 % em volume) e tempo de compostagem prolongado (> 180 dias). Ademais, sugere-se que compostos finais sejam testados em bioensaios em escala real, considerando doses de aplicação conforme recomendações agronômicas.

Referências

ABPA – **Associação Brasileira de Proteína Animal**. Relatório Anual. 2018.

ABRAHÃO, A. A. F.; VIANNA, W. L.; CARVALHO, L. F. O. S.; MORETTI, A. S. Causas de mortalidade de leitões neonatos em sistema intensivo de produção de suínos. **Brazilian Journal of Veterinary Research and Animal Science**. v. 41, p. 86-91, 2004.

ADKIN, A.; DONALDSON, N.; KELLY, L. A Quantitative Assessment of the Amount of Prion Diverted to Category 1 Materials and Wastewater During Processing. **Risk Analysis**. v. 33, p. 1197-1211, 2013.

ANVISA. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. **Resolução RDC Nº 222**. mar. 2018.

BARRAL, M. T.; PARADELO, R. A review on the use of phytotoxicity as a compost quality indicator. **Dynamic soil, dynamic plant**, v. 5, p. 36-44, 2011.

BARRENA. R.; ARTOLA, A.; VÁZQUEZ, F.; SÁNCHEZ, A. The use of composting for the treatment of animal by-products: Experiments at lab scale. **Journal of Hazardous Materials**, v. 161, p. 380-386, 2009.

BAYR, S.; RANTANEN, M.; KAPARAJU, P.; RINTALA, J. Mesophilic and thermophilic anaerobic co-digestion of rendering plant and slaughterhouse wastes. **Bioresource Technology**, v. 104, p. 28-36, 2012.

BECK, J. J. B.; UNTERBERGER, S.; HEIN, K. R.G. Effects of sewage sludge and meat and bone meal Co-combustion on SCR catalysts. **Applied Catalysis B: Environmental**, v. 49, p. 15-25, 2004.

BELLAVER, Cláudio. Limitações e vantagens do uso de farinhas de origem animal na alimentação de suínos e de aves. In.: 2º SIMPÓSIO BRASILEIRO ALLTECH DA INDÚSTRIA DE ALIMENTAÇÃO ANIMAL, 2005, Curitiba. **Anais...** Curitiba: 2005. 16 p.

BIAŁOBRZEWSKI, I.; MIKŠ-KRAJNIK, M.; DACH, J.; MARKOWSKI, M.; CZEKAŁA, W.; GŁUCHOWSKA, K. Model of the sewage sludge-straw composting process integrating different heat generation capacities of mesophilic and thermophilic microorganisms. **Waste Management**, v. 43, p. 72-83, 2015.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Instrução Normativa nº25**. 23 de jul. 2009.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Instrução Normativa Nº 50**. 24 de set. 2013.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Portaria Nº 37**. 19 de abr. 2018.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Lei Nº 12.305 - Política Nacional de Resíduos Sólidos**. Brasília: 2010.

BRUM, Juliana Sperotto. **Doenças de suínos**. 2013. 76 f. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Medicina Veterinária, Área de Concentração em Patologia Veterinária, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2013.

CARDOZO, M.; LIMA, K. S. C.; FRANÇA, T. C.C.; LIMA, A. L. S. Aminas biogênicas: um problema de saúde pública. **Revista Virtual de Química**. v.5, p. 149-168, 2013.

CAST. Swine Carcass Disposal Options for Routine and Catastrophic Mortality. **Council for Agricultural Science and Technology**, Iowa, USA. 2008.

CAYUELA, M. L.; MONDINI, C.; INSAM, H.; SINICCO, T; WHITTLE, I. F. Plant and animal wastes composting: Effects of the N source on process performance. **Bioresource Technology**. v. 100, p. 3097-3106, 2009.

CCQC - California Compost Quality Council. **Compost Maturity Index**. California, 2001. 26 p.

CHAALA A.; ROY, C. Recycling of Meat and Bone Meal Animal Feed by Vacuum Pyrolysis. **Environmental Science & Technology**. v. 37, p. 4517-4522, 2003.

CHANG, J. I.; HSU, T. Effects of compositions on food waste composting. **Bioresource Technology**. v. 99, p. 8068-8074, 2008.

CHEN, S.; HSIEH L.; CHIU S. Emission of polycyclic aromatic hydrocarbons from animal carcass incinerators. **Science of The Total Environment**. v. 313, p. 61-76, 2003.

CONESA, J. A.; FULLANA, A.; FONT, R. Dioxin production during the thermal treatment of meat and bone meal residues. **Chemosphere**. v. 59, p. 85-90, 2005.

CONESA, J.A.; FULLANA, A.; FONT, R. Thermal decomposition of meat and bone meal. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**. v. 70, p. 619-630, 2003.

CORRÊA, E. K.; BIANCHI, I.; LUCIA Jr, T.; CORRÊA, L. B.; MARQUES, R. V.; PAZ, M. F. Fundamentos da Compostagem. In: Érico Kunde Corrêa; Luciana Bilhalva Corrêa. (Org.). **Gestão de resíduos sólidos**. 1.ed. Porto Alegre: Evangraf, 2012a. p. 35-46.

CRUZ, A. C.; PEREIRA, F. S.; FIGUEIREDO, V. S. Fertilizantes organominerais de resíduos do agronegócio: avaliação do potencial econômico brasileiro. **Indústria Química: BNDS Setorial**, v. 45, p. 137-187, 2017.

CUMMINS, E.; ADKIN, A. Exposure Assessment of TSEs from the Landspreading of Meat and Bone Meal. **Risk Analysis**, v. 27, p. 1179-1202, 2007.

DUTRA, I. S.; CURCI, V. C. M.; SOUZA, A. M. Diretrizes sanitárias europeias sobre a exclusão de animais mortos da cadeia alimentar animal (Parte 2/2). **Equipe Beef Point**, São Paulo, 07 mar, 2002.

EC - European Commission. **Commission Regulation (EU) No 142/2011**. 2011.

EC - European Commission. **Regulation (EC) No 1069/2009**. 2009

EPA – Environmental Protection Agency. **Ecological Effects Test Guidelines**. OPPTS 850.4200. Seed Germination/Root Elongation Toxicity Test. 1996.

FAO. Food and Agriculture Organization of United State. **The State of Agricultural Commodity Markets**. Roma, 2018. 94 p.

FRANKE-WHITTLE, I. H.; INSAM, H. Treatment alternatives of slaughterhouse wastes, and their effect on the inactivation of different pathogens: A review. **Critical Reviews in Microbiology**, v.39, p.139-151, 2013

GLANVILLE, T.D.; RICHARD, T.L.; HARMON, J.D.; REYNOLDS, D.L.; AHN, H.K.; AKINC, A. Composting Livestock Mortalities. **BioCycle**, v. 47, p. 42-48, 2006.

GUAN, J.; CHAN, M.; GRENIER, C.; BROOKS, B.W.; SPENCER, J.L.; KANENDONK, C.; COPPS, J.; CLAVIJO, A. Degradation of foot-and-mouth disease virus during composting of infected pig carcasses. **The Canadian Journal of Veterinary Research**, v.74, p.40-44, 2010.

GUIDONI, L. L. C.; MARQUES, R. V.; MONCKES, R. B.; BOTELHO, F. T.; DA PAZ, M. F.; CORRÊA, L. B.; CORRÊA, E. K. Home composting using diferente ratios of bulking agente to food waste. **Journal of Environmental Management**, v. 207, p. 141-150, 2018.

GWYTHER, C. L.; WILLIAMS, A. P.; GOLYSHIN, P. N.; JONES, G. E.; JONES, D. L. The environmental and biosecurity characteristics of livestock carcass disposal methods: A review. **Waste Management**, v. 31, p. 767-778, 2011.

HIDALGO, D.; MARTÍN-MARROQUÍN, J.M.; CORONA, F. The effect of feed composition on anaerobic co-digestion of animal-processing by-products. **Journal of Environmental Management**, v. 216, p. 105-110, 2018.

HOWARD, A. **Um testamento agrícola**. São Paulo: Expressão Popular, 2007, 360 p.

IBGE. **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística**. Indicadores IBGE: Estatística da Produção Pecuária. 2018.

IMBEAH, M. Composting piggery waste: A review. **Bioresource Technology**, v. 63, p. 197-203, 1998.

INÁCIO, C. T. I; MILLER, P. R. M. Compostagem: ciência e prática para a gestão de resíduos orgânicos. Rio de Janeiro: **Embrapa Solos**, 2009. 156 p.

JENG, A.; HARALDSEN, T.; VAGSTAD, N. Meat and bone meal as nitrogen fertilizer to cereals in Norway. **Agricultural and Food Science**, v. 13, p. 268-275. 2004.

JENG, A.S.; HARALDSEN, T.K.; GRØNLUND, A.; PEDERSEN, P.A. Meat and bone meal as nitrogen and phosphorus fertilizer to cereals and rye grass. IN.: ADVANCES IN INTEGRATED SOIL FERTILITY MANAGEMENT IN SUB-SAHARAN AFRICA: CHALLENGES AND OPPORTUNITIES. **Anais...** 2006, p. 245-253.

KALBASI, A., MUKHTAR, S.; HAWKINS, S. E.; AUVERMANN, B. W. Carcass composting for management of farm mortalities: A review. **Compost Science & Utilization**, v.13, p. 180-193, 2005.

KIEHL, E. J. Manual de compostagem: maturação e qualidade do composto. 4.ed. Piracicaba: E.J. Kiehl/USP, 2004. 173 p.

KIANIRAD, M.; MUAZARDALAN, M.; SAVAGHEBI, G.; FARAHBAKHSI, M.; MIRDAMADI, S. Effects of temperature treatment on corn cob composting and reducing of composting time: a comparative study. **Waste Management and Research**, v. 28, p. 882-887, 2010.

KOMILIS, D.; EVANGELOU, A.; VOUDRIAS, E. Monitoring and optimizing the co-composting of dewatered sludge: A mixture experimental design approach, **Journal of Environmental Management**, v. 92, p. 2241-2249, 2011.

KRABBE, E. L. Destino de carcaça de animais mortos. In.: **X SIMPÓSIO BRASIL SUL DE SUINOCULTURA**. Chapecó, SC. **Anais...** 2017. p. 92-103.

KRABBE, E. L.; WILBERT, C. A. Os passivos das cadeias de produção de proteína animal – animais mortos. **Avicultura Industrial, Estudos da Embrapa**, v. 251, p. 24-31, 2016.

LI, M.; XIONG, T.; JI, Y.; HAYES, D.; ZHANG, W. African swine fever in China: An Update. **Agricultural Policy Review**, v. 1, p. 3-5, 2019.

LIMA, G. J. M. M.; NOCOLOSO, R. S.; KRABBE, E. L. Uso de animais mortos na fabricação de farinhas de origem animal: vale a pena correr riscos? **Revista Reciclagem Animal: Graxaria Brasileira**, v. 56, p. 66-70, 2017a.

LIMA, G. J. M. M.; FEDDERN, V. MAZZUCO, H. Aminas biogênicas são compostos indicativos de putrefação de subprodutos animais. **Suinocultura industrial**, 274, p. 14-17, 2017b.

MONDINI, C.; CAYUELA, M. L.; SINICCO, T.; MONEDERO, M. A. S.; BERTOLONE, E.; LAURA, B. Soil application of meat and bone meal. Short-term effects on mineralization dynamics and soil biochemical and microbiological properties. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 40, p. 462-474, 2008.

MORAES, N.; ZANELLA, J. R. C. **Nota técnica: Como evitar a disseminação da Peste Suína Clássica (PSC)**. Concórdia/SC: Embrapa, 2018.

MORROW, M.; O'QUINN, P.; BARKER, J.; ERICKSON, G.; POST, K.; MCCAW, M. Composting as a suitable technique for managing swine mortalities. **Swine Health and Production**, v. 3, p. 236-243, 1995.

NEKLIUDOV, A.; FEDOTOV, N. G.; ANDREW, I. Intensification of composting processes by aerobic microorganisms: A review. **Prikladnaia biokhimiia i mikrobiologiia**, v. 44, p. 9-23, 2008

OGA, S.; CAMARGO, M. M. A.; BATISTUZZO, J. A. O. **Fundamentos de Toxicologia**. 3.ed. São Paulo: Atheneu Editora, 2008. 667 p.

OLIVEIRA, J. J.; DALMAZO, G. O.; MORSELLI, T. B. G. A.; OLIVEIRA, V. F. S.; CORRÊA, L. B.; NORA, L.; CORRÊA, E. K. Composted slaughterhouse sludge as a substitute for chemical fertilizers in the cultures of lettuce (*Lactuca sativa* L.) and radish (*Raphanus sativus* L.). **Food Science and Technology**. v. 38, p. 91-97, 2018.

DA PAZ, M. F. **Avaliação de compostagem de resíduos da indústria de alimentos através de parâmetros físico-químicos, microbiológicos e ecotoxicológicos**. 2013. 84f. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia de Alimentos, Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel, Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 2017.

PEREIRA NETO, João Tinoco. **Manual da Compostagem: Processo de Baixo Custo**. Viçosa, MG: Ed. UFV, 2007. 81 p.

QIAN, X.; SHEN G.; WANG Z.; GUO C.; LIU Y.; LEI Z.; Zhang Z. Co-composting of livestock manure with rice straw: Characterization and establishment of maturity evaluation system. **Waste Management**, v.34, p. 530-535, 2014

SÁNCHEZ, Z Ó. J.; OSPINA, D. A., MONTOYA, S. Compost supplementation with nutrients and microorganisms in composting process. **Waste Management**. v. 69, p. 136-153, 2017.

SEAMEN, T. F. Meat processing by-products management trends. **BioCycle**, v.42, p. 62, 2001.

SERENA, G. C. **Análise dos métodos de aproveitamento de carcaças de animais de produção e resíduos animais no campo, a luz dos aspectos legais incidentes sobre a biosseguridade e a proteção à saúde animal**. 2014. 41 f. Monografia (Trabalho de Conclusão de Curso) – Faculdade de Medicina Veterinária, Centro de Ciências Rurais, Universidade Federal de Santa Catarina. 2017.

SHARROCK, P.; FIALLO, M.; NZIHOU A.; CHKIR, M. Hazardous animal waste carcasses transformation into slow release fertilizers. **Journal of Hazardous Materials**, v. 167, p.119-123, 2009.

SHEARER, J. K.; GRIFFIN, D.; COTTON, S. E. Humane Euthanasia and Carcass Disposal Veterinary Clinics: **Food Animal Practice**, v. 34, p. 355-374, 2018.

SPÅNGBERG, J.; HANSSON P., A.; TIDÅKER P.; JÖNSSON H. Environmental impact of meat meal fertilizer vs. chemical fertilizer, Resources. **Conservation and Recycling**. v. 55, p. 1078-1086, 2011.

STEVENS, A.; LEE, L. **Fever could kill a third of China's pigs. That's almost as many as are farmed in the US and Europe**. CNN Business, Hebei (China), 15 mai. 2019.

TYAGI, V. K.; LO, S. L. Sludge: A waste or renewable source for energy and resources recovery? **Renewable & Sustainable Energy Reviews**. v. 25, p. 708-728, 2013.

WON, S. G. PARK, J. Y.; RAHMAN, M. M. PARK K. H.; RA, C.S. Co-composting of swine mortalities with swine manure and sawdust. **Compost Science & Utilization**, v.24, p. 42-53, 2016.

WU, G.; HEALY, M. G.; ZHAN, X. Effect of the solid content on anaerobic digestion of meat and bone meal. **Bioresource Technology**, v. 100, p. 4326-4331, 2009.

ZANELLA, J. R. C.; MORÉS, N.; BARCELLOS, D. E. S. N. Principais ameaças sanitárias endêmicas da cadeia produtiva de suínos no Brasil. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, p. 443-453, 2016.

ZHOU, YING, SELVAM, A.; WONG, J. W.C. Evaluation of humic substances during co-composting of food waste, sawdust and Chinese medicinal herbal residues, **Bioresource Technology**, v.68, p. 229-234, 2014.