

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA

INTEGRAÇÃO DE BIOPROCESSOS PARA A ESTABILIZAÇÃO DE RESÍDUOS
AGROINDUSTRIAIS

ROSANA KRAUSS NIEDZIALKOSKI

CASCADEL – PARANÁ
JULHO DE 2020

ROSANA KRAUSS NIEDZIALKOSKI

**INTEGRAÇÃO DE BIOPROCESSOS PARA A ESTABILIZAÇÃO DE RESÍDUOS
AGROINDUSTRIAIS**

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola da Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE), em cumprimento aos requisitos exigidos para obtenção do título de Doutora em Engenharia Agrícola, área de concentração Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental.

Orientadora: Profª Drª Mônica Sarolli Silva De Mendonça Costa

CASCADEL – PARANÁ

JULHO DE 2020

Ficha de identificação da obra elaborada através do Formulário de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da Unioeste.

Niedzialkoski, Rosana Krauss
Integração de bioprocessos para a estabilização de
resíduos agroindustriais / Rosana Krauss Niedzialkoski;
orientador(a), Dra. Mônica Sarolli Silva De Mendonça Costa,
2020.

81 f.

Tese (doutorado), Universidade Estadual do Oeste do
Paraná, Campus de Cascavel, Centro de Ciências Exatas e
Tecnológicas, Programa de Pós-Graduação em Engenharia
Agrícola, 2020.

1. Compostagem. 2. Vermicompostagem. 3. Digestão
anaeróbia. 4. Avicultura de corte. I. Costa, Dra. Mônica
Sarolli Silva De Mendonça. II. Título.

Revisora de português, inglês e normas: Silvana de Araújo Vaillões.
Data das revisões: 06 de setembro de 2020.

ROSANA KRAUSS NIEDZIALKOSKI

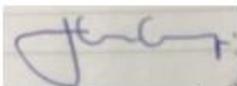
INTEGRAÇÃO DE BIOPROCESSOS PARA A ESTABILIZAÇÃO DE RESÍDUOS AGROINDUSTRIAIS

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola em cumprimento parcial aos requisitos para obtenção do título de Doutora em Engenharia Agrícola, área de concentração Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, linha de pesquisa Saneamento Ambiental, APROVADO(A) pela seguinte banca examinadora:



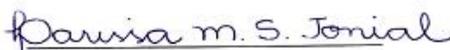
Orientador(a) - Monica Sarolli Silva de Mendonça Costa

Universidade Estadual do Oeste do Paraná - Campus de Cascavel (UNIOESTE)



Jorge de Lucas Júnior

Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho - UNESP (UNESP)



Larissa Macedo dos Santos Tonial

Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR)



Simone Damasceno Gomes

Universidade Estadual do Oeste do Paraná - Campus de Cascavel (UNIOESTE)



Silvia Renata Machado Coelho

Universidade Estadual do Oeste do Paraná - Campus de Cascavel (UNIOESTE)

Cascavel, 16 de julho de 2020

BIOGRAFIA

ROSANA KRAUSS NIEDZIALKOSKI – Nascida em 21 de julho de 1986, natural de Corbélia, Paraná. Possui formação técnica em Agropecuária (2004) pelo Colégio Agrícola Senador Carlos Gomes de Oliveira, Araquari, Santa Catarina. Graduada em Engenharia Agrícola (2010) pela Universidade Estadual do Oeste do Paraná, campus Cascavel, Paraná. Em 2013 concluiu o Mestrado em Energia na Agricultura pela Universidade Estadual do Oeste do Paraná, campus Cascavel, Paraná. Atualmente é doutoranda (bolsista CAPES) pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola da Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, Paraná, vinculado à área de concentração de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, atuando na linha de pesquisa de Saneamento Ambiental.

A meu esposo, Valmir, às minhas filhas, Isabela e Gabriela,
a meus pais, Fauri e Adelaide, a Ovídio Krauss Sobrinho (*in memoriam*), com todo
amor e carinho,

DEDICO!

AGRADECIMENTOS

A Deus, pela vida e por todas as oportunidades ao longo do caminho, pois, sem Ele, nada seria possível.

Aos meus pais, Fauri e Adelaide, que foram os primeiros professores e que, mesmo com todas as dificuldades, sempre me incentivaram a continuar.

A meu esposo, Valmir, e minhas filhas, Isabela e Gabriela, que sempre compreenderam os meus momentos de ausência e tornaram a minha caminhada mais fácil e bonita. Vocês são meus tesouros aqui na terra.

Aos colegas do Laboratório de Resíduos Agroindustriais (LARA), pela ajuda na montagem e condução do experimento; ao técnico e amigo, Edison Barbosa da Cunha, pela ajuda nas análises laboratoriais, e ao professor, Luiz Antônio de Mendonça Costa, por compartilhar suas experiências e ensinamento.

Um agradecimento especial ao meu colega, Felipe Martins Damaceno, pela ajuda e parceria prestada no decorrer dessa caminhada; que essa amizade dure por muito tempo.

À Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE), campus Cascavel, e ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola (PGEAGRI), pela oportunidade e estrutura disponibilizada.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e à Fundação Araucária, pela bolsa de estudos concedida durante todo o Doutorado.

A todos os professores (as) que já passaram pelo meu caminho, ao longo desses anos, agradeço pelas contribuições de cada um. Em especial, à minha Orientadora, Dra. Mônica Sarolli Silva de Mendonça Costa, pela oportunidade e por seus ensinamentos durante o período do Doutorado.

Enfim, a todos aqueles que, de alguma forma, contribuíram para que essa etapa fosse concluída com sucesso, o meu muito obrigado!

INTEGRAÇÃO DE BIOPROCESSOS PARA A ESTABILIZAÇÃO DE RESÍDUOS AGROINDUSTRIAIS

RESUMO

O aproveitamento dos resíduos gerados na cadeia produtiva do frango de corte, dada a significativa quantidade gerada, é uma questão estratégica e remete à sustentabilidade do setor produtivo. Atualmente, a compostagem é o processo mais utilizado para a estabilização desses resíduos. No entanto, estes apresentam potencial para a produção de energia por meio da digestão anaeróbia (DA) e podem ser submetidos ao processo de vermicompostagem, desde que alguns fatores sejam observados. O presente estudo teve por objetivo avaliar a integração de bioprocessos para aumentar as possibilidades de aproveitamento dos resíduos da cadeia do frango de corte. Para isso, leiras de compostagem foram submersas em água (2:1, água: resíduo, em peso na matéria natural), após passarem por diferentes tempos de compostagem (0, 10, 20 e 30 dias). Após 24 horas em meio aquoso, as leiras passaram por separação das frações (SF) sólido-líquido. Após a SF, parte do material sólido, retido na peneira, foi novamente enleirado para a finalização do processo de compostagem; outra parte da fração sólida foi submetida à vermicompostagem e a fração líquida foi encaminhada à DA. O desempenho do processo de compostagem foi avaliado em função da temperatura e das reduções de massa e volume e os compostos obtidos foram avaliados quanto às características físico-químicas e espectroscópicas; e na aptidão como substrato para produção de mudas de tomate após a fase de estabilização (65 dias) e maturação (95 dias). Ao final da vermicompostagem foram avaliadas as características qualitativas e espectroscópicas dos vermicompostos e o número de ovos, minhocas jovens e adultas. A fração líquida foi caracterizada e o potencial bioquímico de metano (PBM) foi avaliado. Observou-se interferência da realização da SF em alguns parâmetros de controle do processo de compostagem. As leiras que não foram submetidas à SF (controle) apresentaram maior acúmulo exotérmico (1053°C), quando comparadas às demais. Entretanto, a SF não afetou o tempo mínimo (15 dias) para sanitização do processo, ou seja, temperaturas maiores ou iguais a 55°C. A análise dos componentes principais (ACP) revelou a existência de dois grupos distintos, estabilizados e maturados, quanto às características físico-químicas. Entretanto, quando avaliados, quanto à aptidão para uso como substrato, observou-se que os compostos orgânicos provenientes de leiras, que foram submetidas à SF, promoveram a obtenção de mudas de tomate com maior qualidade (IQM), independentemente da fase em que o composto se encontrava (estabilizado ou maturado). A compostagem, seguida de hidratação e SF, como forma de pré-tratamento antecedendo a vermicompostagem, favorece a adaptação e sobrevivência das minhocas, reduzindo o teor de sais, o carbono orgânico total e o teor de nitrogênio. A análise multivariada permitiu concluir que essas variáveis, em altas concentrações, podem ser limitantes à vermicompostagem. Além de proporcionar um ambiente favorável ao desenvolvimento das minhocas, a integração dos bioprocessos gerou, ao final, um adubo orgânico de qualidade, livre de compostos fitotóxicos e com caráter fitoestimulante. A melhor condição de recuperação de energia da fração líquida foi o tratamento T_0 com $461,8 \text{ L CH}_4 \text{ kg}^{-1} \cdot \text{SV}_{\text{add}}$, não sendo interessante tempos de pré-compostagem superiores a 20 dias. As análises permitiram concluir que a integração dos bioprocessos de compostagem, vermicompostagem e DA é uma alternativa sustentável, visto que permite não somente a reciclagem dos nutrientes contidos nos resíduos, mas também a geração de uma fonte de energia limpa.

Palavras-chave: avicultura de corte; compostagem; vermicompostagem; digestão anaeróbia.

BIOPROCESSES INTEGRATION FOR THE STABILIZATION OF AGRO-INDUSTRIAL WASTE

ABSTRACT

The use of waste generated in the broiler production chain, given its significant amount, is a strategic issue and refers to the sustainability of the productive sector. Currently, composting is the most used process to stabilize these wastes. Furthermore, they have the potential for energy production through anaerobic digestion (AD) and can be subjected to the vermicomposting process, provided that some factors are observed. The present study evaluated the integration of bioprocesses to increase the possibilities of using waste from the broiler chicken production. For this, composting windrows were subjected, at different times (T₀, T₁₀, T₂₀ and T₃₀ days), to the separation of the solid-liquid fractions (SF) after being submerged in water (2:1, water: waste, by weight in natural matter). After 24h in aqueous environment, part of the solid material retained in the sieve was again lined up for the completion of the composting process; another part of the solid fraction was subjected to vermicomposting and the liquid fraction was sent to AD. The performance of the composting process was evaluated according to the temperature and mass and volume reductions, and the obtained compounds were evaluated for physical-chemical and spectroscopic characteristics and suitability as a substrate for the production of tomato seedlings after the stabilization phase (65 days) and maturation (95 days). At the end of the vermicomposting, the qualitative and spectroscopic characteristics of the vermicomposites and the number of eggs, young and adult worms were evaluated. The liquid fraction was characterized and the biochemical methane potential (BPM) was evaluated. SF interference was observed in some control parameters of the composting process. The windrows that were not submitted to SF (control) showed greater exothermic accumulation (1053°C) when compared to the other windrows. However, SF did not affect the minimum time (15 days) for sanitizing the process, that is, temperatures greater than or equal to 55°C. The principal component analysis (PCA) revealed the existence of two distinct groups, stabilized and matured, in terms of physical-chemical characteristics. However, when evaluated for use suitability as a substrate, it was observed that organic compounds from windrows that were subjected to SF enabled higher quality tomato seedlings (QIS), regardless of the stage of the compost (stabilized or matured). Composting followed by hydration and SF as pre-treatment before vermicomposting, favored the earthworms' adaptation and survival by reducing the salt, total organic carbon, and nitrogen content. Multivariate analysis showed that these variables, in high concentration, could limit vermicomposting. In addition to providing a favorable environment for the development of earthworms, the integration of bioprocesses generated, at the end, a quality organic fertilizer, free of phytotoxic compounds and with a phyto-stimulating character. The best condition for recovering energy from the liquid fraction was the T₀ treatment with 461.8 L CH₄ kg⁻¹.SV_{add}, with pre-composting period not exceeding 20 days. The conclusion was that the integration of the composting, vermicomposting and AD bioprocesses is a sustainable alternative, since it allows not only the recycling of nutrients of the waste, but also the generation of a clean energy source.

Keywords: poultry farming; composting; vermicomposting; anaerobic digestion.

SUMÁRIO

| | |
|--|-------------|
| LISTA DE TABELAS..... | XII |
| LISTA DE FIGURAS | XIII |
| 1 INTRODUÇÃO | 14 |
| 2 OBJETIVOS | 16 |
| 2.1 OBJETIVO GERAL | 16 |
| 2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS | 16 |
| 3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA | 17 |
| 3.1 ASPECTOS GERAIS DA AVICULTURA DE CORTE | 17 |
| 3.2 BIOPROCESSOS DE ESTABILIZAÇÃO DE RESÍDUOS | 19 |
| 3.2.1 Compostagem | 19 |
| 3.2.2 Vermicompostagem | 21 |
| 3.2.3 Digestão anaeróbia | 24 |
| 4 MATERIAL E MÉTODOS | 27 |
| 4.1 COMPOSTAGEM | 27 |
| 4.2 VERMICOMPOSTAGEM | 31 |
| 4.3 ENSAIO DO POTENCIAL BIOQUÍMICO DE METANO – PBM | 33 |
| 4.4 MÉTODOS ANALÍTICOS | 35 |
| 4.4.1 Análises físico-químicas e espectroscópicas | 35 |
| 4.4.2 Análises microbiológicas | 36 |
| 4.4.3 Matéria orgânica extraível em água | 37 |
| 4.4.4 Avaliação do composto como substrato para produção de mudas | 38 |
| 4.5 ANÁLISE ESTATÍSTICA | 39 |
| 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO | 40 |
| 5.1 COMPOSTAGEM | 40 |
| 5.1.1 Desempenho do processo de compostagem | 40 |
| 5.1.1.1 Temperatura | 40 |
| 5.1.1.2 Redução de massa e volume | 41 |
| 5.1.1.3 Balanço de nutrientes | 42 |
| 5.1.1.4 Degradação da MO | 43 |
| 5.1.2 Valor agronômico do composto produzido | 44 |
| 5.1.2.1 Estabilização e maturação | 44 |
| 5.1.2.2 Características finais dos compostos estabilizados e maturados | 47 |
| 5.1.3 Espectroscopia de infravermelho com transformada de Fourier – FTIR | 50 |
| 5.1.4 Avaliação do composto como substrato para produção de mudas | 51 |
| 5.2 VERMICOMPOSTAGEM | 53 |
| 5.2.1 Desempenho do processo: Temperatura e redução de massa | 53 |

| | |
|--|-----------|
| 5.2.2 Influência da integração de processos no desenvolvimento das minhocas | 55 |
| 5.2.3 Qualidade agrônômica dos vermicompostos..... | 56 |
| 5.2.4 Influência dos tempos de pré-compostagem e da separação de frações na germinação de sementes | 58 |
| 5.2.5 Análise multivariada da vermicompostagem | 58 |
| 5.2.6 Espectroscopia de infravermelho – FTIR dos vermicompostos | 60 |
| 5.3 POTENCIAL BIOQUÍMICO DE METANO - PBM | 61 |
| 5.3.1 Efeito dos diferentes tempos de compostagem sobre a fração líquida do substrato ... | 61 |
| 5.3.2 Relação acidez e alcalinidade da fração líquida dos diferentes tempos de compostagem | 64 |
| 5.3.3 Aproveitamento energético da fração líquida | 65 |
| 6 CONCLUSÕES | 68 |
| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS..... | 69 |

LISTA DE TABELAS

| | |
|--|----|
| Tabela 1 Composição inicial dos resíduos e das leiras confeccionadas..... | 27 |
| Tabela 2 Descrição dos tratamentos aplicados na fase de compostagem | 29 |
| Tabela 3 Caracterização química inicial de cada tratamento | 32 |
| Tabela 4 Parâmetros de controle desenvolvidos durante o processo de compostagem | 41 |
| Tabela 5 Peso da matéria seca e volume no início e no final de cada tratamento | 42 |
| Tabela 6 Valores médios das quantidades de COT, NTK, P, K e percentual de redução | 43 |
| Tabela 7 Valores dos parâmetros da equação de primeira ordem descrevendo a degradação da MO..... | 44 |
| Tabela 8 Valores médios das relações C/N inicial e final e do carbono biologicamente disponível | 45 |
| Tabela 9 Valores médios para o índice de germinação (%) | 46 |
| Tabela 10 Valores médios das variáveis analisadas | 48 |
| Tabela 11 Valores médios de IQM..... | 52 |
| Tabela 12 Características finais dos diferentes vermicompostos | 56 |
| Tabela 13 Valores médios do índice de germinação..... | 58 |
| Tabela 14 Matriz de correlações lineares multivariadas de Pearson para o ensaio da vermicompostagem..... | 59 |
| Tabela 15 Caracterização da fração líquida proveniente dos diferentes tempos de compostagem | 62 |
| Tabela 16 Potencial de produção de biogás (PPB) e de metano (PPM)e teor de metano no biogás (%CH ₄) da fração líquida proveniente dos diferentes tempos de compostagem | 65 |

LISTA DE FIGURAS

| | |
|--|----|
| Figura 1 Países que mais produziram (a) e exportaram (b) carne de frango em 2019. | 17 |
| Figura 2 Resíduos utilizados no experimento: poda (a), incubatório (b), ração (c), tripa celulósica (d), lodo (e) e a mistura dos resíduos configurando a leira de compostagem(f)... | 28 |
| Figura 3 Resíduos dispostos em camadas (a) e a leira montada (b)..... | 29 |
| Figura 4 Tangue de equalização (a) e sistema de separação de frações (b). | 30 |
| Figura 5 Peneiramento ao final da compostagem. | 31 |
| Figura 6 Vermirreator de madeira (a) e vermicompostores cobertos com tela de polietileno (b). | 31 |
| Figura 7 Refúgio em tela de polietileno (a) e com vermicomposto estabilizado e minhocas (b). | 32 |
| Figura 8 Ovos de minhocas (a), minhocas jovens (b) e minhocas adultas (c)..... | 33 |
| Figura 9 Frascos âmbar utilizados no experimento. | 33 |
| Figura 10 Sistema de aferição de medição de biogás: seringa de vidro (a) e manômetro digital (c). | 34 |
| Figura 11 Evolução da temperatura durante o processo de compostagem..... | 40 |
| Figura 12 Perda de matéria orgânica (MO) durante o processo de compostagem. Linhas representam a curva ajustada..... | 44 |
| Figura 13 Gráfico Biplot de análise de componentes principais das variáveis examinadas na compostagem. | 50 |
| Figura 14 Espectros FTIR dos compostos após os estágios de estabilização (S ₀ , S ₁₀ , S ₂₀ , S ₃₀ e S _c) e maturação (M ₀ , M ₁₀ , M ₂₀ , M ₃₀ e M _c). | 51 |
| Figura 15 IVE para a fase de compostagem (A) e tempo de separação de frações (B). | 53 |
| Figura 16 Evolução da temperatura durante a vermicompostagem. | 54 |
| Figura 17 Balanço de massa e percentuais de redução de matéria seca..... | 54 |
| Figura 18 Número médio de ovos, minhocas jovens e adultas | 55 |
| Figura 19 Gráfico Biplot de análise de componentes principais das variáveis examinadas na vermicompostagem..... | 60 |
| Figura 20 Espectroscopia de infravermelho transformada de Fourier (cm ⁻¹) dos tratamentos no início e ao final da vermicompostagem. | 61 |
| Figura 21 Valores de acidez volátil (a), alcalinidade total (b), relação AI/AP (c) e pH (d) da fração líquida proveniente dos diferentes tempos de compostagem. | 64 |
| Figura 22 Produção de biogás acumulada da fração líquida proveniente dos diferentes tempos de compostagem. | 66 |

1 INTRODUÇÃO

A avicultura de corte brasileira tem se destacado nas últimas décadas no cenário do agronegócio mundial. Atualmente, o Brasil é o maior exportador mundial de carne de frango e o terceiro maior produtor, com 13,2 milhões de toneladas produzidas (ABPA, 2020). O Paraná é o maior produtor e exportador, sendo da região oeste do estado a maior contribuição para esse quadro. A presença de inúmeras cooperativas, com grande expressividade em termos produtivos e a elevada produção de grãos, insumos básicos para a fabricação da ração das aves, favorecem a instalação de agroindústrias do setor avícola nessa região. O que acarreta geração de renda e contribui para o desenvolvimento da região.

Além dos benefícios relacionados ao setor econômico, existem aspectos negativos, ligados à avicultura de corte. Pode-se destacar, nesse sentido, a geração de grandes quantidades de resíduos. Trata-se de resíduos gerados durante a fase de incubatório, crescimento/engorda e abate/industrialização da carne. Esses resíduos apresentam características físicas, químicas e biológicas que exigem destinação ambiental adequada. Torna-se, então, necessária a utilização de alguns processos que permitam a reciclagem e o aproveitamento desses materiais.

Esses resíduos, em cumprimento à Política Nacional de Resíduos Sólidos, instituída pela Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010 (BRASIL, 2010), que estabelece a responsabilidade da fonte geradora pela disposição adequada do resíduo sólido gerado, são comumente destinados a empresas especializadas e credenciadas para a coleta, transporte, transbordo, estabilização e comercialização do produto final (composto orgânico). Essa atividade, reconhecida pelos órgãos ambientais, garante a disposição ambientalmente correta dos resíduos e contribui para a produção de um adubo orgânico com significativa quantidade de nutrientes, que é comercializado por um custo mais acessível aos produtores rurais.

Apesar da compostagem ser o processo mais utilizado para a estabilização dos resíduos da cadeia produtiva do frango de corte, relatos científicos demonstram que a vermicompostagem (VALENTE et al., 2014) e a digestão anaeróbia (DA) (MATTER et al., 2017; DAMACENO et al., 2019a; DAMACENO et al., 2019b) também são bioprocessos sustentáveis capazes de estabilizar e obter subprodutos de valor econômico agregado desses resíduos.

Entretanto, a viabilização da combinação de bioprocessos para a estabilização desses resíduos exige estratégias em função da sua composição química peculiar. No caso da vermicompostagem, há necessidade de um tratamento prévio dos resíduos para que as minhocas possam sobreviver, dada principalmente a alta concentração de nitrogênio e sais presentes (CESTONARO et al., 2017). Entretanto, se submetidos à vermicompostagem, a onerosa etapa de revolvimento exigida para a aeração durante a compostagem, poderia ser eliminada ou reduzida significativamente. No caso de submeter os resíduos ao processo de

DA, deve-se atentar para a relação C/N e o pH, além de cuidados com a fase de hidrólise em função das características dos resíduos ricos em nitrogênio. A vantagem de recorrer à DA está no potencial de geração de metano destes resíduos, não aproveitados quando se opta pela compostagem de forma isolada.

Estudos envolvendo mais de dois bioprocessos na estabilização de resíduos, apesar de menos práticos, podem proporcionar mais subprodutos com valor comercial agregado. Ainda, quando da integração de bioprocessos, obtém-se um adubo líquido como o biofertilizante e outro sólido, como o composto ou vermicomposto. Esses produtos têm funções distintas no sistema produtivo. O biofertilizante, por exemplo, é uma fonte de nutrientes às plantas, enquanto o composto e o vermicomposto são condicionadores de solo. Pode-se inferir, portanto, que a integração de processos na estabilização dos resíduos agroindustriais poderia ampliar as vantagens de cada um sem comprometer o resultado final - produtos com aplicações agronômicas e energéticas.

Diante do exposto, este trabalho avaliou os efeitos da combinação dos bioprocessos de compostagem, vermicompostagem e DA, visando maximizar seus aspectos positivos e minimizar os negativos, na estabilização de resíduos da cadeia produtiva de frango de corte. Para isto, leiras de compostagem foram submetidas, em diferentes tempos, à separação de frações (SF) sólido-líquido, após serem submersas em água em tanques de equalização. Parte da fração sólida foi encaminhada à vermicompostagem e o restante retornou ao pátio de compostagem. O potencial energético da fração líquida foi avaliado por meio da DA.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Avaliar a estabilização de resíduos agroindustriais da cadeia produtiva do frango de corte por meio da integração de bioprocessos de compostagem, vermicompostagem e DA, após serem submetidos a diferentes tempos de pré-compostagem (0, 10, 20 e 30 dias), seguida de hidratação e SF.

2.2 Objetivos específicos

- I. Avaliar o efeito da pré-compostagem, seguida de hidratação e SF, no desempenho do processo de compostagem, quanto à qualidade do composto produzido;
- II. Analisar a aptidão do composto orgânico, como substrato para a produção de mudas, após a fase de estabilização (65 dias) e maturação (95 dias);
- III. Avaliar a hidratação, seguida de SF, precedida ou não da compostagem, como estratégia de pré-tratamento antecedendo a vermicompostagem;
- IV. Avaliar a hidratação, seguida de SF, precedida ou não da compostagem, como estratégia de pré-tratamento antecedendo a DA;
- V. Determinar o potencial bioquímico de metano (PBM) da fração líquida resultante da SF em ensaio de DA.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Aspectos gerais da avicultura de corte

Entre as carnes bovina, suína e de frango, no Brasil, a carne de frango é a mais consumida e a que projeta maior taxa de crescimento do consumo, no período de 2018/19 a 2028/29, com 2,6% ao ano. Acompanhando a projeção do crescimento do consumo, a expectativa é de que a produção de carne de frango aumente em 28,6% nos próximos 10 anos (BRASIL, 2019).

Em 2019, a produção do setor avícola mundial foi superior a 98,5 milhões de toneladas de carne. Nesse mesmo ano, a produção total do Brasil foi de 13,2 milhões de toneladas, ficando atrás apenas dos Estados Unidos e China, no *ranking* mundial de produção de carne de frango (Figura 1a). Do montante produzido, 68% foram absorvidos pelo mercado interno e 32% foram exportados, garantindo ao Brasil o primeiro lugar no *ranking* mundial de exportação de carne de frango (Figura 1b). A expectativa é de que as exportações de carne de frango cresçam a uma taxa de 3,0% ao ano, implicando retornos financeiros crescentes ao setor (BRASIL, 2019).

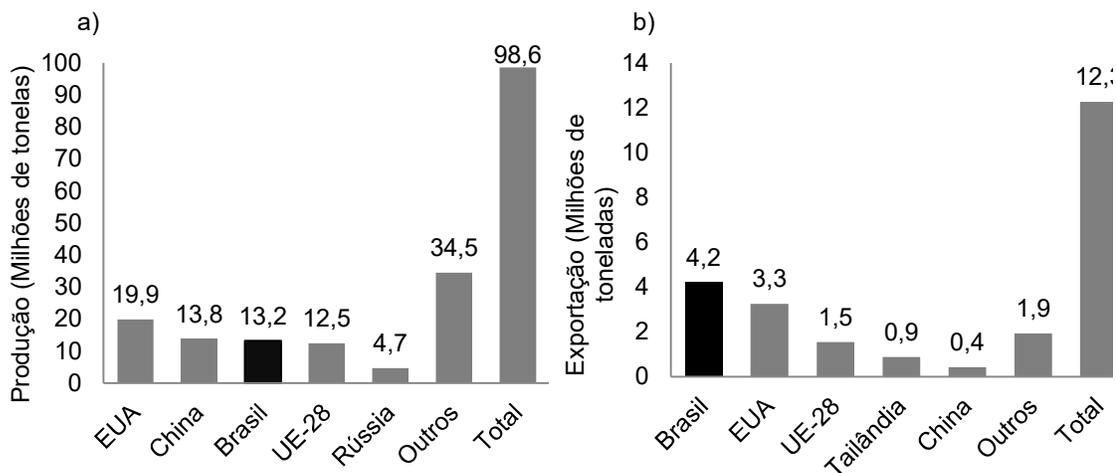


Figura 1 Países que mais produziram (a) e exportaram (b) carne de frango em 2019.

Nota: UE-28 – Os 28 países que compõem a União Europeia.

Fonte: Modificado de ABPA (2020).

A região sul foi responsável por pouco mais de 60% do total de abates realizados no país. Nesse cenário, o Paraná destaca-se como maior produtor e maior exportador de carne de frango, sendo responsável por 34,69% dos abates nacionais e 39,13% das exportações brasileiras (ABPA, 2020).

A região Oeste do Paraná é destaque na avicultura de corte devido à presença de inúmeras cooperativas, com grande expressividade em termos de produção. A produtividade elevada de grãos, na região, tais como milho e soja, que são insumos básicos para a

formulação das rações das aves, é um fator que favorece a instalação desse tipo de agroindústria.

Em função do grande número de agroindústrias instaladas na região e da crescente produtividade avícola, é significativa, também, a quantidade de resíduos gerados nesse setor. Trata-se de resíduos gerados durante a fase de incubatório, crescimento/engorda (cama, resíduos de ração, carcaças de animais) e abate/ industrialização da carne (lodo de flotador, tripa celulósica, carvão e cinzas).

O incubatório é o setor no qual os ovos fecundados são incubados a uma temperatura constante e, depois de 21 dias, nascem os pintainhos. Nessa fase, ocorrem perdas que originam resíduos diversos, tais como ovos não eclodidos, pintainhos malformados, natimortos, além das cascas de ovos e invólucros dos embriões (BERNARDI, 2011).

Após a eclosão e classificação, os pintainhos saudáveis são encaminhados aos aviários, onde ficam confinados durante a fase de desenvolvimento e engorda. Nessa fase, é comum a utilização de um material sobre o piso do aviário, a cama de frango, que serve de leito para as aves, composto por maravalha, cascas de arroz, trigo, entre outras. A cama tem função de diminuir o atrito entre o piso e as aves e, também, atua como um isolante térmico (BADO, 2006). Com o passar do tempo, a cama vai incorporando as excreções, descamações da pele, penas e restos de ração (BADO, 2006; RINALDI et al., 2012). Além disso, as carcaças, geradas no decorrer dessa fase, também configuram resíduos da cadeia.

Ainda, na fase de crescimento e engorda, a ração que é utilizada para alimentar as aves, se armazenada de forma inadequada, torna-se inutilizada para o consumo. O apodrecimento e o surgimento de fungos impossibilitam o uso da ração, tendo-se, assim, mais um resíduo da cadeia produtiva da avicultura de corte.

Após a engorda, as aves são encaminhadas aos frigoríficos para o abate e industrialização da carne. O abate compreende as fases de sangria, depenamento por escalda, evisceração e preparação das carcaças. As águas residuárias, provenientes do abate, denominada “linha vermelha”, são encaminhadas ao flotador em corrente ascendente, originando microbolhas na coluna líquida, que suspendem os sólidos à superfície, onde são aglomerados e removidos por raspadores mecânicos. O conteúdo removido é armazenado em uma caixa anexa ao flotador e, por meio de bombeamento, é encaminhado até uma centrífuga de tridecanter, que separa o sólido (lodo), o óleo e a água. O lodo de flotador é encaminhado para as usinas de compostagem; o óleo (graxa ácida) é comercializado para a queima em caldeira e a água retorna ao processo de tratamento de efluentes (BERNARDI, 2015).

Durante a fase de industrialização da carne, no processo de fabricação da salsicha, a tripa celulósica é outro exemplo de resíduo. A mistura contendo os ingredientes da salsicha, é embutida em um material apropriado, chamado tripa celulósica, amarrada em gomos, cozida e depois resfriada. Após passar pelo resfriamento, as salsichas são depeladas, as tripas são

removidas (por meio de jatos de ar comprimido) e descartadas como resíduos (PACHECO, 2006).

No frigorífico, a água quente é essencial para a esterilização dos utensílios e higienização das instalações. Essa água quente é proveniente da caldeira, que produz vapor sob pressão, por meio da queima de cavacos de madeira na fornalha. Nessa etapa, são gerados outros dois resíduos: o carvão, resultante da queima incompleta dos cavacos de madeira, e as cinzas, geradas em função da queima total da lenha.

Atualmente, esses resíduos são, principalmente, estabilizados por meio do processo de compostagem; empresas especializadas e credenciadas fazem a coleta, transporte, transbordo, estabilização e comercialização do produto final (composto orgânico). Estudos já realizados comprovam a eficiência do processo de compostagem na estabilização desses resíduos (COSTA et al., 2009; ORRICO JÚNIOR; ORRICO; LUCAS JÚNIOR, 2010; CARNEIRO et al., 2013; COSTA et al., 2017). Apesar de ser o processo mais utilizado, a combinação de processos biológicos, como a DA e a vermicompostagem, pode ampliar as possibilidades de valorização dos resíduos da cadeia produtiva do frango de corte.

Entretanto, a viabilização da integração de processos para a estabilização desses resíduos exige estratégias em função da sua composição química peculiar, principalmente, em função da relação C/N e do alto teor de nitrogênio neles contidos. Nesse caso, a compostagem, seguida de hidratação mais SF, pode ser uma alternativa, utilizada como um pré-tratamento, antecedendo a vermicompostagem e a DA, viabilizando a combinação destes processos.

3.2 Bioprocessos de estabilização de resíduos

3.2.1 Compostagem

A compostagem é um processo biológico de decomposição aeróbia, no qual ocorre a transformação de resíduos orgânicos, pela ação microbiana, em um material estável (KIEHL, 1985; COTTA et al., 2015) passível de ser utilizado como fertilizante orgânico ou condicionador de solo (WEI et al., 2014; WANG et al., 2017).

Atualmente, considera-se que alguns fatores básicos do processo de compostagem já foram definidos, como: composição da leira, baseada na relação C/N, com fontes de carbono compatíveis com a forma do nitrogênio (KIEHL, 2010; COSTA et al., 2017); presença de ar (CARNEIRO et al., 2013) e umidade ideal, em torno de 50 a 60% (VALENTE et al., 2009).

A compostagem inicia-se com os microrganismos mesofílicos, que promovem a hidrólise de materiais solúveis ou de fácil degradação, tais como açúcares e amidos. A atividade metabólica microbiana gera reações exotérmicas que aumentam a temperatura da

leira. Quando a temperatura ultrapassa os 40°C, os micro-organismos mesofílicos dão lugar aos termofílicos, que atuam na degradação de gorduras e moléculas mais complexas, como proteínas, celulose, hemicelulose e lignina (TRAUTMANN; KRASNY, 1997; BERNAL; ALBUQUERQUE, MORAL, 2009; SÁNCHEZ; OSPINA; MONTOYA, 2017).

Devido às altas temperaturas atingidas nessa fase, ocorre a máxima degradação de compostos orgânicos e, conseqüentemente, a eliminação de agentes patogênicos e sementes de plantas invasoras (TRAUTMANN; KRASNY, 1997; JURADO et al., 2014; SÁNCHEZ; OSPINA; MONTOYA, 2017; GODLEWSKA et al., 2017). Diversos autores afirmam que temperaturas superiores a 55°C são suficientes para promover a sanitização do composto (BUSTAMANTE et al., 2008a ; BERNAL; ALBUQUERQUE, MORAL, 2009; ZHANG et al., 2013). Zhang e He (2006) afirmam, ainda, que se a temperatura de 55°C for mantida por 3 dias, os micro-organismos patogênicos serão destruídos. Porém, temperaturas acima de 70°C não são interessantes para a compostagem, pois podem favorecer a solubilização de proteínas hidrossolúveis e a liberação de amônia (BERNAL; ALBUQUERQUE, MORAL, 2009), além de inibir a atividade microbiana benéfica ao sistema (TRAUTMANN; KRASNY, 1997).

À medida que os materiais mais complexos vão se esgotando, a temperatura diminui e os micro-organismos mesófilos voltam a atuar. Embora a temperatura tenha diminuído, continuam a ocorrer reações químicas que tornam a matéria orgânica remanescente mais estável e adequada para o uso (TRAUTMANN; KRASNY, 1997; BERNAL; ALBUQUERQUE, MORAL, 2009; SÁNCHEZ; OSPINA; MONTOYA, 2017).

A pré-compostagem de resíduos agroindustriais, seguida da SF, antecedendo os processos de vermicompostagem e DA, apresenta algumas vantagens. No caso da vermicompostagem, a pré-compostagem é um passo importante para reduzir e/ou evitar a mortalidade das minhocas, devido à presença de elementos tóxicos, como amônia e ácidos orgânicos, liberados na fase inicial da decomposição, e ao aumento de temperatura durante os estágios iniciais de compostagem (COTTA et al., 2015). A adição de água ao material pré-compostado, antecedendo a SF, contribui, ainda, para a lixiviação dos sais solúveis, reduzindo assim, a condutividade elétrica (CE), outro fator limitante no processo de vermicompostagem (CESTONARO et al., 2017).

Cesaro e Belgiorno (2014) ao apresentarem uma revisão sobre métodos de pré-tratamentos para a DA afirmam que a pré-compostagem do substrato foi considerada o melhor método biológico entre os pesquisados. Os autores afirmam que a eficiência da pré-compostagem está relacionada à pré-degradação aeróbia dos sólidos voláteis (SV), o que reduz a inibição causada pelo acúmulo de ácidos orgânicos voláteis nas atividades metanogênicas. Ademais, a SF pode facilitar a hidrólise de materiais orgânicos, resultando em menores tempos de retenção, além de gerar uma economia, com reatores de menor volume.

A própria compostagem pode ser favorecida pelo processo de hidratação, seguido de SF. A umidade elevada, devido à permanência por 24h no tanque de equalização, pode facilitar a degradação de substratos lignocelulósicos (WANG et al., 2015). Segundo Feng et al., (2011) a decomposição da lignina é o fator limitante do processo de compostagem.

Outro benefício de tal procedimento à compostagem está relacionado ao uso do composto orgânico como substrato para a produção de mudas. O composto pode apresentar características químicas, físicas e biológicas semelhantes aos substratos convencionais, o que torna adequada a substituição ao menos em parte do substrato usado tradicionalmente para a produção de mudas (BUSTAMANTE et al., 2008a). Por outro lado, os tipos de resíduos compostados podem afetar a qualidade do produto final, que pode apresentar características, tais como presença de elementos tóxicos, fitotoxicidade e excesso de sais ou nutrientes, que originam meios com alta CE. Várias referências mencionam os problemas da utilização de compostos orgânicos como substrato alternativo em função dos altos valores da CE (GARCIA-GOMÉZ et al., 2003; CAI et al., 2010; MORALES et al., 2016; JARA-SAMANIEGO et al., 2017; ZHONG et al., 2018). A salinidade reduz o potencial hídrico no substrato, impossibilitando a absorção de nutrientes pelas raízes, além de causar efeito tóxico às plantas, de forma a provocar distúrbios funcionais e disfunções metabólicas ao metabolismo (SANTOS, 2016). No entanto, a estratégia de hidratação, seguida de SF, pode reduzir o potencial das características indesejáveis presentes no composto, viabilizando o seu uso para fins mais nobres, como o substrato, na produção de mudas (COSTA et al., 2017).

3.2.2 Vermicompostagem

A vermicompostagem é um processo aeróbio de decomposição e estabilização de resíduos sólidos orgânicos. Pode-se afirmar que a vermicompostagem é uma variação do processo de compostagem (PIGATIN, 2017) com a inserção de meso-organismos decompositores, as minhocas (LORIN, 2014).

As minhocas são capazes de modificar os resíduos orgânicos tanto física quanto bioquimicamente. A microbiota presente no intestino das minhocas é responsável pela degradação bioquímica e transformação da matéria orgânica (SCAGLIA et al., 2016), gerando subprodutos mais ricos em nutrientes assimiláveis pelas plantas (VALENTE et al., 2014; PINTO, 2015), além de conter bactérias fixadoras de nitrogênio (PIGATIN, 2017). O revolvimento e a aeração do composto, bem como a fragmentação das partículas orgânicas, que passam pelo trato digestivo das minhocas, constituem um processo físico, puramente mecânico (PINTO, 2015).

Garg, Gupta e Satya (2006) avaliaram o efeito da vermicompostagem na decomposição de diferentes resíduos orgânicos, entre eles, os resíduos domésticos e os

industriais provenientes de fábricas de produtos têxteis; assim, relataram que o vermicomposto com diferentes matérias-primas pode ser utilizado como condicionador de solo, apresentando-se como uma boa fonte de nutrientes na agricultura. Hanc e Chadimova (2014) estudaram a viabilidade da vermicompostagem de bagaço de maçã, proveniente da indústria de alimentos, misturada com diferentes proporções de palha de trigo. O estudo concluiu que o bagaço de maçã é uma matéria-prima adequada para minhocas, que são capazes de convertê-lo em um produto de valor agregado.

Goswami et al. (2013) avaliaram a eficiência dos processos de compostagem e vermicompostagem na estabilização de resíduos provenientes de indústrias de papel e chá, na Índia, com adição de dejetos bovinos. Esse estudo demonstrou que a vermicompostagem promove uma melhoria das características físico-químicas do composto produzido. A maior disponibilidade de nutrientes na vermicompostagem foi atribuída às suas excretas, muco e enzimas, como protease e fosfatase. Além disso, a biodisponibilidade de elementos, como cromo e níquel, foi reduzida no vermicomposto. Os autores atribuíram essa característica à síntese da proteína metalotioneína no intestino das minhocas da espécie *Eisenia fetida* quando expostas aos elementos. Essa proteína se liga aos íons metálicos, formando organometálicos e, assim, restringe a liberação dos elementos.

Segundo Araújo et al. (2013), o húmus de minhoca é mais rico em nutrientes que os compostos tradicionais devido aos micro-organismos existentes no trato digestivo da minhoca. Os autores, ao avaliarem o uso de diferentes substratos na produção de mudas de mamoeiro, tais como compostos à base de cama de aviário, vermicomposto, esterco bovino e solo como testemunha, observaram que o vermicomposto foi a fonte de nutrientes mais eficiente no desenvolvimento das mudas de mamoeiro.

No entanto, resíduos com alto teor de nitrogênio e alta CE, podem inviabilizar a vermicompostagem. A conversão de formas orgânicas de nitrogênio em amônia, durante a degradação (BIRUNTHA et al., 2020) e o elevado teor de sais (CESTONARO et al., 2017) são tóxicos às minhocas, o que pode ocasionar sua morte. Dessa forma, dependendo do tipo de resíduo, faz-se necessária a realização de uma etapa anterior à vermicompostagem, de modo a eliminar tais características indesejadas. A estratégia de compostagem, seguida de hidratação e SF, pode ser apresentada como uma alternativa a essas limitações, podendo ser encarada com uma forma de pré-tratamento. As altas temperaturas atingidas na fase termofílica favorecem as perdas de nitrogênio na forma de amônia (CARNEIRO et al., 2013; COOK et al., 2015) e a hidratação, seguida de SF, promove a lixiviação dos sais solúveis presentes na fração sólida (CESTONARO et al., 2017).

Diversos estudos ao longo dos anos têm relatado os benefícios da combinação desses processos. Cotta et al. (2015) realizaram a integração dos processos de compostagem e vermicompostagem para otimizar a reciclagem de resíduos sólidos e obtiveram resultados satisfatórios. O processo de compostagem e a ação das minhocas alteraram qualitativa e

quantitativamente a composição das substâncias húmicas e dos materiais orgânicos. Swarnam et al. (2016) também realizaram uma etapa de pré-compostagem antes de adicionar as minhocas na degradação de casca de coco, misturados com dejetos suíno e esterco de aves de poedeira, os quais obtiveram bons resultados.

Villar e Mato (2017) avaliaram, pela dinâmica microbiana, o uso de minhocas na maturação da fração sólida de dejetos suíno pré-compostado, em comparação com a maturação em condições estáticas e com vermicompostagem de dejetos frescos. O uso de minhocas na maturação do composto permitiu acelerar o processo de decomposição do material orgânico, o que aumentou a degradação de compostos recalcitrantes, em contraste com o composto maturado em condições estáticas.

Cestonaro et al. (2017) avaliaram a eficiência da vermicompostagem de diferentes proporções de cama de ovinos e dejetos bovinos. Primeiramente, os resíduos passaram por uma etapa de pré-compostagem antes de serem adicionados aos vermireatores em duas etapas: 50% de resíduo, na primeira etapa, com adição de minhocas, e outros 50%, 40 dias após, sem a adição de minhocas. No entanto, ao observar 100% de mortalidade das minhocas no reator somente com cama de ovino, os autores tomaram a decisão de adicionar água à cama de ovino pré-compostada, permitindo que a fração líquida fosse drenada por meio de peneira antes de realizar a segunda alimentação nos demais tratamentos. Esse procedimento permitiu promover a lixiviação dos sais solúveis e a consequente redução da CE. Segundo os autores, a etapa de pré-compostagem melhorou as características do resíduo, devido à intensa atividade microbiana, o que favoreceu a perda do excesso de nitrogênio; além disso, a adição de água à cama de ovinos pré-compostada também foi muito importante, pois contribuiu para a redução da CE, evitando, assim, a mortalidade das minhocas.

Esmaeili et al. (2020) pré-compostaram por 45 dias resíduos de pistache com diferentes proporções de dejetos bovinos a fim de eliminar fenol e outras substâncias tóxicas, de difícil degradação, presentes no resíduo de pistache. Os autores observaram que a integração dos processos de compostagem e vermicompostagem proporcionou um produto final rico em nutrientes, sendo que a mistura de 1:3 (resíduo de pistache: dejetos bovinos) aumentou o nitrogênio total, fósforo disponível, o pH e o número de minhocas.

A vermicompostagem, quando comparada à compostagem, no tratamento de resíduos sólidos, apresenta, ainda, uma vantagem de caráter operacional: a eliminação ou redução da necessidade de revolvimentos, sem que haja prejuízos à qualidade do adubo orgânico final (SOOBHANY; MOHEE; GARG, 2015; LIM et al., 2016; HANC; DRESLOVA, 2016). Além disso, as minhocas também possuem valor para mercados de ração animal, devido ao seu alto teor proteico (GUNYA et al., 2019).

3.2.3 Digestão anaeróbia

Diferentemente da compostagem e da vermicompostagem, a DA é um processo biológico de transformação de resíduos que ocorre na ausência de oxigênio livre. Ao longo do processo, compostos orgânicos complexos são transformados em substâncias mais simples, com a liberação de alguns gases, formando o biogás, e a modificação dos compostos orgânicos até serem estabilizados, originando o biofertilizante (CHERNICHARO, 1997).

As transformações do material orgânico complexo via DA são divididas em quatro fases sequenciais, sendo elas: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese (FORESTI et al., 1999; JAIN et al., 2015; BHARATHIRAJA et al., 2016).

Na hidrólise, as substâncias orgânicas complexas são hidrolisadas a pequenas moléculas, por meio de enzimas extracelulares, liberadas pelas bactérias hidrolíticas, ou seja, nessa fase, ocorre a transformação de proteínas em aminoácidos, de carboidratos em açúcares solúveis e de lipídios em ácidos graxos de cadeia longa (BHARATHIRAJA et al., 2016).

Na fase de acidogênese, os produtos da hidrólise são convertidos, por meio de bactérias acidogênicas fermentativas, em formas ainda mais simples, como ácidos graxos voláteis de cadeia curta (acético, pirúvico, propiônico, butírico, valérico, entre outros), álcoois e compostos minerais, como CO₂, hidrogênio gasoso (H₂) (JAIN et al., 2015; BHARATHIRAJA et al., 2016).

Posteriormente, na acetogênese, os ácidos graxos voláteis são convertidos, principalmente, em acetato, dióxido de carbono (CO₂) e hidrogênio gasoso (H₂). Por fim, na metanogênese, as bactérias metanogênicas consomem o acetato, CO₂ e H₂ e produzem metano (CH₄) e CO₂ (JAIN et al., 2015).

Apesar de a compostagem ser o método mais utilizado para a estabilização de resíduos agroindustriais do frango de corte, alguns desses resíduos apresentam potencial para a recuperação energética. Por meio da DA, Matter et al. (2017) concluíram que a codigestão anaeróbia do resíduo de incubatório com uma mistura de duas águas residuárias (da suinocultura e do próprio incubatório) apresentou um potencial de 205 L biogás por kg de SV adicionados. Avaliando o potencial de produção de biogás e CH₄ do lodo de flotor proveniente de abatedouros de frangos de corte em codigestão, Damaceno et al. (2019a) concluíram que a adição de 20% de batata-doce (sólidos totais - ST) promoveu o maior rendimento de CH₄ (503,2 L kg VS⁻¹).

Jain et al. (2015) afirmam que a hidrólise desempenha um papel fundamental na taxa de decomposição, ou seja, impõe a velocidade global de degradação da DA. Nesse sentido, a realização de uma pré-estabilização do substrato pode beneficiar a transformação do carbono em CH₄ no processo de DA, principalmente, na primeira fase do processo, a hidrólise. O pré-tratamento pode melhorar a solubilidade e a degradabilidade da matéria orgânica

aumentando a superfície específica do substrato e a atividade enzimática (CESARO; BELGIORNO, 2014).

Quando o foco é a recuperação de energia, são mais comuns pesquisas envolvendo a DA seguida da compostagem (CUCINA et al., 2017; COLÓN et al., 2017; LI et al., 2018; DUAN et al., 2020) ou vermicompostagem do efluente do biodigestor (KIZILKAYA & TURKAY, 2014; TAKI et al., 2019; RÉKÁSI et al., 2019). No entanto, a compostagem pode ser utilizada como uma fase de pré-estabilização antecedendo a DA. Alguns relatos sobre a integração dos processos de compostagem e DA na estabilização de diferentes tipos de resíduos são encontrados na literatura. Fdez-Güelfo et al. (2011) aplicaram um pré-tratamento com base na adição de composto maturado na DA de resíduos sólidos industriais a fim de aumentar a solubilização da matéria orgânica e, conseqüentemente, a produção de biogás e CH₄. Os resultados obtidos indicaram que a adição do composto maturado provocou um aumento de 60% e 73,3% para o biogás e o CH₄, respectivamente.

Kinet et al. (2015) isolaram e utilizaram um consórcio de micro-organismos celulolíticos obtido em leiras de compostagem a fim de impulsionar a hidrólise inicial no processo de digestão anaeróbia e observaram melhoria da degradação da celulose, assim como na produção de CH₄. Da mesma forma, Yan et al. (2015) observaram resultados satisfatórios na produção de CH₄, quando utilizaram palha de arroz (material lignocelulósico), previamente compostada, e justificaram esse procedimento dada a presença de lignina, celulose e hemicelulose, componentes da biomassa que apresentam bioconversão limitada na DA.

Segundo Cesaro e Belgiorno (2014), a eficiência da pré-compostagem está relacionada à pré-degradação aeróbia de ácidos orgânicos, que causam inibição das atividades metanogênicas, quando acumulados no processo. No decorrer da compostagem, com a elevação da temperatura das leiras, os ácidos formados na fase inicial são degradados e as enzimas, que vão sendo liberadas pelos microrganismos aeróbios, podem facilitar a hidrólise e desagregação de partículas sólidas (TIQUIA; WAN; TAM, 2002); isso torna os compostos orgânicos complexos em matérias mais simples e solúveis.

Entretanto, as altas temperaturas, atingidas com o avanço do processo de compostagem, favorecem a exposição da celulose e hemicelulose, que podem ser degradadas ainda no período de pré-compostagem, diminuindo o potencial de aproveitamento energético na DA. Dessa forma, quando se utiliza da compostagem como pré-tratamento para a DA, o tempo em que o material permanece no processo torna-se um fator importante, pois pode afetar o aproveitamento energético na DA.

Outro procedimento que contribui para a degradação da matéria orgânica refere-se à SF sólido-líquida da mistura de resíduos antes de submeter ao processo de DA. A submissão da fração líquida resultante da SF ao processo de DA traz a vantagem de acelerar e aumentar a produção de biogás (AMARAL et al., 2016), permitindo a diminuição do tempo de retenção hidráulica, resultando em maior economia, pois necessita de reatores de menor volume, como

provaram Orrico Jr; Orrico, Lucas Junior (2009a) submetendo resíduos da suinocultura com e sem separação da fração sólida, além de avaliar, inclusive, a produção de biogás remanescente nos efluentes de biodigestores (ORRICO JR.; ORRICO; LUCAS JUNIOR, 2009b). Entretanto, esses mesmos autores concluem que há de se considerar que o material, retido na peneira, também deve sofrer tratamento adequado antes de ser aproveitado com o adubo orgânico. Nesse caso, a fração sólida proveniente do processo de SF pode ser submetida ao processo de compostagem ou de vermicompostagem.

Rico et al. (2012) avaliaram a eficiência da SF na DA de dejetos de vacas leiteiras e observaram que a biodegradabilidade anaeróbia da fração líquida foi muito superior à fração sólida. Amaral et al. (2016) analisaram a influência da SF, por meio de peneiramento e sedimentação, na digestão de resíduos gerados em diferentes estágios da produção de suínos em relação ao rendimento de biogás e CH₄. As frações sólida e líquida apresentaram diferentes rendimentos de biogás e CH₄. A fração líquida apresentou o maior rendimento de biogás e CH₄. Já a fração sólida, embora tenha apresentado maiores concentrações de SV, apresentou o menor rendimento de biogás, com difícil degradação. Os autores afirmam, ainda, que a SF é uma estratégia que contribui para o aumento do rendimento do biogás.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Compostagem

Resíduos agroindustriais da cadeia produtiva do frango de corte (incubatório, restos de ração, tripa celulósica e lodo de flotador) e poda de árvores urbanas foram os substratos empregados nos tratamentos, cujas quantidades e principais características físico-químicas são apresentadas na Tabela 1.

Tabela 1 Composição inicial dos resíduos e das leiras confeccionadas

| Resíduo/leiras | Matéria natural (Kg) | Matéria seca (Kg) | COT (%) | NTK (%) | C/N | P (g/kg) | K (g/kg) |
|------------------|----------------------|-------------------|---------|---------|-------|----------|----------|
| Poda | 143 | 58,29 | 51,35 | 1,27 | 40,43 | 2,64 | 6,14 |
| Incubatório | 15 | 10,29 | 12,09 | 2,97 | 4,07 | 4,87 | 1,17 |
| Restos de ração | 26 | 21,28 | 50,89 | 3,71 | 13,71 | 12,73 | 6,45 |
| Tripa celulósica | 36 | 18,79 | 37,80 | 0,53 | 71,32 | 8,23 | 19,17 |
| Lodo de flotador | 42 | 16,38 | 49,41 | 7,80 | 6,33 | 45,91 | 0,71 |
| Leiras | 262 | 125,03 | 44,11 | 2,42 | 18,26 | 8,78 | 6,80 |

COT: carbono orgânico total; NTK: nitrogênio total Kjeldahl; C/N: relação carbono/nitrogênio; P: fósforo; K: potássio.

Os resíduos agroindustriais (Figura 2) foram obtidos junto à Agregare, empresa localizada no município de Cascavel, que trabalha com o processo de compostagem para a estabilização dos resíduos gerados nas cooperativas agroindustriais da região.

O resíduo de poda de árvores, único que não faz parte da cadeia produtiva da avicultura de corte e composto por folhas e galhos triturados, provenientes da manutenção da rede elétrica e do paisagismo urbano, foi utilizado como fonte de carbono. Além disso, também, contribuiu para a estrutura e aeração das leiras, devido à presença dos galhos.

a)



b)





Figura 2 Resíduos utilizados no experimento: poda (a), incubatório (b), ração (c), tripa celulósica (d), lodo (e) e a mistura dos resíduos configurando a leira de compostagem(f).

A compostagem foi conduzida no Núcleo Experimental de Engenharia Agrícola (NEEA), pertencente ao Curso de Engenharia Agrícola da Universidade Estadual do Oeste do Paraná – UNIOESTE, Campus de Cascavel –PR. O NEEA fica localizado às margens da BR 467, Km 16, e possui as seguintes coordenadas: 24° 48' latitude sul e 53° 26' longitude oeste, com altitude média de 760 metros.

A montagem das leiras de compostagem ocorreu no dia 02 de fevereiro de 2017, em uma área coberta (para, assim, diminuir o efeito da radiação solar direta e das chuvas) e provida de piso cimentado (a fim de diminuir a lixiviação dos nutrientes); apresentaram, inicialmente, formato trapezoidal (aproximadamente 1.0 m de largura x 1.5 m de comprimento e altura de 1.0 m).

Foram confeccionadas oito leiras referentes a quatro tratamentos, definidos em função de diferentes tempos de pré-compostagem, seguida de hidratação e SF: T₀, T₁₀, T₂₀ e T₃₀ dias. Um quinto tratamento, definido como controle (C), foi composto pela mistura inicial de resíduos sem as etapas de pré-compostagem, hidratação e SF (Tabela 2). Todas as leiras apresentaram composição idêntica, definida pela relação C/N e totalizaram 262 kg na matéria natural.

Tabela 2 Descrição dos tratamentos aplicados na fase de compostagem

| Tratamento | Descrição |
|------------|--|
| T0 | SF e hidratação no início da compostagem |
| T10 | Pré-compostagem de 10 dias, seguida de hidratação e SF |
| T20 | Pré-compostagem de 20 dias, seguida de hidratação e SF |
| T30 | Pré-compostagem de 30 dias, seguida de hidratação e SF |
| C | Sem hidratação e sem SF |

Para a montagem das leiras, os resíduos foram pesados, utilizando balança digital Filizola ID 1500, com capacidade de 300 kg e 0,2 kg de precisão, dispostos em camadas (Figura 3a) e depois homogeneizados (Figura 3b). Também, foi determinado o volume inicial das leiras com o auxílio de uma caixa de madeira retangular com dimensões iguais a 1,82 x 1,21 x 0,80 metros de comprimento, largura e altura, respectivamente.



Figura 3 Resíduos dispostos em camadas (a) e a leira montada (b).

Na montagem do experimento, as duas leiras, correspondentes ao tempo zero (T_0), foram separadamente imersas em água na proporção de 1:2 (resíduo: água), em uma caixa, visando simular um tanque de equalização (Figura 4a). A mistura de resíduos e água permaneceu em repouso por 24 horas. Após, as frações sólido-líquido foram separadas com o auxílio de uma peneira recoberta com tela para sombreamento (65%) (Figura 4b).



Figura 4 Tanque de equalização (a) e sistema de SF (b).

A fração líquida, recolhida em uma caixa d'água, foi homogeneizada e amostras foram coletadas para a realização dos ensaios de DA. Parte da fração sólida, retida na peneira, foi coletada para posterior condução dos ensaios de vermicompostagem; o restante da fração sólida retornou ao pátio de compostagem.

Esse procedimento foi repetido aos 10, 20 e 30 dias de compostagem com as leiras correspondentes aos tratamentos T_{10} , T_{20} e T_{30} . Duas leiras permaneceram no pátio de compostagem e não foram submetidas à hidratação e SF, as quais constituíram o tratamento controle.

O processo de compostagem ocorreu com dois revolvimentos semanais e a umidade de cada leira foi mantida no nível ótimo para o metabolismo microbiano (50-60%), adicionando água após cada revolvimento. O teor de umidade a campo foi determinado com o uso de micro-ondas, conforme metodologia adaptada de Tavares et al. (2008). A temperatura no interior das leiras e do ambiente foi monitorada diariamente, utilizando termômetro analógico.

Aos 65 dias de compostagem, os revolvimentos foram interrompidos e as leiras permaneceram estendidas no pátio para que atingissem a umidade adequada para o peneiramento, que foi realizado aos 69 dias, finalizando a fase de estabilização das leiras (S).

O peneiramento foi realizado em peneira com abertura de 10mm (Figura 5) para a retirada do material mais grosseiro, que não foi totalmente degradado durante o processo.



Figura 5 Peneiramento ao final da compostagem.

Após a estabilização, as leiras permaneceram no pátio de compostagem por mais 30 dias, com correção da umidade, para a fase de maturação (M) do composto produzido.

4.2 Vermicompostagem

A vermicompostagem foi conduzida no Laboratório de Resíduos Agroindustriais (LARA), no Campus da Universidade Estadual do Oeste do Paraná (Cascavel, Paraná, Brasil), em caixas (vermirreatores) de madeira, com dimensões de 0,15 x 0,28 x 0,40 metros, de altura, largura e comprimento, respectivamente (Figura 6a). O fundo dos reatores é vazado e revestido por tela de polietileno preta com abertura de 1 mm. Para evitar o ataque de possíveis predadores, as caixas foram cobertas com a mesma tela de polietileno (Figura 6b).

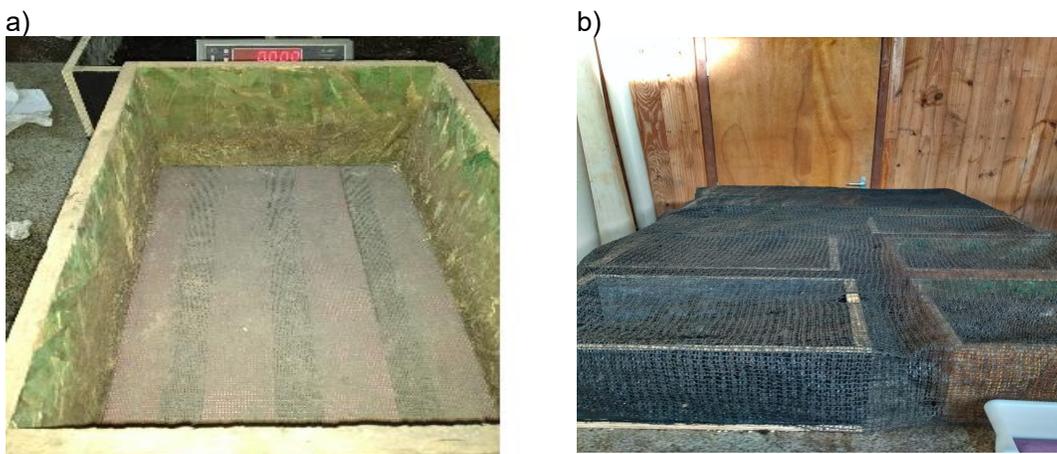


Figura 6 Vermirreator de madeira (a) e vermirreatores cobertos com tela de polietileno (b).

Foram abastecidos dois vermifretores para cada tratamento com a mesma quantidade de matéria seca, 0,8 kg da fração retida na peneira (durante a fase de pré-compostagem) e os vermifretores, referentes ao controle, foram preenchidos com a mistura inicial de resíduos, sem as fases de pré-compostagem, hidratação e SF. A Tabela 3 apresenta a caracterização química inicial de cada tratamento.

Tabela 3 Caracterização química inicial de cada tratamento da vermicompostagem

| Tratamento | COT (%) | Cinzas (%) | NTK (%) | C/N | P (g/kg) | K (g/kg) | pH | CE (mS/cm) |
|-----------------|---------|------------|---------|-------|----------|----------|------|------------|
| T ₀ | 40,91 | 26,37 | 1,07 | 38,23 | 4,94 | 3,21 | 7,5 | 0,98 |
| T ₁₀ | 40,93 | 26,33 | 1,75 | 23,39 | 9,29 | 4,73 | 8,41 | 1,9 |
| T ₂₀ | 38,01 | 31,58 | 1,67 | 22,76 | 10,77 | 5,98 | 8,4 | 1,54 |
| T ₃₀ | 37,39 | 32,70 | 1,73 | 21,61 | 10,97 | 6,67 | 8,67 | 1,11 |
| C | 44,11 | 20,60 | 2,42 | 18,23 | 8,8 | 6,8 | 7,4 | 2,34 |

COT: carbono orgânico total; NTK: nitrogênio total Kjeldahl; C/N: relação carbono/nitrogênio; P: fósforo; K: potássio, CE: condutividade elétrica.

Foram inseridas, em cada caixa, 25 minhocas da espécie *Eisenia fetida* (Vermelha da Califórnia) adultas (com a presença visível de clitelo). Inicialmente, as minhocas foram colocadas em refúgios (Figura 7a), sacos confeccionados com tela de polietileno preta com abertura de 5 mm preenchidos com aproximadamente 0,2 kg de vermicomposto estabilizado (Figura 7b), para que ficassem abrigadas até que as condições dos resíduos se tornassem adequadas à sua sobrevivência.



Figura 7 Refúgio em tela de polietileno (a) e com vermicomposto estabilizado e minhocas (b).

Durante o período de condução do experimento, a umidade nos vermifretores foi mantida em torno de 75%. As temperaturas ambiente e dos reatores foram monitoradas, diariamente, sendo que a temperatura dos reatores foi verificada em dois pontos distintos. O ensaio foi conduzido por 59 dias e, ao final, as minhocas foram contabilizadas manualmente. O material (vermicomposto) de cada vermifreter foi depositado sobre uma bancada onde foram segregados em ovos (Figura 8a), minhocas jovens (Figura 8b) e minhocas adultas

(Figura 8c). Após a retirada das minhocas, o vermicomposto foi pesado e peneirado em peneira com abertura de 4mm.

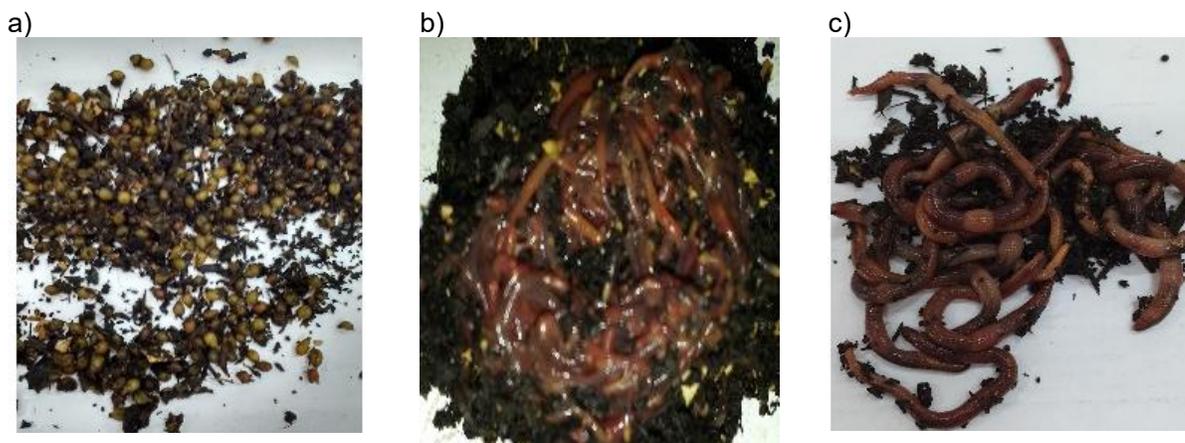


Figura 8 Ovos de minhocas (a), minhocas jovens (b) e minhocas adultas (c).

4.3 Ensaio do potencial bioquímico de metano – PBM

O ensaio para determinação PBM foi realizado por meio da DA em batelada das diferentes frações líquidas, resultantes da SF durante a fase de pré-compostagem, e do C (fração sólida), de acordo com a norma VDI 4630 (2006). Portanto, o teor de ST do reator foi inferior a 10%; o teor de SV do inóculo foi de 1,5 a 2,0% do conteúdo total do teste; e a proporção entre os SV do inóculo e do substrato foi maior ou igual a 2,0. O ensaio foi realizado em triplicata, com frascos reatores de vidro âmbar (Figura 9) com capacidade total variando entre 1000 mL e 500 mL, sendo 300 mL de volume útil e 200 mL de headspace para armazenamento do biogás e conduzido em temperatura mesofílica (37°C), até o momento em que a produção diária de biogás representou menos de 1% da produção acumulada de biogás.



Figura 9 Frascos âmbar utilizados no experimento.

Além dos tratamentos avaliados, três frascos reatores adicionais foram utilizados para avaliar a atividade biológica do inóculo, utilizando celulose microcristalina como amostra de

referência a fim de validar a eficácia do inóculo utilizado nos testes. Outros três frascos reatores foram abastecidos apenas com inóculo para que fosse possível descontar (dos demais tratamentos) a produção endógena de biogás. O inóculo utilizado para os ensaios de DA foi fornecido pelo Centro Internacional de Energias Renováveis – Biogás (CIBiogás), localizado em Foz do Iguaçu, Paraná. A base do inóculo é composta de lodo de biodigestor abastecido com dejeções suínícolas, lodo de biodigestor abastecido com dejeções de bovinos e dejetos de bovinos na proporção 1: ½ : ½ em base úmida, respectivamente.

Depois de colocada a amostra, cada frasco foi vedado e acoplado ao sistema de vedação tipo rosca, contendo uma agulha conectada a uma mangueira de silicone com válvula abre/fecha, seguida de duas ramificações do tipo cateter com sistema de fechamento; isso possibilitou a aferição da produção de biogás com auxílio de uma seringa de vidro (Figura 10a) própria para biogás e um manômetro (Figura 10b) para correção das pressões internas e externas aos frascos reatores.

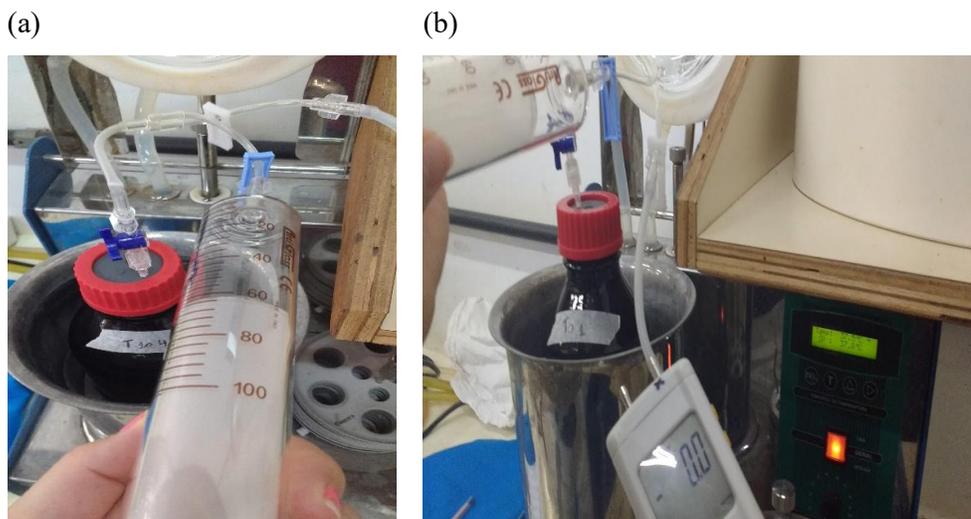


Figura 10 Sistema de aferição de medição de biogás: seringa de vidro (a) e manômetro digital (c).

O volume de biogás produzido foi monitorado diariamente e padronizado nas condições normais de temperatura e pressão por meio da Equação 1.

$$V_0 = V \cdot \frac{(P_L - P_W) \cdot T_0}{P_0 \cdot T} \quad \text{Eq.(1)}$$

Em que:

V_0 - volume de biogás padronizado (mL);

V - volume de biogás registrado (mL);

P_L - pressão atmosférica no momento do registro (mbar);

P_W - pressão de vapor da água (mbar);

T_0 - temperatura normalizada (273 K);

P_0 - pressão normalizada (1,013 mbar);

T - temperatura ambiente (K).

A pressão de vapor de água (P_w) também foi considerada, pois superestima entre 2 e 8% o volume do biogás produzido em condições normais de temperatura e pressão (STRÖMBERG, NISTOR, LIU, 2014). O cálculo da pressão de vapor de água foi realizado por meio da equação de Antoine (Equação 2), que considera a temperatura ambiente (T).

$$P_w = 10^{8,1962 - \frac{1730,63}{T-39,724}} \quad \text{Eq. (2)}$$

A determinação da composição do biogás (CH_4 e CO_2) foi realizada por meio de um cromatógrafo a gás (modelo GC-2014, Shimadzu Scientific Instruments, Columbia, MD, EUA), equipado com uma coluna Carboxen® 1000 Plot (4,5 m, 2,10 mm). As temperaturas do injetor e do detector foram mantidas a 100 e 150°C, respectivamente. A temperatura inicial da coluna foi de 40°C e foi aquecida a 145°C (adaptado de PENTEADO *et al.*, 2013). A calibração do cromatógrafo foi realizada com gás padrão de biogás, contendo $2 \pm 0,02\%$ de oxigênio, $8 \pm 0,1\%$ de nitrogênio, $55 \pm 1,0\%$ de metano e $35 \pm 0,7\%$ de dióxido de carbono.

4.4 Métodos analíticos

4.4.1 Análises físico-químicas e espectroscópicas

O Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) foi determinado por meio de digestão das amostras com ácido sulfúrico (H_2SO_4). Após, foram destiladas (Kjeldahl) e tituladas com H_2SO_4 $0,0025 \text{ mol L}^{-1}$ (MALAVOLTA; VITTI; OLIVEIRA, 1997). A determinação do fósforo (P) e do potássio (K) foi realizada após a digestão das amostras em solução nítrico-perclórica (3:1) com fonte externa de calor, seguida de diluição e filtração. O P foi quantificado a partir da absorbância em 725 nm, empregando um espectrofotômetro UV-VIS Femto 700 Plus. O K foi quantificado em fotômetro de chama (MALAVOLTA; VITTI; OLIVEIRA, 1997). Os ST, SV e sólidos fixos (SF) foram determinados pelos métodos gravimétricos, baseados na secagem e ignição da amostra (APHA, 2005). O carbono orgânico total (COT) foi obtido dividindo a porcentagem de SV por 1.8 (CARMO; SILVA, 2012). A relação C/N foi obtida a partir da razão entre o COT e NTK. A capacidade de troca catiônica (CTC) foi determinada conforme metodologia proposta por Brasil (2014). A relação CTC/COT foi calculada seguindo a mesma metodologia.

As perdas de matéria orgânica (MO) foram calculadas a partir do conteúdo de cinza inicial (X_1) e final (X_2) de acordo com a Equação 3 de Paredes et al. (2000):

$$\text{Perda MO (\%)} = 100 - 100 \left(\frac{[X_1 (100-X_2)]}{[X_2 (100-X_1)]} \right) \quad \text{Eq.(3)}$$

As concentrações dos ácidos voláteis (acético, propiônico, butírico e fórmico) foram determinadas por meio de Cromatografia Líquida de Alta Eficiência (Shimadzu® 2010), equipada com coluna Aminex® HPX-87H (300 mm, 7.8 mm), forno CTO-20A, a temperatura de 64°C, controlador CBM-20A, detector UV com arranjo de diodos SPD-20A em comprimento de onda de 208 nm e bomba LC-20AT. A fase móvel foi composta por água ultrapura Milli-Q (Millipore®) acidificada com H₂SO₄ 0,005 mol L⁻¹ em fluxo de 0,5 mL min⁻¹ e volume de injeção de 20 µL (LAZARO et al., 2012; PENTEADO et al., 2013). As amostras foram filtradas em membrana de fibra de vidro com poro de 0,2 µm e acidificadas com solução de H₂SO₄ 2 mol L⁻¹.

Os espectros de infravermelho com transformada de Fourier (FTIR) foram obtidos de acordo com a metodologia proposta por Stevenson (1994). Para isso, as amostras foram compactadas em pastilhas KBr, na proporção 1:100 (composto:KBr). Em seguida, analisadas a partir de 32 scans no intervalo de 4000 a 400cm⁻¹ com resolução espectral de 4cm⁻¹. As análises de FTIR foram realizadas no espectrômetro Perkin-Elmer, modelo Frontier, pertencente à Central de Análises da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campus Pato Branco-PR.

A alcalinidade parcial (AP), alcalinidade intermediária (AI) e acidez volátil (AV) foram determinadas pelo método titulométrico (RIPLEY et al., 1986). A razão AV/AT foi calculada dividindo o valor de AV pela soma de AP e AI. A concentração de açúcares totais foi determinada de acordo com Dubois et al. (1956) e o conteúdo lipídico foi obtido por gravimetria, sob extração contínua no dispositivo Soxhlet, usando éter de petróleo como extrator (CECCHI, 1999).

4.4.2 Análises microbiológicas

A respiração foi determinada, segundo Garcia-Gomez; Roig; Bernal (2003). As amostras foram descongeladas e incubadas a 20°C por 24 horas para reativação da biomassa microbiana (TRAUTMANN; KRASNY, 1997; GARCÍA-GÓMEZ; ROIG; BERNAL, 2003). Após esse período, amostras frescas, equivalentes a 8 g (matéria seca), foram incubadas em frascos de plástico de aproximadamente 250 mL, a 26°C, durante 10 dias. O CO₂ produzido foi adsorvido em 10 mL de solução de NaOH 2 mol L⁻¹ colocados no interior do frasco, contendo a amostra de composto.

A evolução de C-CO₂ foi mensurada por titulação da solução de NaOH com HCl 2 mol L⁻¹ em um excesso de BaCl₂ (1%) e a taxa de respiração (C-CO₂/dia) foi padronizada dividindo pela massa de COT da amostra, para posterior classificação em termos de estabilidade, conforme a classificação proposta por Bernal; Albuquerque; Moral (2009). O carbono

biologicamente disponível foi calculado conforme Equação 4, proposta por Trautmann e Krasny (1997):

$$C-CO_2 = \{[(HCl_b - HCl_s) \times HCl_{\text{molaridade}} \times 12] / \text{dia}\} / \text{carbono orgânico} \quad \text{Eq. (4)}$$

Em que:

C-CO₂ – massa de carbono-CO₂ gerada (mg);

HCl_b - mL HCl usado na titulação do branco;

HCl_s - mL HCl usado na titulação da amostra;

HCl_{molaridade} - mol/L de HCl usado na titulação;

Carbono orgânico - g (peso úmido da amostra) (100 – % umidade)(% carbono)

4.4.3 Matéria orgânica extraível em água

A extração aquosa da MO foi feita seguindo a metodologia proposta por Said-Pullicino et al. (2007) com modificações. Ao composto fresco, adicionou-se água deionizada (1:10, m v⁻¹). Em seguida, o material foi agitado por 24 horas. Após a agitação, foi feita a centrifugação do material a 3000 rpm por 30 minutos e posterior filtragem a vácuo, utilizando um filtro de nitrato de celulose com abertura 0,45 µm. Antes da centrifugação do material, logo após a agitação, foram realizadas as leituras de pH e CE em pHmêtro (TECNAL®, modelo TEC-3MP) e condutivímetro (MS Tecnopon®, modelo mCA 150), ambos de bancada.

O extrato filtrado foi utilizado para determinação do carbono solúvel (C_s) e do nitrogênio solúvel (N_s), utilizando o determinador de COT, marca Shimadzu, da Central Analítica de Toledo, da Universidade Estadual do Oeste do Paraná. A determinação do índice de germinação (IG), teste indicativo de fitotoxicidade, também, foi realizada utilizando o extrato obtido. Para o IG, foi utilizada a metodologia adaptada de Zucconi et al. (1981). Foram utilizadas placas de Petri (9,5 cm de diâmetro) com papel filtro duplo (Whatman n°1), ambos esterilizados em autoclave. Foram colocados 3 mL do extrato aquoso e 10 sementes de agrião (*Lipidium sativum*) sobre o papel filtro. As placas montadas foram embrulhadas em pacotes plásticos a fim de evitar perda de umidade e incubadas em câmara BOD, a 26°C, sem fotoperíodo, durante 72 horas. Após o período de incubação, as sementes germinadas foram contabilizadas e suas respectivas radículas foram medidas para calcular o índice de germinação (IG). Foram confeccionadas 10 placas de cada tratamento e 10 placas umedecidas com 3 mL de água destilada, como controle.

O teste do IG foi calculado como o produto da porcentagem de sementes viáveis, que foi realizada monitorando o surgimento das plântulas, o número de sementes germinadas (após 24 h) e o crescimento das raízes (após 72 h), utilizando a Equação 5:

$$IG\% = (N_{\text{Ger}} \times L_{\text{Comp}}) / (N_{\text{Ger}_{\text{água}}} \times L_{\text{Comp}_{\text{água}}}) \times 100m \quad \text{Eq. (5)}$$

Em que N_{Ger} e $N_{Ger_{\text{água}}}$ representam, respectivamente, o número de sementes germinadas nos extratos solúveis em água e em água destilada (controle); e L_{Comp} e $L_{Comp_{\text{água}}}$ representam o comprimento das raízes em extratos solúveis em água e água destilada (controle), respectivamente.

4.4.4 Avaliação do composto como substrato para produção de mudas

Os compostos orgânicos produzidos foram avaliados quanto ao uso como substrato para a produção de mudas de tomate (*Solanum lycopersicum*) em casa de vegetação. O delineamento experimental foi em blocos completos, ao acaso, em esquema fatorial, sendo o fator principal representado pelos diferentes períodos em que as leiras foram submetidas à SF sólido-líquido e o fator secundário, pelas fases em que o composto orgânico se encontrava, ou seja, estabilização e maturação. Foram produzidas 6 bandejas (2 por bloco, que continham os 10 tratamentos), sendo que, para cada tratamento, foram preenchidas 20 células. Realizaram-se avaliações das sementes depois de observada a primeira plântula emergida aos 8 dias após a semeadura, obtida pela contagem do número de plântulas emergidas durante 16 dias. Considerou-se plântula emergida as que apresentaram a queda dos cotilédones. A porcentagem do número de plântulas emergidas foi realizada diariamente até 16 dias de avaliação e o índice de velocidade de emergência (IVE) foi calculado de acordo com a Equação 6 (MAGUIRE, 1962):

$$IVE = N1/D1 + N2/D2 + \dots + Nn/Dn \quad \text{Eq.(6)}$$

Em que:

IVE - índice de velocidade de emergência;

N - números de plântulas verificadas no dia da contagem.

D - números de dias após a semeadura em que foi realizada a contagem

Para o cálculo do índice de qualidade de mudas (IQM), foram utilizadas cinco plantas de cada repetição e avaliados os seguintes parâmetros: altura das mudas, diâmetro do coleto, massa seca da parte aérea e da raiz, de acordo com a Equação 7 (DICKSON; LEAF; HOSNER, 1960).

$$IQM = \frac{MST}{\frac{H}{DC} + \frac{MSPA}{MSRA}} \quad \text{Eq.(7)}$$

Em que:

MST – massa seca total (g)

H – altura da planta (cm)

DC – diâmetro do coleto (cm)

MSPA – massa seca da parte aérea (g)

MSRA – massa seca da raiz (g)

4.5 Análise estatística

As perdas de MO, durante o processo de degradação, foram ajustadas para uma função exponencial de primeira ordem (PAREDES et al., 2000), com auxílio da Equação 8:

$$\text{Perda de MO (\%)} = A (1 - e^{-kt}) \quad \text{Eq.(8)}$$

Em que A é a degradação máxima de MO (% C), k é a constante de taxa (d^{-1}) e t é o tempo de compostagem (d). Os valores do quadrado médio do resíduo (QMR) e F foram calculados para comparar os ajustes de diferentes funções e a significância estatística da curva de ajuste.

As variáveis pH, EC, COT, NTK, P, K, C_s , N_s , CTC, CTC/COT, referentes à compostagem, foram analisadas conjuntamente pela técnica multivariada por meio da análise de componentes principais (ACP). As variáveis relacionadas à vermicompostagem foram analisadas usando o coeficiente de correlação linear de Pearson ($p \leq 0,05$) e a ACP também foi aplicada para variáveis significativamente correlacionadas. Os critérios para seleção dos componentes principais (PCs) foram o percentual de variância total, explicado $\geq 70\%$ (FERREIRA, 2011) e valores próprios superiores a 1 ($\lambda \geq 1$) (KAISER, 1958).

Para avaliação do IG, IVE e IQM foi utilizado um esquema fatorial, sendo o fator principal representado pelos diferentes tempos, em que as leiras foram submetidas à SF sólido-líquida (T_0 , T_{10} , T_{20} , T_{30} e C), e o fator secundário pelas fases em que os compostos orgânicos se encontravam, ou seja, estabilização (S) ou maturação (M). Os dados apresentados foram avaliados, individualmente, mediante a ANOVA e teste de comparação múltiplo de médias Scott-Knott com 5% de significância.

O delineamento experimental, aplicado ao ensaio PBM, foi o inteiramente casualizado. Os dados apresentados foram avaliados, individualmente, mediante teste de normalidade de Shapiro-Wilk, ANOVA, seguida do teste de comparação múltipla de Scott-Knott ($p \leq 0,05$).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Compostagem

5.1.1 Desempenho do processo de compostagem

5.1.1.1 Temperatura

A temperatura é um importante parâmetro a ser avaliado durante a compostagem, pois, além de indicar o estágio em que o processo se encontra, em termos de degradação e maturidade do composto (JURADO et al., 2014; COTTA et al., 2015), também, é um indicador da eficiência do processo de compostagem (ZHANG; SUN, 2016).

Em relação às variações de temperatura (Figura 11) é possível observar que os tratamentos que passaram pela SF apresentaram temperaturas um pouco mais baixas do que o tratamento controle, o que pode ser justificado pelo fato das leiras correspondentes a estes tratamentos terem sido submetidas a um tanque de equalização e lá permaneceram por 24 horas, interrompendo o processo de compostagem e consequentemente havendo uma redução da temperatura.

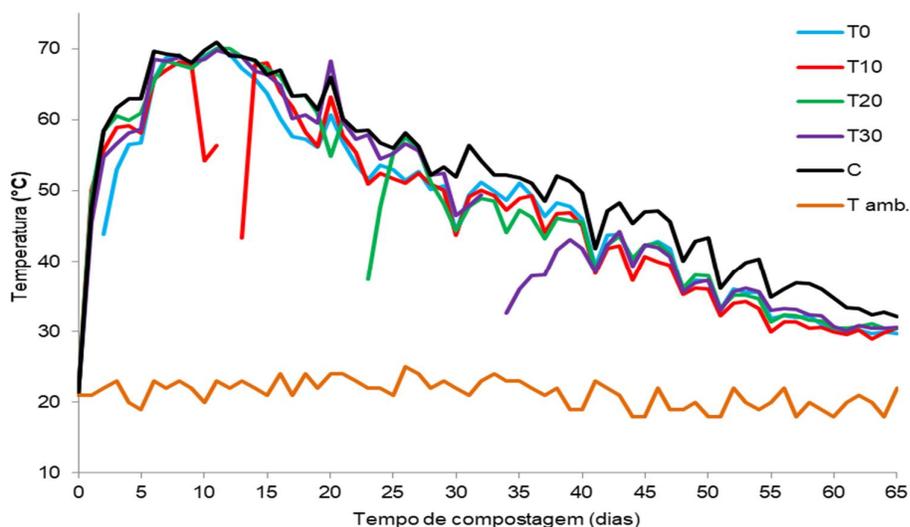


Figura 11 Evolução da temperatura durante o processo de compostagem.

Durante o processo de compostagem, a duração da fase termofílica (temperaturas $\geq 40^{\circ}\text{C}$) foi de 46 e 50 dias para os tratamentos que passaram pela SF e o tratamento controle, respectivamente (Tabela 4). Em todos os tratamentos a temperatura permaneceu acima de 55°C por mais de 15 dias, o que garantiu a sanitização do composto de acordo com Gavilanes-Terán et al. (2015).

Tabela 4 Parâmetros de controle desenvolvidos durante o processo de compostagem

| Parâmetro | T ₀ | T ₁₀ | T ₂₀ | T ₃₀ | C |
|--|----------------|-----------------|-----------------|-----------------|--------|
| Fase bio-oxidativa (dias) | 65 | 65 | 65 | 65 | 65 |
| Duração fase termofílica ^a (dias) | 46 | 46 | 46 | 46 | 50 |
| Temperatura máxima (°C) | 70,0 | 68,1 | 70,0 | 69,8 | 70,9 |
| Temperatura máxima (dia) | 11° | 8 | 11 | 11 | 11 |
| Temperatura ≥55 °C (dias) | 17 | 20 | 20 | 24 | 25 |
| Acumulado EXI ² ^b | 53.530 | 49.740 | 56.357 | 56.362 | 68.433 |
| EXI ² /dias de fase bio-oxidativa | 824 | 765 | 867 | 867 | 1053 |

^a Fase termofílica: temperatura > 40°C

^bEXI²: Quadrado do índice de acumulação exotérmico

A diferença da fase termofílica entre os tratamentos, que passaram pelo processo de SF e o tratamento controle, foi de 4 dias. Essa diferença refletiu na acumulação exotérmica devido à passagem dos tratamentos T₀, T₁₀ e T₂₀ pelo tanque de equalização e posterior SF, interrompendo o processo de compostagem. As temperaturas máximas foram alcançadas no 11º dia em todos os tratamentos, com exceção ao T₁₀, que teve sua temperatura máxima no 8º dia, devido ao fato de, no 10º dia, ter sido submetido ao tanque de equalização. Isso refletiu na menor acumulação exotérmica do T₁₀, dentre os demais tratamentos que passaram pelo processo de separação. Infere-se, portanto, que a submissão das leiras de compostagem à SF, apesar de ter afetado o perfil térmico, não alterou o tempo mínimo, no qual as temperaturas devem ser ≥ 55°C.

5.1.1.2 Redução de massa e volume

A massa e o volume, ocupados pelas leiras, bem como as reduções que ocorrem ao longo do período de compostagem são fatores importantes no dimensionamento dos pátios de compostagem e, juntamente com o tempo, são os fatores que mais impactam a otimização do pátio (COSTA et al., 2017).

Ao final do processo de compostagem, os tratamentos, que passaram pela SF, tiveram comportamentos similares, apresentando maior redução de massa em relação ao tratamento controle (Tabela 5). Assim, a maior perda de massa nesses tratamentos (60-62%) pode estar associada ao maior teor de umidade das leiras, visto que, antes da SF, elas eram submetidas ao tanque de equalização onde ficavam imersas em água por 24h, o que, provavelmente, permitiu maior hidratação das frações mais fibrosas, favorecendo sua degradação. Segundo Wang et al. (2015) o teor de umidade afeta a degradação de compostos orgânicos solúveis e a hidrólise de substratos fibrosos. Outro fator que pode ter contribuído para a maior redução

nesses tratamentos está associado à eficiência da SF, pois a peneira utilizada pode ter permitido a passagem de material sólido juntamente com o líquido.

Tabela 5 Peso da matéria seca e volume no início e no final de cada tratamento

| Tratamentos | Peso matéria seca (kg) | | % Red | volume (m ³) | | % Red |
|-----------------|------------------------|-------|-------|--------------------------|-------|-------|
| | Inicial | Final | | Inicial | Final | |
| T ₀ | 125 | 48,3 | 61 | 0,66 | 0,29 | 57 |
| T ₁₀ | 125 | 49,6 | 60 | 0,64 | 0,28 | 56 |
| T ₂₀ | 125 | 48,7 | 61 | 0,64 | 0,27 | 58 |
| T ₃₀ | 125 | 48,0 | 62 | 0,69 | 0,25 | 64 |
| C | 125 | 59,5 | 52 | 0,68 | 0,31 | 54 |

%Red.: percentual de redução

Apesar de todos os tratamentos terem iniciado com a mesma quantidade de massa, em matéria seca, o volume inicial não foi exatamente igual para todos. Isso por causa da heterogeneidade do material utilizado, principalmente a poda. As reduções de volume apresentaram comportamento semelhante às reduções de massa, tendo o controle a menor redução. Pode-se inferir, portanto, que a submissão das leiras de compostagem à SF afetou a redução de massa e volume de forma positiva quando se consideram esses parâmetros para fins de dimensionamento de pátio.

5.1.1.3 Balanço de nutrientes

Considerando um balanço de massa (Tabela 6) observa-se perda de COT, NTK, P e K para todos os tratamentos, independentemente da realização da SF. Para Wang et al. (2017) a perda de nutrientes, principalmente de N, é um problema inevitável durante a compostagem de matérias-primas orgânicas. Os principais fatores que controlam as perdas de N são a composição inicial, a relação C:N, a temperatura e a frequência de revolvimentos (BERNAL et al., 2009; LU et al., 2013). Nesse caso, as altas temperaturas, atingidas durante a fase termofílica, 68,0 – 70,9°C, bem como os dois revolvimentos semanais podem ter contribuído para a redução de N durante o processo. Entretanto, a maior redução de NTK, nos compostos orgânicos, provenientes das leiras que foram submetidas à SF, pode estar relacionada à perda das formas solúveis de N, ou seja, NH₄⁺- N e NO₃⁻ - N. Wang & Zeng (2018), ao descreverem as transformações do N durante a compostagem, mencionam que o N_{org} é mineralizado para amônia em fase aquosa (NH₃ (l)), após a degradação da MO. A NH₃ (l) combina um próton (H⁺) e forma NH₄⁺ na fase aquosa, o que aumenta o pH do substrato. Bernal et al. (1998) observaram maior decréscimo de NH₄⁺ após a fase termofílica, na maioria dos tratamentos avaliados, o que ocasionou um aumento da concentração de NO₃⁻ devido à nitrificação. Observa-se, também, pelos dados da Tabela 6, que a menor redução (55%)

ocorreu nas leiras do T₀. Quanto mais cedo ocorrer a FS, menores as concentrações de NH₄⁺ e NO₃⁻, menor a perda de N.

Tabela 6 Valores médios das quantidades de COT, NTK, P, K e percentual de redução

| Variáveis | Tratamentos | | | | | |
|-----------|--------------|-------|-------|-------|-------|-------|
| | T0 | T10 | T20 | T30 | C | |
| COT | Inicial (Kg) | 55,15 | 55,15 | 55,15 | 55,15 | 55,15 |
| | Final (Kg) | 16,34 | 15,85 | 16,41 | 16,05 | 19,18 |
| | Redução (%) | 70,36 | 71,26 | 70,25 | 70,9 | 65,23 |
| NTK | Inicial (Kg) | 3,03 | 3,03 | 3,03 | 3,03 | 3,03 |
| | Final (Kg) | 1,36 | 1,15 | 1,19 | 1,19 | 1,58 |
| | Redução (%) | 54,98 | 61,97 | 60,73 | 60,66 | 47,89 |
| P | Inicial (Kg) | 1,10 | 1,10 | 1,10 | 1,10 | 1,10 |
| | Final (Kg) | 0,57 | 0,49 | 0,50 | 0,64 | 0,79 |
| | Redução (%) | 48,03 | 55,09 | 54,44 | 41,71 | 28,13 |
| K | Inicial (Kg) | 0,85 | 0,85 | 0,85 | 0,85 | 0,85 |
| | Final (Kg) | 0,24 | 0,26 | 0,28 | 0,32 | 0,53 |
| | Redução (%) | 72,05 | 68,96 | 66,55 | 62,34 | 37,64 |

COT: carbono orgânico total; NTK: nitrogênio total Kjeldahl; P: fósforo; K: potássio.

O P e o K também tiveram decréscimo, em massa, ao final do processo. As maiores perdas tanto de P quanto de K ocorreram nas leiras correspondentes aos tratamentos que passaram pelo tanque de equalização, as quais estão relacionadas à lixiviação da fração inorgânica desses nutrientes (COSTA et al., 2017). As perdas de K foram diminuindo, conforme aumentava o tempo de compostagem, antecedendo o processo de SF. Esse comportamento pode estar relacionado à maior adsorção do elemento pela MO, a qual, ao ser degradada, tem aumentada sua superfície específica. Infere-se, portanto, que a submissão dos resíduos à SF promoveu maior perda de nutrientes, quando comparado ao tratamento controle, o que diminui o valor agronômico do composto final.

5.1.1.4 Degradação da MO

O conteúdo de MO diminuiu, ao longo do tempo, devido à mineralização ocorrida durante a compostagem. As reduções durante a fase bio-oxidativa foram de 59,6, 62,3, 60,0, 60,8 e 64,2% para os tratamentos T₀, T₁₀, T₂₀, T₃₀ e C, respectivamente (Figura 12).

A perda de MO, durante a compostagem, foi ajustada a uma equação cinética de primeira ordem, perda de MO = A (1-e^{-kt}), fornecendo os valores de parâmetros apresentados na Tabela 7 (desvio padrão entre parênteses):

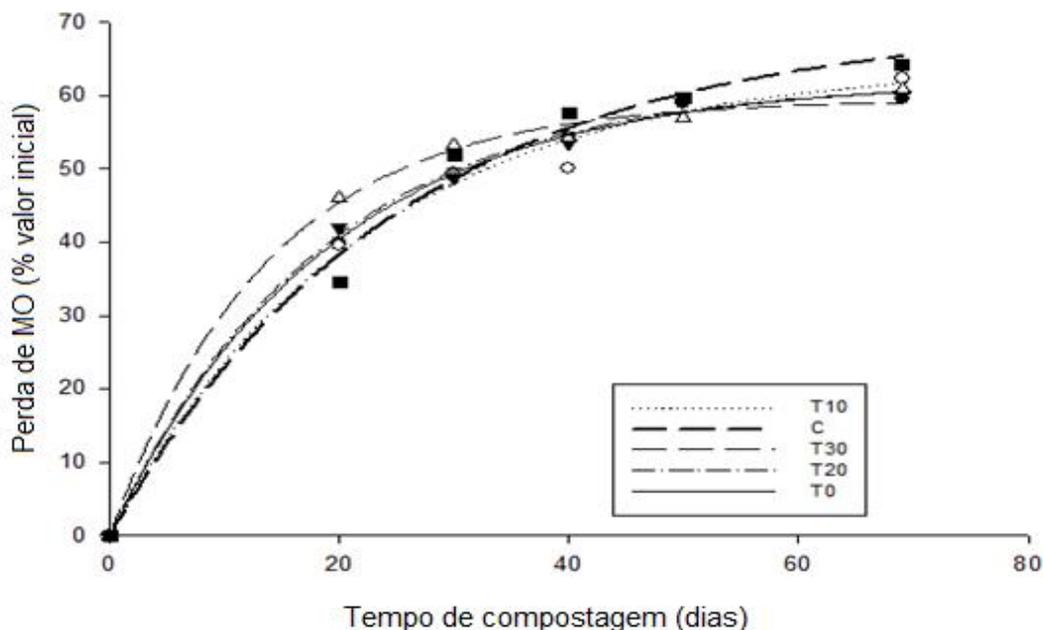


Figura 12 Perda de matéria orgânica (MO) durante o processo de compostagem. Linhas representam a curva ajustada.

Tabela 7 Valores dos parâmetros da equação de primeira ordem descrevendo a degradação da MO

| | A | k | F | R ² a | QMR | SEE | A * k |
|-----------------|------------|-------------|------|------------------|------|------|-------|
| T ₀ | 62,1 (0,9) | 0,05 (0,00) | 3934 | 0,990 | 0,65 | 0,81 | 3,11 |
| T ₁₀ | 64,9 (3,6) | 0,04 (0,01) | 414 | 0,998 | 6,43 | 2,53 | 2,60 |
| T ₂₀ | 61,9 (1,5) | 0,05 (0,00) | 1302 | 0,996 | 1,96 | 1,40 | 3,10 |
| T ₃₀ | 59,4 (1,2) | 0,07 (0,01) | 1243 | 0,996 | 2,06 | 1,43 | 4,16 |
| C | 69,7 (4,1) | 0,04 (0,01) | 384 | 0,987 | 7,52 | 2,74 | 2,79 |

A= máxima degradação de MO (%C); k= taxa constante (d⁻¹); R²a= coeficiente de determinação ajustado; QMR= quadrado médio do resíduo; SEE= erro padrão estimado.

Os valores de A obtidos foram, em geral, semelhantes aos obtidos por Sáez et al. (2017) (56,5-65,5%) em um estudo de compostagem da fração sólida, oriunda da separação sólido-líquida do tratamento de efluentes de suínos. Entretanto, os autores supracitados encontraram constantes de degradação (0,0167 e 0,0179) e taxas de mineralização de MO (A * k) (1,01 e 1,09% OM d⁻¹) mais baixas do que a do presente estudo. O tratamento C apresentou o maior valor de A em relação aos demais tratamentos.

5.1.2 Valor agrônômico do composto produzido

5.1.2.1 Estabilização e maturação

Para que um composto possa ser utilizado com segurança na agricultura, seja como condicionador de solo ou como substrato para plantas, é necessário que ele apresente um

alto grau de estabilização e maturidade, o que implica um teor de MO estável e a ausência de compostos fitotóxicos e patógenos vegetais ou animais (BERNAL; ALBURQUERQUE; MORAL, 2009; GRIGATTI; CAVANI; CIAVATTA, 2011).

A relação entre carbono e nitrogênio (C/N) expressa a facilidade e velocidade com que os resíduos orgânicos se decompõem. À medida que a decomposição da MO avança, a relação C/N diminui. Neste trabalho, a relação C/N inicial (Tabela 8) foi a mesma para todos os tratamentos, visto que foram utilizados os mesmos resíduos e as mesmas quantidades para a formação das leiras.

Tabela 8 Valores médios das relações C/N inicial e final e do carbono biologicamente disponível

| Variável | Tratamentos | | | | |
|---|-------------|-------|-------|-------|-------|
| | T0 | T10 | T20 | T30 | C |
| C/N inicial | 18 | 18 | 18 | 18 | 18 |
| C/N final | 13,58 | 13,17 | 13,21 | 11,66 | 11,77 |
| C bio. disp.(mg CO ₂ -C/g C/d) | 0,283 | 0,141 | 0,093 | 0,258 | 0,336 |

C bio. disp. – carbono biologicamente disponível.

A relação C/N final dos tratamentos variou entre 12 e 14, apresentando valores bem próximos dos indicados por Kiehl (2010), 12-8, que são indicativos de compostos curados, maturados e humificados. Entretanto, o uso da relação C/N como único critério para avaliar a estabilização de resíduos, nos processos de compostagem, é deficiente, visto que varia muito em função do tipo de material compostado.

Um teste que remete à estabilização do composto é a avaliação do carbono biologicamente disponível (TRAUTMANN; KRASNY, 1997; GARCÍA-GÓMEZ; ROIG; BERNAL, 2003; BERNAL; ALBURQUERQUE; MORAL, 2009) que mede a taxa de produção de CO₂ liberado pelos microrganismos à medida que decompõem a matéria orgânica.

A Tabela 8 apresenta, também, os resultados da taxa de C-CO₂, ao final do processo. Segundo Bernal, Albuquerque e Moral (2009), valores inferiores a 2, entre 2 - 4 e maiores que 4 mg CO₂-C/g C/d são considerados muito estáveis, estáveis e instáveis, respectivamente. Em todos os tratamentos, os valores medidos foram inferiores a 2 mg CO₂-C/g C/d, podendo ser considerados compostos muito estáveis.

Nenhuma propriedade isolada indica o grau de maturação de uma mistura orgânica, que deve ser avaliada por meio de dois ou mais parâmetros (CERDA et al., 2017). Para esse fim, Bernal et al. (2009) listaram vários indicadores, incluindo ácidos orgânicos voláteis (AOV) e o IG. Tais indicadores se correlacionam com a fitotoxicidade de compostos orgânicos.

Foi realizada análise de AOV para todos os tratamentos, ao final da estabilização e da fase maturação – em ambas as fases, não foram encontrados ácidos orgânicos voláteis. Melo; Silva; Dias (2008) e Pinheiro et al. (2013) ao compararem um composto com um resíduo *in natura*, encontraram uma baixa concentração de AOV no composto e concluíram que, à

medida que os materiais se tornam mais humificados, há tendência de diminuição da concentração e diversidade desses ácidos. Logo, pode-se assumir que os compostos produzidos neste trabalho podem ser considerados maturados, sem traços de AOV.

Na Tabela 9 são apresentados os resultados do índice de germinação envolvendo os dois fatores em estudo, tempo para submissão do material à SF e fase do composto, estabilização e maturação. A análise de variância mostrou significância ($p < 0,05$) para a interação entre os dois fatores.

Tabela 9 Valores médios para o índice de germinação (%)

| Separação de frações | Fase | | | |
|----------------------|------------|----------------------------|------------|----------------------------|
| | S | Classificação (BELO, 2011) | M | Classificação (BELO, 2011) |
| C | 116,89 a A | Fitoestimulante | 93,65 c B | Não fitotóxico |
| T ₀ | 111,02 a A | Fitoestimulante | 114,83 b A | Fitoestimulante |
| T ₁₀ | 111,94 a A | Fitoestimulante | 110,58 b A | Fitoestimulante |
| T ₂₀ | 106,55 a A | Fitoestimulante | 118,58 b A | Fitoestimulante |
| T ₃₀ | 127,69 a A | Fitoestimulante | 132,95 a A | Fitoestimulante |

S: estabilização; M: maturação. *Letras minúsculas representam a diferença média entre os níveis de separação de frações, pelo teste Scott Knott a 5% de significância. Letras maiúsculas representam a diferença média entre os níveis de maturação, pelo teste Scott Knott a 5% de significância.

Analisando o fator SF, dentro do nível S do fator estágio do composto, é possível verificar que não houve diferença média significativa entre os tratamentos, a 5% de significância. Todos os compostos analisados ao final da fase S apresentaram IG superior a 100%. Segundo a classificação proposta por Belo (2011), índices de germinação com valores superiores a 100% indicam compostos fitoestimulantes à germinação e crescimento da raiz das plantas. Esse resultado está associado às altas temperaturas (>55°C) atingidas na fase termofílica da compostagem, que garantiram a sanitização do composto, com a eliminação de possíveis compostos fitotóxicos (BUSTAMANTE et al., 2008a; ZHANG et al. 2013; JURADO et al., 2014; GODLEWSKA et al., 2017).

Analisando os níveis do fator SF, dentro do nível M do fator estágio do composto, os compostos provenientes das leiras, que não foram submetidas à SF (controle), após 30 dias de maturação, apesar de não se apresentarem fitotóxicos, também, não apresentaram efeito fitoestimulante. Nessa fase (maturação), as leiras, que foram submetidas à SF aos 30 dias de compostagem, apresentaram os maiores valores de fitoestimulação.

Pode-se inferir, portanto, que a submissão das misturas de resíduos à SF, independentemente do tempo em que tal procedimento ocorreu, não afetou a qualidade do composto orgânico quanto ao efeito fitoestimulante, quando considerada somente a fase de estabilização. Por outro lado, o composto orgânico, gerado sem o procedimento de SF, quando submetido ao período de maturação, teve o IG reduzido, perdendo sua capacidade fitoestimulante, provavelmente, devido ao aumento da CE nessa situação. Pôde-se observar,

ainda, o efeito positivo da submissão das leiras à SF, principalmente, após 30 dias de compostagem.

5.1.2.2 Características finais dos compostos estabilizados e maturados

As características físico-químicas dos compostos, após a estabilização (S_0 , S_{10} , S_{20} , S_{30} e S_C) e maturação (M_0 , M_{10} , M_{20} , M_{30} e M_C), são apresentadas na Tabela 10.

O pH dos compostos orgânicos obtidos encontra-se na faixa da alcalinidade (8,1 a 8,6) e, portanto, adequados para uso agrícola, de acordo com US Composting Council (2001). Os valores de pH dos compostos orgânicos, obtidos neste experimento, apresentam características de correção da acidez, quando aplicados em solos ácidos, como observado por Doan et al. (2015).

Observou-se uma leve redução nos valores do pH, após a fase de maturação para todos os tratamentos e para a leira controle, quando comparados com os valores obtidos, depois da fase de estabilização, embora todos os compostos ainda apresentassem valores na faixa alcalina. Reduções de pH na fase de maturação também foram observados por Sánchez-Monedero et al. (2001), os quais observaram correlações estatisticamente significativas entre os teores de $N-NO_3^-$, pH e CE, de modo a confirmar que a nitrificação foi responsável pela queda do pH e aumento da CE. Essa mesma lógica pode ser observada nos resultados obtidos neste trabalho (Tabela 10), ou seja, comparando os resultados de pH, NTK e CE nas amostras, ao final da fase S e M, observa-se redução de pH e aumento de NTK e de CE.

Com relação aos valores de CE, o aumento observado no período de maturação também está relacionado à perda de carbono, ou seja, ainda ocorreu degradação do COT (mais lábil) pelos microrganismos nesse período (Tabela 10), o que causou concentração dos sais, aumentando a CE, o que foi também observado por Costa et al. (2016). No entanto, pode-se observar decréscimo em função das condições ambientais, durante o processo de compostagem, como concluído por Carneiro et al. (2013), os quais avaliaram as características do composto final em leiras conduzidas sob cobertura e a céu aberto, situação em que não se controlou o efeito de precipitações sobre a lixiviação dos sais.

Tabela 10 Valores médios das variáveis analisadas

| Tratamento | pH | CE (mS/cm) | COT (%) | NTK (%) | P (g/kg) | K (g/kg) | C _s (g/kg) | N _s (g/kg) | CTC (cmol/kg) | CTC/COT |
|-----------------|-----------|---------------|------------|------------|-------------|-------------|--------------------------|--------------------------|------------------|-----------|
| Inicial | 7,24±0,20 | 2,34±0,09 | 44,11±0,60 | 2,42±0,1 | 8,78±1,3 | 6,80±0,40 | 19,47±1 | 2,14±0,1 | 59,05±13 | 1,33±0,3 |
| S ₀ | 8,51±0,08 | 1,37±0,04 | 34,89±0,59 | 2,35±0,08 | 10,80±0,28 | 7,46±0,06 | 5,70±0,36 | 0,64±0,03 | 65,36±2,45 | 1,87±0,10 |
| M ₀ | 8,23±0,23 | 1,44±0,01 | 31,96±0,31 | 2,59±0,12 | 10,19±0,48 | 8,65±0,11 | 4,03±0,39 | 0,73±0,03 | 66,21±4,81 | 2,07±0,17 |
| S ₁₀ | 8,44±0,14 | 1,18±0,08 | 32,36±0,37 | 2,42±0,11 | 9,87±0,14 | 6,66±0,62 | 3,86±0,48 | 0,44±0,03 | 61,43±0,81 | 1,90±0,05 |
| M ₁₀ | 8,09±0,37 | 1,31±0,00 | 31,87±0,24 | 2,51±0,07 | 9,28±0,11 | 8,21±0,48 | 3,480,44 | 0,42±0,00 | 52,69±1,87 | 1,65±0,05 |
| S ₂₀ | 8,59±0,02 | 1,31±0,00 | 35,15±0,03 | 2,43±0,00 | 10,23±0,58 | 7,92±0,19 | 4,97±0,15 | 0,44±0,00 | 69,15±3,76 | 1,97±0,11 |
| M ₂₀ | 8,42±0,12 | 1,32±0,00 | 32,13±0,22 | 2,45±0,08 | 9,69±0,68 | 10,24±0,55 | 3,86±0,05 | 0,41±0,00 | 73,44±0,60 | 2,29±0,03 |
| S ₃₀ | 8,27±0,23 | 1,28±0,04 | 33,89±0,35 | 2,51±0,02 | 11,81±0,37 | 8,79±0,94 | 5,85±0,04 | 0,50±0,00 | 70,45±2,73 | 2,08±0,10 |
| M ₃₀ | 8,22±0,00 | 1,34±0,01 | 29,23±0,67 | 2,76±0,04 | 10,74±0,09 | 11,08±0,5 | 4,89±0,20 | 0,58±0,02 | 68,33±3,25 | 2,34±0,06 |
| S _c | 8,52±0,13 | 2,34±0,31 | 34,89±2,15 | 2,64±0,13 | 11,78±0,09 | 12,76±0,17 | 7,90±0,08 | 0,88±0,06 | 80,23±4,55 | 2,30±0,01 |
| M _c | 8,37±0,04 | 2,73±0,02 | 31,36±0,31 | 2,90±0,11 | 10,93±0,09 | 16,01±0,11 | 7,75±0,00 | 1,03±0,00 | 65,08±0,12 | 2,08±0,02 |

CE: condutividade elétrica; COT: carbono orgânico total; NTK: nitrogênio total Kjeldahl; P: fósforo; K: potássio; C_s: carbono orgânico solúvel; N_s: nitrogênio solúvel; CTC: capacidade de troca de cátions; CTC/COT: relação entre capacidade de troca de cátions e carbono orgânico total.

Nesse sentido, pode-se observar que, nas condições em que as leiras foram submetidas ao tanque de equalização para SF, os valores de CE foram sempre menores, quando comparados ao tratamento controle (Tabela 10), o qual não foi submetido a esse procedimento. Em função dos valores de CE obtidos, pode-se limitar o uso dos compostos orgânicos como substrato para mudas (COSTA et al., 2017).

A redução do COT, considerando as condições inicial, final da fase S e final da fase M, resultou em um aumento da concentração dos demais nutrientes avaliados (N, P e K), embora, o balanço de massa tenha sido negativo para eles (Tabela 6). O carbono solúvel em água (C_s) tem sido utilizado como parâmetro para avaliar a maturação de um composto orgânico (BERNAL et al., 2009; ZHAO et al., 2016; IDROVO-NOVILLO et al., 2018). Os valores, observados ao final da fase de estabilização, abaixo de 10 g kg^{-1} , estão dentro do limite para compostos estabilizados, conforme determinado por Hue & Liu (1995). Considerando a fase M, foi observada uma redução adicional desses valores. A variação foi mínima no tratamento C, porém, esse tratamento apresentou os maiores valores de C_s . A realização da SF, após submissão ao tanque de equalização, contendo água, certamente, proporcionou a lixiviação do C_s . No entanto, essa energia pode ser recuperada após a DA da fração líquida.

Os valores de N_s aumentaram em quase todos os grupos durante a maturação (Tabela 10). Bernal et al. (1998) mencionam que quantidades apreciáveis de $\text{NO}_3\text{-N}$ podem ser observadas em todas as amostras de composto no final da fase ativa, embora os valores máximos tenham sido alcançados após a maturação devido à nitrificação. Bernal et al. (2009) comentam que a nitrificação, detectada pela formação de $\text{NO}_3\text{-N}$, ocorre quando a temperatura da leira cai abaixo dos valores termofílicos ($40 \text{ }^\circ\text{C}$) e que a intensidade do processo depende da quantidade de $\text{NH}_4\text{-N}$ disponível para as bactérias nitrificantes. Outra observação refere-se à maior quantidade de N_s e ao maior incremento deste na fase de maturação na leira controle, outro efeito da submissão das leiras à SF.

Os parâmetros CTC e CTC/COT têm sido amplamente utilizados para estimar o grau de humificação ou maturação de compostos orgânicos (KARAK et al., 2014; PAIVA et al., 2015). Harada & Inoko (1980) ao compostarem resíduos sólidos urbanos, consideraram que um composto que apresente valores de CTC igual ou superior a $60 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ (MS) pode ser aplicado ao solo, embora Bernal et al. (2009) façam uma ressalva com relação ao tipo de resíduo, principalmente resíduos animais. Os valores de CTC obtidos neste estudo, à exceção do tratamento M_{10} , foram maiores do que $60 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ (Tabela 10). As razões CTC/COT no presente estudo, exceto para o M_{10} , ficaram acima do necessário indicando boa humificação ($\pm 1,7$; ROIG et al., 1988) e boa maturação ($\pm 1,9$, IGLESIAS-JIMENEZ; PEREZ GARCIA, 1992) dos compostos.

Para a análise conjunta dos resultados obtidos na caracterização físico-química dos compostos, após estabilização (S_0 , S_{10} , S_{20} , S_{30} e S_C) e maturação (M_0 , M_{10} , M_{20} , M_{30} e M_C), fez-se uso de uma ferramenta estatística ACP, para a análise multivariada (Figura 13).

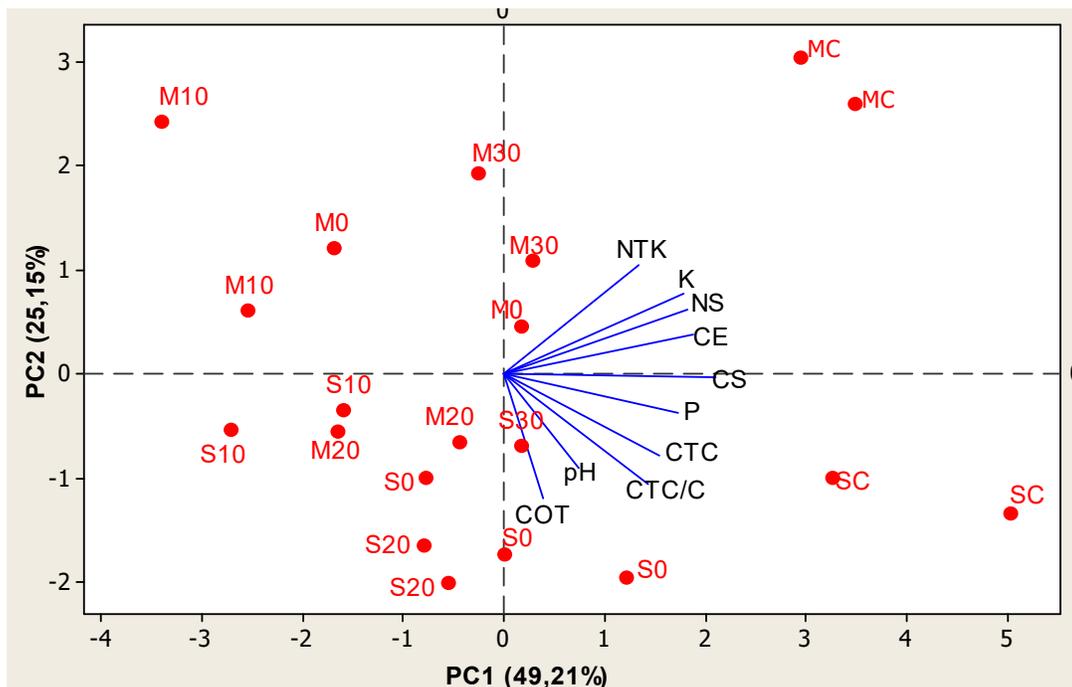


Figura 13 Gráfico Biplot de análise de componentes principais das variáveis examinadas na compostagem.

Apenas dois componentes foram capazes de explicar 74,36% dos dados, o que é representativo (FERREIRA, 2011). A análise sugere separação das amostras segundo a PC2 em dois grupos: (1) composto após estabilização e (2) composto após a maturação, e ainda segundo a PC1 as amostras controle. Assim, há uma variação nas características físico-químicas dos compostos em relação ao tempo de compostagem. Também é possível observar dispersão entre as amostras associadas ao tempo de FS, sugerindo heterogeneidade dos compostos.

É possível inferir ainda que o COT e o pH são as características físico-químicas mais importantes que separam os compostos estabilizados dos compostos maturados e que NTK e K são os parâmetros mais importantes para a separação dos compostos maturados dos demais. A CTC tem uma correlação altamente positiva com S_C , enquanto N_S , K e CE estão correlacionadas a amostras de M_C .

5.1.3 Espectroscopia de infravermelho com transformada de Fourier – FTIR

Análises de FTIR foram realizadas a fim de se obter informações sobre o processo de humificação durante a compostagem, bem como a composição de grupos funcionais dos compostos produzidos após os estágios de estabilização e maturação (Figura 14).

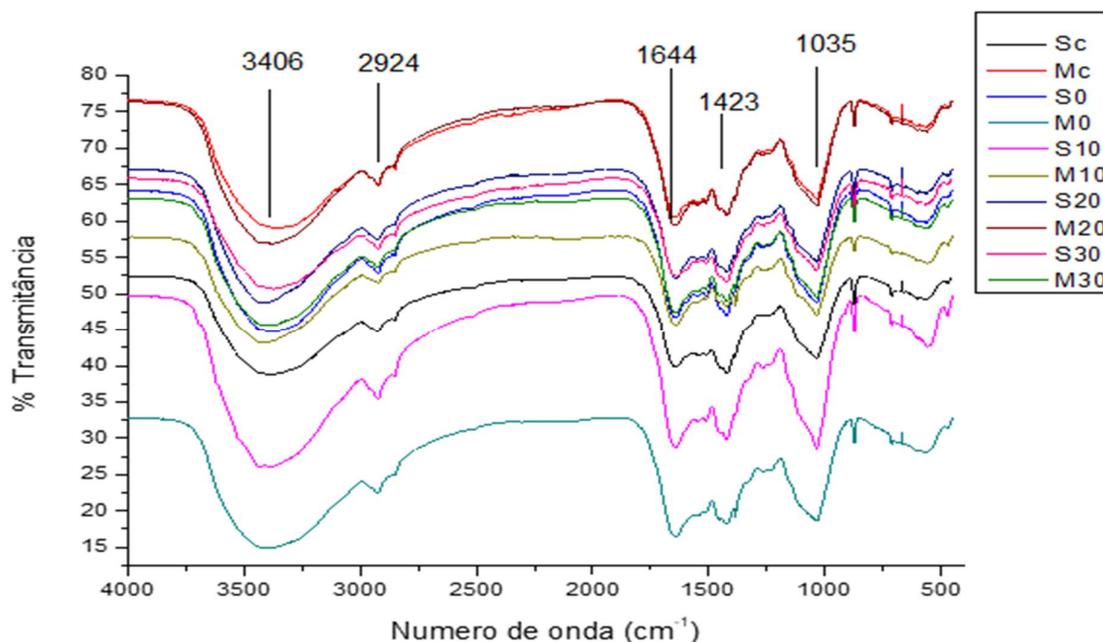


Figura 14 Espectros FTIR dos compostos após os estágios de estabilização (S_0 , S_{10} , S_{20} , S_{30} e S_c) e maturação (M_0 , M_{10} , M_{20} , M_{30} e M_c).

A atribuição e interpretação dos sinais de transmitância na região de 4000 a 400 cm^{-1} foram realizadas de acordo com Fang et al. (2016). Em geral, os espectros mostraram semelhança, sem mudança qualitativa importante. Os principais sinais foram encontrados em 3406, 2924, 1644, 1423 e 1035 cm^{-1} . A banda larga a 3406 cm^{-1} pode ser atribuída à vibração de alongamento O-H dos compostos fenólicos. O sinal em 2924 cm^{-1} é característico das vibrações C-H dos grupos alifáticos, quanto mais fraca a intensidade do sinal, maior o grau de humificação do material. O sinal a 1644 cm^{-1} está associado a C = C na estrutura aromática e C = O, neste caso, diferentemente das cadeias alifáticas, quanto maior a intensidade do sinal das estruturas aromáticas, maior o grau de humificação do material. Os sinais para O-H dos fenóis, COO^- , $-\text{CH}_3$ e amida II são observados a 1423 cm^{-1} . O sinal observado em 1035 cm^{-1} está associado a $-\text{C}-\text{O}-\text{C}$ de carboidratos, éteres aromáticos e agrupamentos de Si-O-C. Santos (2016) estudando o composto final de resíduos agroindustriais de frangos de corte e poda de árvores urbanas também observou a presença de grupos funcionais associados ao alongamento O-H (3425 cm^{-1}), alongamento C-H de cadeias alifáticas de baixa intensidade (2943 cm^{-1}) e alongamento de anéis aromáticos (1441 cm^{-1}).

5.1.4 Avaliação do composto como substrato para produção de mudas

A qualidade dos compostos, produzidos neste experimento, visando à sua utilização como substrato para a produção de mudas, foi avaliada por meio de uma série de parâmetros fitométricos, que permitiram calcular o índice de qualidade de mudas ou índice de qualidade de Dickson.

A análise de variância não revelou interação ($p > 0,05$) entre os dois fatores estudados: fase de compostagem (S ou M) e tempo de SF. Assim, apenas efeitos simples foram analisados. Não houve diferença significativa entre as fases do composto (S e M), ou seja, o período de maturação não influenciou o índice de qualidade de mudas. Houve diferença apenas em relação à SF, no que diz respeito ao índice de qualidade de mudas (IQM), a 5% de significância (Tabela 11).

Tabela 11 Valores médios de IQM

| Tratamentos Separação de frações | IQM médio |
|-------------------------------------|-----------|
| T ₃₀ | 0,0064 a |
| T ₂₀ | 0,0056 a |
| T ₁₀ | 0,0055 a |
| T ₀ | 0,0045 b |
| C | 0,0031 b |

*Letras minúsculas representam a diferença média entre os níveis de separação de frações, pelo teste Scott Knott a 5% de significância.

O procedimento de SF aos 10, 20 e 30 dias (T₁₀, T₂₀ e T₃₀) favoreceu a qualidade das mudas, quando comparados à submissão da massa de compostagem à separação de frações, quando da montagem da leira ou à ausência desse procedimento (T₀ e controle). Infere-se, portanto, que a submissão das leiras à SF, a partir dos 10 dias de compostagem, favorece a obtenção de mudas de maior qualidade.

As menores médias de IQM para C e T₀ podem estar associadas aos maiores valores de CE, observados nesses tratamentos, 2,34 mS.cm⁻¹ e 1,37 mS.cm⁻¹, respectivamente. Bustamante *et al.* (2008b) avaliaram o uso de compostos orgânicos misturados a diferentes proporções de turfa, como substratos para a produção de hortaliças e condimentos. À medida que a proporção de composto orgânico aumentava, a CE também se elevava e, conseqüentemente, eram observadas mudas de menor qualidade, sendo que o composto puro apresentou o valor mais elevado de CE (2,24 mS.cm⁻¹) e a menor produção de biomassa. Segundo Pagliarini; Castilho; Alves (2012), a CE muito alta pode alterar absorção de água, ocasionando um crescimento reduzido, o que pode incluir queima das bordas das folhas e murcha.

Para o índice de velocidade de emergência (IVE), a análise de variância não revelou interação ($p > 0,05$) entre os dois fatores estudados: fase de compostagem (S ou M) e tempo de SF. Dessa forma, apenas os efeitos simples foram analisados.

A Figura 15 mostra os valores médios do IVE calculados durante um período de 16 dias para as fases M e S (a) e para os diferentes tempos de SF (b).

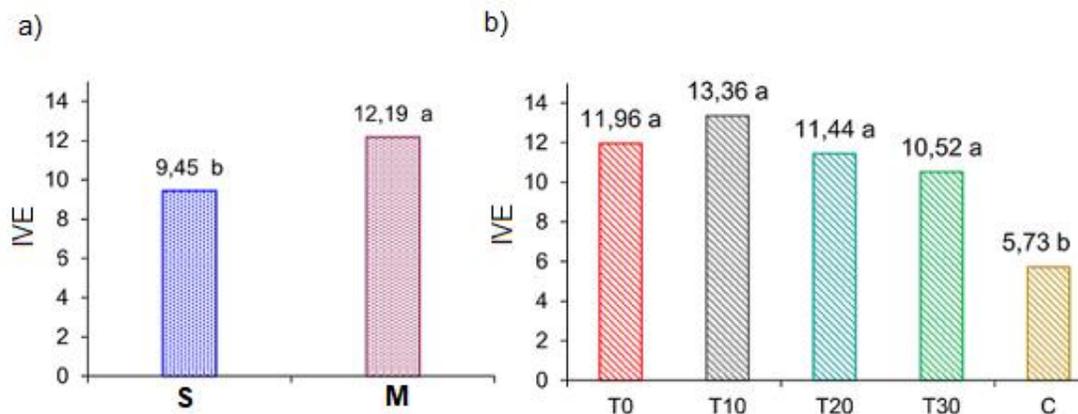


Figura 15 IVE para a fase de compostagem (A) e tempo de separação de frações (B).
 *Letras minúsculas representam a diferença média entre os níveis de separação de frações, pelo teste Scott Knott a 5% de significância.

Os compostos orgânicos, após 30 dias de maturação, apresentaram IVE médio estatisticamente maior do que os compostos ao final da fase de estabilização. O procedimento de SF contribuiu positivamente para o uso do composto orgânico como substrato para a produção de mudas, favorecendo o seu crescimento. Tal efeito está associado, provavelmente, à redução da CE nos compostos orgânicos. A salinidade de um composto, expressa pela CE, é o fator que mais afeta a germinação e o crescimento das plantas (BUSTAMANTE et al., 2008; JARA-SAMANIEGO et al., 2017).

5.2 Vermicompostagem

5.2.1 Desempenho do processo: Temperatura e redução de massa

As variações de temperatura nos diferentes tratamentos e a temperatura ambiente, durante o processo de vermicompostagem, podem ser observadas na Figura 16.

O tratamento C apresentou a maior variabilidade de temperatura em relação aos demais tratamentos e a temperatura ambiente, especialmente, no início do processo de vermicompostagem. No dia da montagem do experimento, a temperatura média do vermicompostador chegou a 41°C, sendo a maior média registrada durante todo o experimento. Segundo Lourenço (2010), as minhocas não toleram temperaturas acima de 40°C, sendo isso extremamente prejudicial ao seu metabolismo.

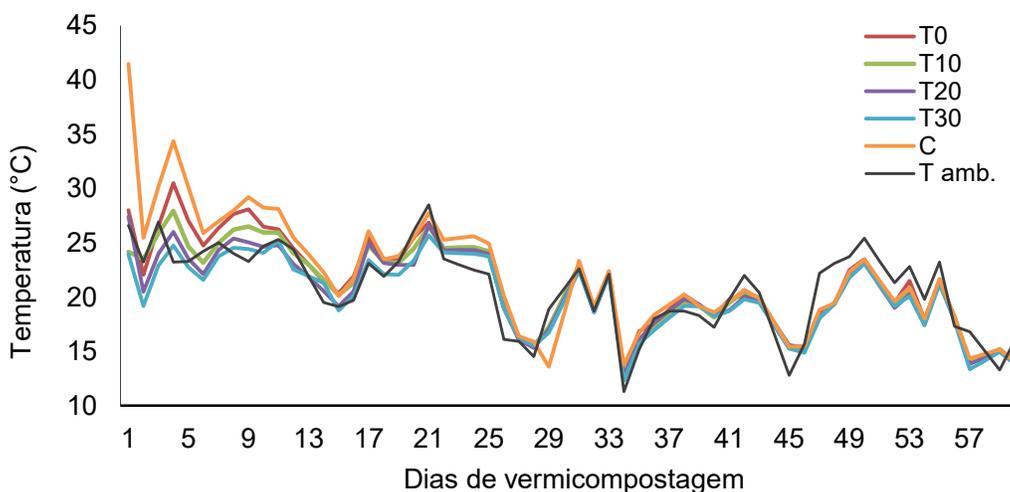


Figura 16 Evolução da temperatura durante a vermicompostagem.

A temperatura mais elevada, nos primeiros dias do experimento, nos vermireatores do tratamento C, pode explicar o fato de as minhocas permanecerem no refúgio por mais tempo, em comparação aos demais tratamentos. A partir do 12º dia, as temperaturas dos vermireatores se aproximaram da temperatura ambiente, tendo poucas oscilações. A Figura 17 mostra o balanço de massa, bem como o percentual de redução de matéria seca para cada tratamento.

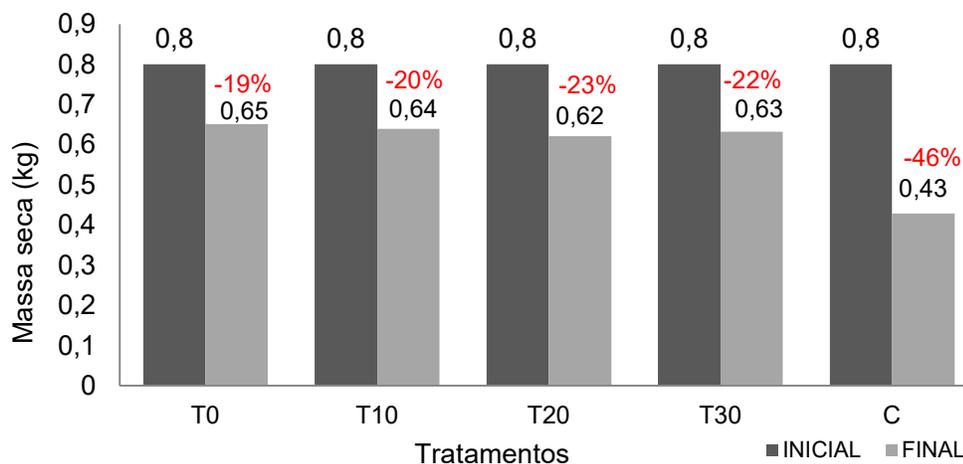


Figura 17 Balanço de massa e percentuais de redução de matéria seca.

As médias das reduções de massa seca foram similares nos tratamentos que passaram pela pré-compostagem e/ou separação de frações, variando de 19 a 23%. No tratamento C, o percentual médio de redução de massa seca ficou mais elevado, 46%. A presença de outros microrganismos pode ter contribuído para a maior redução de massa, nesse tratamento, principalmente, na fase inicial da vermicompostagem, quando as minhocas ainda permaneciam no refúgio. Isso pode ser confirmado pela temperatura mais elevada nos

vermirreatores desse tratamento, o que, segundo Heck et al. (2013) é uma consequência do metabolismo de decomposição microbiana.

5.2.2 Influência da integração de processos no desenvolvimento das minhocas

O resultado médio da contagem de ovos e minhocas por tratamento é apresentado na Figura 18.

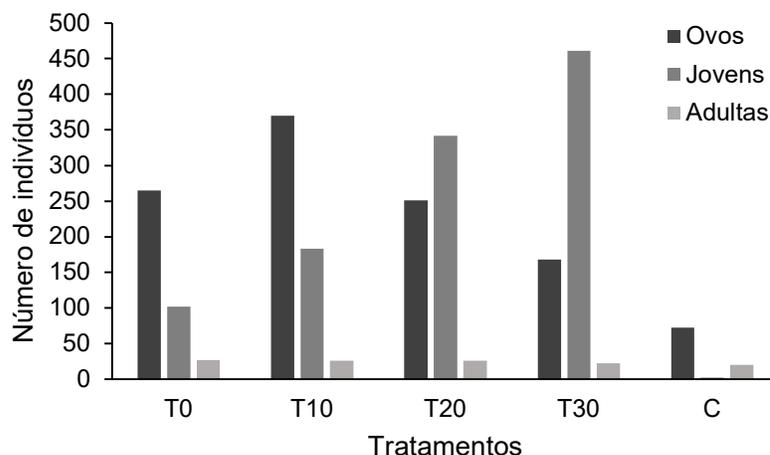


Figura 18 Número médio de ovos, minhocas jovens e adultas

Os resultados acima mostram que a integração de processos, envolvendo a pré-compostagem, seguida de hidratação e SF, favoreceu a adaptação e reprodução das minhocas durante a vermicompostagem. A principal vantagem da hidratação, seguida de SF, como pré-tratamentos antecedendo a vermicompostagem, foi a redução da CE. O tratamento C, que não foi submetido às etapas de hidratação e SF, apresentou o maior valor de CE inicial ($2,34 \text{ mS.cm}^{-1}$) e, mesmo não havendo mortalidade, o excesso de sais solúveis refletiu na adaptação e reprodução das minhocas, sendo observados os menores números de ovos, minhocas jovens e adultas nesse tratamento. Alto teor de sais, causando aumento da CE, é um dos fatores que pode inviabilizar o processo de vermicompostagem, como observado por CESTONARO et al. (2017).

Outro fator que causa problemas no desenvolvimento das minhocas em vermirreatores é a alta concentração de nitrogênio e consequente liberação de amônia. Neste aspecto a compostagem como pré-tratamento favorece a vermicompostagem pois, durante a fase termofílica, as altas temperaturas causam perdas de N na forma de amônia. Os resultados obtidos corroboram com outros estudos que relatam os benefícios da integração compostagem/vermicompostagem, principalmente envolvendo resíduos com alta concentração de nitrogênio ou elevado teor de sais, ambos prejudiciais à sobrevivência e reprodução das minhocas (ECKHARDT et al., 2016; CESTONARO et al., 2017; ESMAEILI et al., 2020).

5.2.3 Qualidade agrônômica dos vermicompostos

Os valores dos parâmetros, analisados em todos os tratamentos, ao final da vermicompostagem, são apresentados na Tabela 12.

Tabela 12 Características finais dos diferentes vermicompostos

| Variável | T0 | T10 | T20 | T30 | C |
|------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| COT (%) | 31,03±2,7 | 31,61±2,7 | 30,97±0,1 | 30,75±2,1 | 35,73±0,9 |
| Cinzas (%) | 44,14±4,9 | 44,47±4,8 | 44,25±0,7 | 44,65±3,8 | 35,69±1,3 |
| NTK (%) | 2,03±0,4 | 1,80±0,3 | 1,85±0,1 | 1,83±0,2 | 2,22±0,2 |
| C/N | 15,28 | 17,56 | 16,74 | 16,80 | 16,09 |
| P (g/kg) | 8,38±1,6 | 14,75±2,2 | 11,65±1,9 | 16,86±0,8 | 15,05±0,8 |
| K (g/kg) | 5,39±0,4 | 5,86±0,7 | 5,33±0,2 | 9,17±1,3 | 9,24±0,5 |
| pH | 7,96±0,1 | 7,95±0,2 | 7,83±0,0 | 8,28±0,0 | 7,71±0,1 |
| CE (mS/cm) | 1,35±0,1 | 1,32±0,1 | 1,39±0,0 | 1,52±0,2 | 3,46±0,2 |

COT: carbono orgânico total; NTK: nitrogênio total Kjeldahl; C/N: relação carbono/nitrogênio; P: fósforo; K: potássio, CE: condutividade elétrica.

O percentual de COT reduziu em todos os tratamentos, quando comparado ao início da vermicompostagem (Tabela 3). Isso é um indicativo de que resíduos facilmente biodegradáveis foram consumidos durante o processo, sendo que parte do carbono é utilizada como fonte de energia pelas minhocas e microrganismos e outra parte é perdida na forma de CO₂, durante a respiração microbiana (SHARMA; GARG, 2018; YADAV; GARG, 2019).

O aumento no teor de cinzas tem sido relatado frequentemente na literatura como um indicativo de estabilização e mineralização do material orgânico (SINGH et al., 2004; YADAV; GARG, 2009; CESTONARO et al., 2017). Apesar dos valores de cinzas terem aumentado em todos os tratamentos ao final do processo, os tratamentos T₀, T₁₀, T₂₀ e T₃₀ apresentaram percentual de cinzas superior ao controle. Os teores de cinzas nesses tratamentos, foram próximos de 45%, o que de acordo com Singh et al. (2004) indica estabilização dos resíduos.

Houve um incremento de NTK nos tratamentos T₀, T₁₀, T₂₀ e T₃₀. O aumento de NTK durante a vermicompostagem pode ser atribuído à redução de massa seca e consequente concentração de Nitrogênio, mas também pode estar relacionado com a própria atividade metabólica das minhocas, que contribuem com excrementos, mucos e enzimas (SULEIMAN et al., 2017; SHARMA, GARG, 2018; YADAV, GARG, 2019). No início do processo de vermicompostagem, o tratamento controle apresentou o maior teor de NTK, pois os resíduos que compuseram a mistura não tinham sido submetidos a nenhuma estratégia de pré-tratamento antes da vermicompostagem. A realização dos pré-tratamentos (hidratação, SF e compostagem) provocaram a redução do NTK inicial dos resíduos dos demais tratamentos. No entanto, durante a vermicompostagem, no tratamento controle, houve um decréscimo no

teor de NTK ($2,2 \text{ g kg}^{-1}$ na matéria seca), o qual pode ser atribuído ao aumento da temperatura nos primeiros dias do experimento, favorecendo a perda do NTK por volatilização.

A relação C/N diminuiu, ao final da vermicompostagem, como era esperado. Essa redução ocorre, em maior parte, pela redução do carbono, utilizado como fonte de alimento pelas minhocas e, posteriormente, eliminado na forma de CO_2 . Esse parâmetro é muito importante na avaliação da qualidade do produto final. O vermicomposto com uma relação C/N elevada, quando aplicado no solo, pode levar a uma falta de N, pois os microrganismos ali presentes se beneficiam do nitrogênio na degradação do carbono em excesso (ALIDADI *et al.*, 2016).

Outro fator importante na determinação da qualidade do vermicomposto é o pH. Estudos indicam que a faixa de pH entre 6 e 8,5 é adequada para a maioria das plantas (ESMAEILI *et al.*, 2020). Todos os tratamentos avaliados neste estudo originaram vermicompostos com valores de pH dentro da faixa considerada ideal. A etapa de pré-compostagem nos tratamentos T_{10} , T_{20} e T_{30} proporcionou resíduos com pH inicial (Tabela 3) mais elevado. Ao final da vermicompostagem, houve decréscimo do pH nesses tratamentos, o que pode ser atribuído à atividade das minhocas, devido à produção de ácidos orgânicos e à mineralização de compostos orgânicos pelos microrganismos presentes no seu interior (BALACHANDAR *et al.*, 2020).

O excesso de sais, expresso pela alta condutividade elétrica, pode limitar o desenvolvimento das minhocas e levá-las à morte (CESTONARO *et al.*, 2017). A etapa de separação de frações, na compostagem, foi fundamental para a redução da CE dos resíduos. A imersão em água promoveu a lixiviação dos sais solúveis nos tratamentos T_0 , T_{10} , T_{20} e T_{30} , favorecendo, assim, a adaptação e sobrevivência das minhocas.

Houve um incremento de P em todos os tratamentos ao final da vermicompostagem. Os aumentos foram de 71% (C), 70% (T_0), 59% (T_{10}), 54% (T_{30}) e 8% (T_{20}). Os maiores incrementos em P ocorreram nos tratamentos que não foram submetidos à compostagem (C e T_0), no entanto, seus valores iniciais foram menores do que os observados nos demais tratamentos (T_{10} , T_{20} e T_{30}). Apesar de menor incremento de P, nesses tratamentos, os valores iniciais foram maiores, pois, durante o período de compostagem, houve consumo principalmente de carbono, com conseqüente concentração de P. O aumento da concentração de P também pode ser atribuído à atividade de degradação das minhocas e microrganismos solubilizadores de fosfato, durante a mineralização e mobilização do fósforo (RAVINDRAN *et al.*, 2014; ARUMUGAN *et al.*, 2018).

Houve uma tendência de crescimento para o K, que apresentou uma leve diminuição ($5,98 - 5,33 \text{ g/kg}$). Esse aumento de K, durante a vermicompostagem, também, foi observado por Alavi *et al.* (2017) e Zhi-wei *et al.* (2019). Os autores atribuíram esse aumento à produção de ácidos pelos microrganismos decompositores durante o processo de degradação da

matéria orgânica, que promove a dissolução do potássio da forma insolúvel para a solúvel, disponibilizando-o no vermicomposto.

5.2.4 Influência dos tempos de pré-compostagem e da separação de frações na germinação de sementes

Os diferentes tempos de pré-compostagem seguidos de SF não apresentaram diferenças estatisticamente significativas no IG (Tabela 13). No entanto, segundo a classificação proposta por Belo (2011) os vermicompostos produzidos nos tratamentos T₁₀, T₂₀ e T₃₀ estimulam a germinação das sementes enquanto o T₀, embora, não tenha caráter fitotóxico, não possui tal característica. Por outro lado, o vermicomposto produzido sem as estratégias de pré-tratamento (C) teve o IG reduzido e foi considerado moderadamente fitotóxico, provavelmente devido ao aumento da CE nesta situação. O excesso de sais afeta negativamente a germinação das sementes e o crescimento das plantas (JARA-SAMANIEGO et al., 2017; ZHONG et al., 2018).

Tabela 13 Valores médios do índice de germinação

| Tratamento | IG (%) | Classificação (BELO, 2011) |
|------------|----------|----------------------------|
| T0 | 96,94 ab | Não fitotóxico |
| T10 | 102,62 a | Fitoestimulante |
| T20 | 114,62 a | Fitoestimulante |
| T30 | 105,48 a | Fitoestimulante |
| C | 78,12 b | Moderadamente Fitotóxico |

IG: índice de germinação. Letras diferentes representam tratamentos estatisticamente diferentes (Tukey com $p < 0,05$).

5.2.5 Análise multivariada da vermicompostagem

Na Tabela 14, são apresentadas as correlações lineares multivariadas de Pearson (ρ) para as variáveis avaliadas no ensaio de vermicompostagem. As correlações inversas fortes ($\rho < -0,71$), entre indivíduos jovens e adultos com o COT, demonstram que as minhocas apresentaram melhor desenvolvimento nos tratamentos em que os resíduos sofreram degradação parcial e, portanto, apresentam menores teores de COT. Gong *et al.* (2019) relatam que a vermicompostagem apresentou melhor desempenho em resíduos, que já haviam sido submetidos a algum processo de degradação, como dejetos de ruminantes de pastejo, por exemplo. O teor mais elevado de NTK também mostrou ser inibidor do desenvolvimento das minhocas ($\rho < -0,70$). Possivelmente, esse comportamento está relacionado com a conversão de formas orgânicas de nitrogênio em amônia, molécula tóxica às minhocas por causar lise celular (BIRUNTHA et al., 2020).

Tabela 14 Matriz de correlações lineares multivariadas de Pearson para o ensaio da vermicompostagem.

| | COT | Cinzas | NTK | C/N | P | K | pH | CE | IG | Ovos | Jovens | Adultas |
|---------|-------|--------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|------|------|--------|---------|
| COT | 1,00 | | | | | | | | | | | |
| Cinzas | -0,99 | 1,00 | | | | | | | | | | |
| NTK | 0,83 | -0,88 | 1,00 | | | | | | | | | |
| C/N | -0,19 | 0,30 | -0,70 | 1,00 | | | | | | | | |
| P | 0,28 | -0,24 | -0,17 | 0,65 | 1,00 | | | | | | | |
| K | 0,55 | -0,58 | 0,38 | 0,01 | 0,76 | 1,00 | | | | | | |
| pH | -0,67 | 0,65 | -0,61 | 0,21 | 0,32 | 0,21 | 1,00 | | | | | |
| CE | 0,98 | -0,99 | 0,85 | -0,26 | 0,33 | 0,68 | -0,57 | 1,00 | | | | |
| IG | -0,89 | 0,88 | -0,90 | 0,44 | -0,13 | -0,54 | 0,46 | -0,87 | 1,00 | | | |
| Ovos | -0,66 | 0,76 | -0,70 | 0,41 | -0,33 | -0,82 | 0,16 | -0,81 | 0,61 | 1,00 | | |
| Jovens | -0,72 | 0,68 | -0,79 | 0,47 | 0,33 | 0,04 | 0,74 | -0,60 | 0,81 | 0,15 | 1,00 | |
| Adultas | -0,71 | 0,74 | -0,51 | 0,00 | -0,72 | -0,97 | 0,04 | -0,82 | 0,62 | 0,88 | 0,09 | 1,00 |

COT: carbono orgânico total; NTK: nitrogênio total Kjeldahl; C/N: relação carbono/nitrogênio; P: fósforo; K: potássio, CE: condutividade elétrica; IG: índice de germinação.

A análise de correlação confirmou que concentrações elevadas de sais são tóxicas ao desenvolvimento das minhocas, visto que as correlações lineares foram negativas e fortíssimas para P (ovos $\rho = -0,82$ e adultas $\rho = -0,97$) e CE (ovos $\rho = -0,81$ e adultas $\rho = -0,82$). Para as minhocas jovens, o efeito adverso da CE também foi observado, contudo, foi moderado. Possivelmente, isso possa estar relacionado com o hábito das minhocas jovens formarem grupos no vermirreator, o que poderia dificultar a ação dos sais.

Com relação ao IG, a correlação mostrou que, além da CE, elevados teores de COT e NTK também podem representar fitotoxicidade, pois foram observadas correlações lineares inversas fortes e muito fortes ($\rho < -0,87$) entre essas variáveis. Provavelmente, moléculas orgânicas podem liberar possíveis bloqueadores de desenvolvimento radicular (SILES-CASTELLANO et al., 2020).

A ACP foi aplicada para resumir as informações, destacar comportamentos e tendências (Figura 19). Apenas duas CPs foram capazes de explicar 85,8% dos dados, o que é representativo (FERREIRA, 2011). A análise evidencia que a CE, o COT e o NTK, quando em altos teores, afetam negativamente o processo de vermicompostagem, visto que tais variáveis se encontram distantes e em quadrantes opostos das que são relacionadas ao desenvolvimento das minhocas (ovos, jovens e adultas). Além disso, a análise evidenciou que 10 a 20 dias de compostagem foram suficientes para garantir maior atividade reprodutiva das minhocas e um vermicomposto de maior qualidade, visto que T₁₀ e T₂₀ estão menos distantes das variáveis ovos, adultas, jovens e IG.

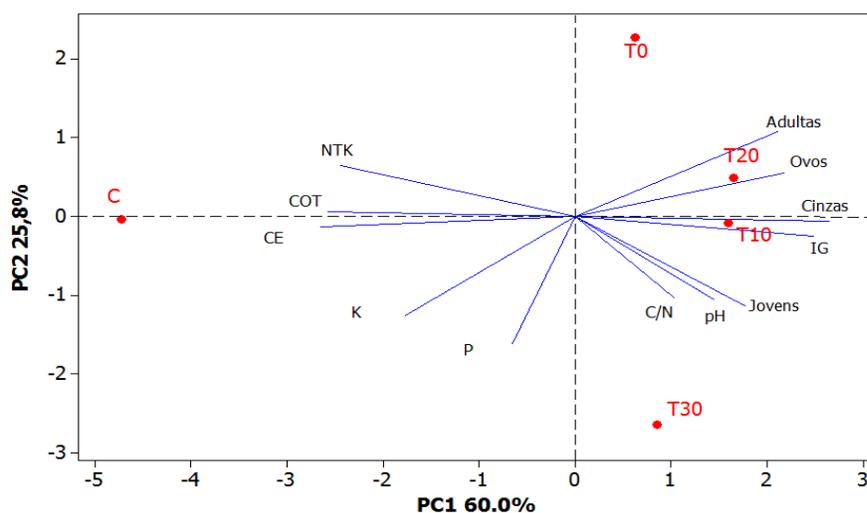
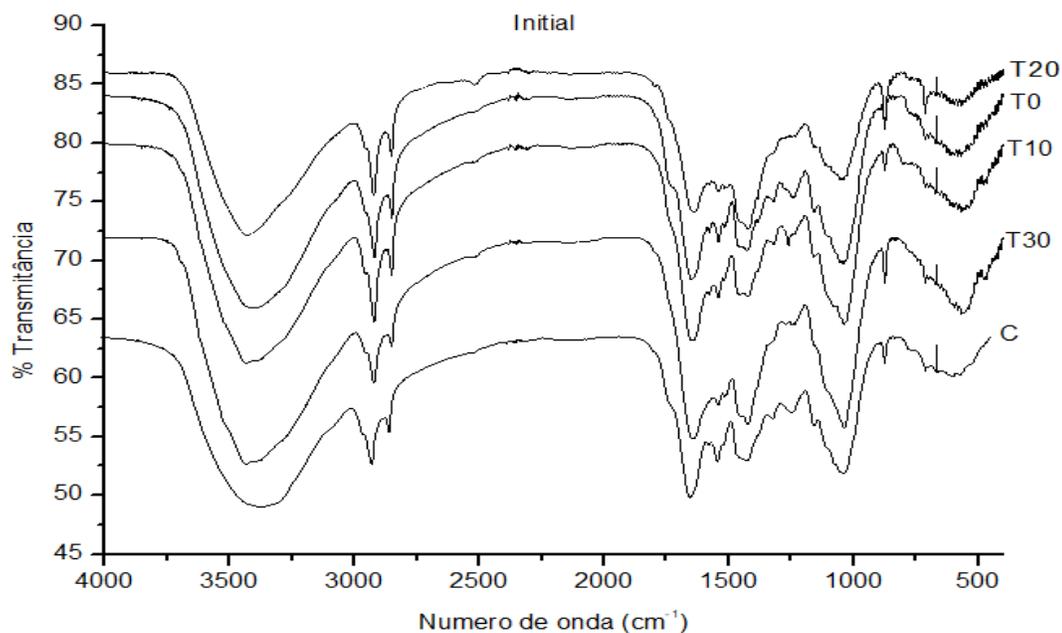


Figura 19 Gráfico Biplot de análise de componentes principais das variáveis examinadas na vermicompostagem.

COT: carbono orgânico total (%); cinzas (%); NTK: nitrogênio total Kjeldahl (%); C/N: relação carbono por nitrogênio; P: fósforo (g/kg); K: potássio (g/kg); CE: condutividade elétrica (mS/cm); IG: índice de germinação (%); Adultas, ovos e jovens remetem-se ao estágio de vida da minhoca (unidades).

5.2.6 Espectroscopia de infravermelho – FTIR dos vermicompostos

Os espectros das amostras iniciais e finais apresentam semelhanças em ambos os tratamentos (Figura 20).



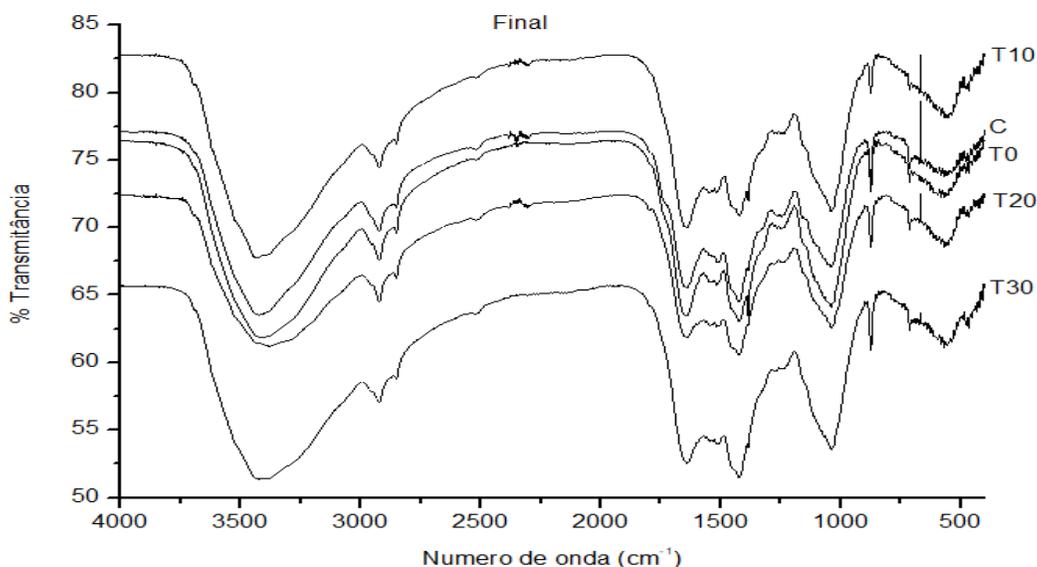


Figura 20 Espectroscopia de infravermelho transformada de Fourier (cm^{-1}) dos tratamentos no início e ao final da vermicompostagem.

A identificação e interpretação dos principais grupos funcionais, na região entre 4000 e 400 cm^{-1} , foi realizada de acordo Wang et al. (2015) e Fang et al. (2016). Na região de 3400 cm^{-1} , é observada uma banda larga relativa a estiramento O-H de compostos fenólicos; picos em 2924 e 2850 cm^{-1} , devido a estiramentos simétrico e assimétrico, respectivamente, de C-H alifático; o pico em 1640 cm^{-1} está relacionado a estruturas aromáticas C=C e C=O; pico em 1540 cm^{-1} , associado a estiramento C-N-H de amidas; o sinal em 1425 cm^{-1} está relacionado a O-H dos fenóis, COO-, -CH₃ e amida; o pico em 1040 cm^{-1} está associado a -C - O - C de carboidratos, éteres aromáticos e agrupamentos de Si - O - C.

Ao final da vermicompostagem, houve uma diminuição na intensidade e área da região, em torno de 3400 cm^{-1} , que pode estar associada à biodegradação de ligninas e aminas (KHATUA *et al.*, 2018). A diminuição significativa da intensidade dos sinais, em 2924 e 2850 cm^{-1} (relacionados a estiramentos alifáticos), ao final da vermicompostagem, mostra que houve degradação de materiais durante o processo, visto que picos com maiores intensidades nessas regiões são típicos de materiais menos humificados (KHATUA *et al.*, 2018; COTTA, 2019; NIEDZIALKOSKI *et al.*, 2019).

5.3 Potencial bioquímico de metano - PBM

5.3.1 Efeito dos diferentes tempos de compostagem sobre a fração líquida do substrato

Na Tabela 15 são apresentadas as características químicas da fração líquida provenientes dos diferentes tempos de compostagem. A partir de 20 dias de compostagem

houve uma redução estatisticamente significativa no teor de ST (de 1,4% para 1,2% em T₂₀ e 1,0% em T₃₀), contidos na fração líquida do substrato. Possivelmente, a partir de 20 dias de compostagem, as reações bio-oxidativas consumiram as partículas orgânicas de granulometrias menores, visto que apresentam maior superfície de contato e são degradadas mais rapidamente nas leiras (VICOA *et al.*, 2018). Por sua vez, as partículas de granulometrias maiores foram retidas pela malha da peneira, utilizada para a separação das fases sólida e líquida.

Tabela 15 Caracterização da fração líquida proveniente dos diferentes tempos de compostagem

| Condições | T ₀ | T ₁₀ | T ₂₀ | T ₃₀ |
|-----------------|----------------|-----------------|-----------------|-----------------|
| ST (%) | 1,4 a | 1,4 a | 1,2 b | 1,0 c |
| SV (%) | 68,0 a | 69,1 a | 63,4 b | 54,6 c |
| SF (%) | 32,0 c | 30,9 d | 36,6 b | 45,4 a |
| COT (g/L) | 5,2 a | 5,3 a | 4,4 b | 2,9 c |
| NTK (g/L) | 0,9 c | 1,9 a | 1,2 b | 0,5 d |
| Relação C/N | 5,8 a | 2,8 c | 3,6 b | 5,8 a |
| P (mg/L) | 345,0 b | 549,3 a | 548,6 a | 362,7 b |
| K (mg/L) | 809,3 b | 987,3 b | 1.442,7 a | 943,3 b |
| Açúcares (mg/L) | 376,3 b | 332,7 c | 657,2 a | 321,3 c |
| Lipídios (g/kg) | 6,8 a | 8,1 a | 2,0 b | 1,0 b |

ST: sólidos totais; SV: sólidos voláteis; SF: sólidos fixos; COT: carbono orgânico total; NTK: nitrogênio total Kjeldahl; P: fósforo; K: potássio. Letras diferentes representam tratamentos estatisticamente diferentes (Scott-Knott com $p < 0,05$).

As concentrações de COT, nas frações líquidas de T₂₀ e T₃₀, também, foram reduzidas significativamente nos substratos líquidos, obtidos em 16,2 e 44,7%, respectivamente, quando comparados com as concentrações de COT dos tratamentos T₀ e T₁₀. Durante o processo de compostagem, uma parte do carbono orgânico, que constitui os resíduos, é utilizada como fonte de energia pelos micro-organismos envolvidos no processo e outra parte é mineralizada em CO₂. Por isso, sua concentração decai progressivamente até restar o carbono, que compõe o composto orgânico estabilizado e/ou humificado (REN *et al.*, 2019; JAIN *et al.*, 2019).

Verificou-se um aumento significativo na concentração de NTK de T₀ para T₁₀. Isso pode ser explicado pela hidrólise enzimática ocorrida nesse período, a qual degrada as formas orgânicas de nitrogênio pouco solúveis em água (principalmente, proteínas), presentes nos resíduos. Uma vez degradadas, essas moléculas originam compostos nitrogenados menores, como NH₄⁺, NO₂ e NO₃, de modo a corroborar para elevação da solubilidade das formas de nitrogênio. A partir do dia 10, as reduções progressivas, observadas nas concentrações de NTK, em T₂₀ e T₃₀, podem estar relacionadas com consumo bacteriano, volatilização da amônia e óxido nitroso, causada pelas temperaturas termofílicas da compostagem (YU *et al.*, 2019; CHEN *et al.*, 2020).

Uma relação C/N equilibrada é essencial para que o processo de DA ocorra de modo sinérgico e produza maiores rendimentos de biogás e de metano. A relação C/N entre 20 e 30 é considerada ótima para a DA, contudo, existem relatos de que produções de CH₄ satisfatórias podem ser alcançadas dentro de uma faixa mais ampla de relações C/N, variando de 9 a 30, dependendo dos substratos (VIVEKANAND et al., 2018). Valores acima disso podem resultar em acidificação do processo por acúmulo de ácidos orgânicos de curta cadeia molecular, ao passo que valores inferiores podem resultar em inibições dos microrganismos metanogênicos pela amônia ionizada ou livre (ZAHAN et al., 2018). Diante desse contexto, os tratamentos T₀ e T₃₀, embora apresentem baixas relações C/N, se aproximam mais de relações C/N equilibradas para o aproveitamento energético, contudo certamente T₀ possui um carbono mais disponível que T₃₀, pois, em 30 dias de compostagem certamente o carbono remanescente apresentará natureza mais recalcitrante (COT do T₃₀ foi o menor dentre os tratamentos examinados).

Os macronutrientes P e K apresentaram tendência de aumento da concentração até 20 dias de compostagem na fração líquida e, a partir desse período, as concentrações não seguiram padrões esperados. O acréscimo nas concentrações se explica pela mineralização dos compostos que continham esses elementos, tornando-os mais solúveis.

Os açúcares são provenientes dos resíduos de origem vegetal formados principalmente da celulose, hemicelulose e lignina – principais componentes estruturais das plantas. Cerca de 50 a 80% de todos os açúcares contidos nas plantas correspondem a esses componentes lignocelulósicos. As maiores concentrações de açúcares foram observadas na fração líquida do T₂₀ (657,2 mg/L), representando aproximadamente o dobro do açúcar encontrado nos demais tratamentos. De modo geral, a cinética de degradação de monômeros de açúcares é rápida (horas ou dias) em processos biológicos. Portanto, essa maior concentração encontrada em T₂₀ pode estar relacionada a algum processo enzimático ou térmico da compostagem que disponibilizou esses açúcares de estruturas de revestimento mais recalcitrantes como a lignina, por exemplo (LÁINEZ et al., 2018).

As maiores concentrações de lipídios foram encontradas nos tratamentos T₀ e T₁₀ (6,8 e 8,1 g/kg, respectivamente). Segundo com Jende et al. (2015), moléculas lipídicas apresentam maiores eficiências de conversão de metano quando comparadas com carboidratos e proteínas, podendo chegar a 1,43 m³CH₄.kg_{SV}⁻¹, com teores de CH₄ de próximos a 70% no biogás.

5.3.2 Relação acidez e alcalinidade da fração líquida dos diferentes tempos de compostagem

A fração líquida, extraída dos diferentes tempos de compostagem, apresentou características de acidez volátil, alcalinidade, relação alcalinidade intermediária por alcalinidade parcial (AI/AP) estatisticamente distintas entre si ($p < 0,05$) (Figura 21).

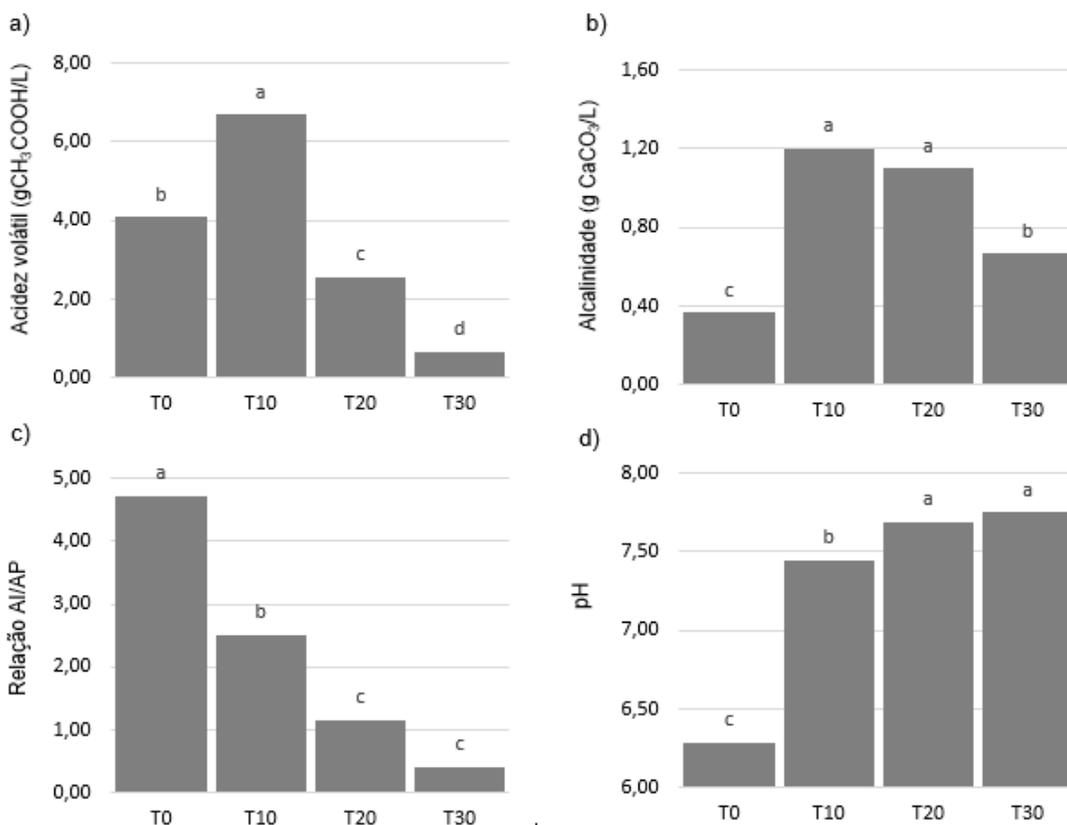


Figura 21 Valores de acidez volátil (a), alcalinidade total (b), relação AI/AP (c) e pH (d) da fração líquida proveniente dos diferentes tempos de compostagem. Letras diferentes representam tratamentos estatisticamente diferentes (Scott-Knott com $p < 0,05$).

Os diferentes tempos de compostagem resultaram em concentrações variadas de acidez volátil. As frações líquidas T₂₀ e T₃₀ apresentaram baixas concentrações de acidez volátil (2,5 e 0,6 g/L, respectivamente). Possivelmente, os ácidos orgânicos voláteis foram, em sua maior parte, degradados na pilha de compostagem. Dentre os períodos avaliados, os 10 dias de compostagem demonstram grande atividade hidrolítica e acidogênica, visto que maior concentração de acidez volátil (6,7 g CH₃COOH/L) foi observada na fração líquida desse período. A acidez volátil é constituída, principalmente, pelo ácido acético (CH₃COOH) e é utilizada como matéria-prima nas fases de acetogênese e metanogênese para produzir metano na DA. Yuan e Zhu (2016) relatam que 72% do metano foi produzido na DA, proveniente da degradação do ácido acético. Entretanto, concentrações de acidez volátil

acética, superiores a 5 g/L, são relatadas como inibidoras da atividade metanogênica (KIM et al., 2013). Valores maiores (até 6,8 g/L) são admitidos em sistemas que apresentem boas capacidades tampão, isto é, elevadas concentrações de alcalinidade (ANDRIAMANOHIARISOAMANANA et al., 2017).

A alcalinidade de um sistema é a capacidade de amortecer a acidificação provocada por acúmulo de ácidos orgânicos voláteis, neutralizando-os e, conseqüentemente, impede o decaimento do pH (RYUE et al., 2020). A faixa ótima de alcalinidade para micro-organismos metanogênicos é de 1,5 a 3,0 g/L de CaCO_3 , sendo que valores abaixo disso causam instabilidades ao sistema. As frações líquidas apresentaram alcalinidade variável de 0,4 a 1,2 g/L de CaCO_3 . Tais valores aumentaram para mais de 4 g/L de CaCO_3 quando homogeneizados com o inóculo (dados não apresentados). As maiores alcalinidades foram observadas em T_{10} e T_{20} , provavelmente, oriundas de carbonatos e, principalmente, sais de amônio e fosfatos (WAN et al., 2019), formados nas leiras, visto que foram os períodos que apresentaram maiores concentrações de nitrogênio e fósforo na fração líquida (Tabela 5).

A análise dos ácidos produzidos durante os ensaios é dada por meio da relação AI/AP, uma vez que a AP é uma medida indireta da produção de ácidos orgânicos (BJÖRNSSON et al., 2001). Valores acima de 0,6 para essa relação podem ser entendidos como ocorrência de acúmulo de ácidos orgânicos no meio (MÉZES et al., 2011), portanto, um potencial substrato para a conversão metanogênica. As relações AI/AP foram $T_0 > T_{10} > T_{20} > T_{30}$ para $4,7 > 2,5 > 1,2 > 0,4$. A maior relação AI/AP em T_0 se explica pela provável produção de ácidos orgânicos, seguida do consumo de alcalinidade e queda do pH.

Os resultados mostraram que o pH dos tratamentos T_0 , T_{20} e T_{30} estavam fora da faixa ideal de pH para o processo de digestão anaeróbia, isto é, entre 6,5 e 7,5 (RYUE et al., 2020). O teste de ANOVA sugere que os valores de pH dos tratamentos até o T_{20} foram significativamente diferentes ($p < 0,05$) entre si. Os valores de pH mais altos refletem maiores teores de elementos alcalinizantes e podem dissolver mais CO_2 .

5.3.3 Aproveitamento energético da fração líquida

A partir de 20 dias de compostagem, os resultados sugerem não ser atrativa a estratégia de extração da fração líquida das leiras de compostagem, visto que a produção de metano é estatisticamente igual à produção do C, sem qualquer intervenção (Tabela 16).

Tabela 16 Potencial de produção de biogás (PPB) e de metano (PPM) e teor de metano no biogás (% CH_4) da fração líquida proveniente dos diferentes tempos de compostagem

| Tratamentos | PPB (L/kg.SV _{add}) | PPM (L/kg.SV _{add}) | % CH_4 |
|-------------|-------------------------------|-------------------------------|-----------------|
| T_0 | 715,2 a | 461,8 a | 64,6 b |
| T_{10} | 393,7 b | 259,9 b | 68,3 a |
| T_{20} | 282,3 b | 156,6 c | 55,5 c |
| T_{30} | 101,4 c | 39,7 c | 44,2 e |

| C | 77,2 c | 39,8 c | 51,6 d |
|--|--------|--------|--------|
| Letras diferentes representam tratamentos estatisticamente diferentes (Scott-Knott com $p < 0,05$). | | | |

O tratamento T_0 apresentou os maiores resultados de produção de metano (461,8 L/kg.SV_{add}). Esse resultado permite inferir que a estratégia de pré-tratamento, que envolve a hidratação, seguida de SF, sem a compostagem, é mais viável do ponto de vista da recuperação energética dos resíduos do abate de frangos. Durante a compostagem, a fração mais lábil do material orgânico foi consumida pelos microrganismos, o que fica evidente pela produção de metano estatisticamente menor quando os materiais orgânicos foram submetidos ao processo de compostagem.

O procedimento de SF é uma estratégia que contribui para o aumento do rendimento de biogás e metano, pois a fração líquida apresenta maior biodegradabilidade anaeróbica em comparação à fração sólida (RICO et al., 2012; AMARAL et al., 2016).

Na Figura 22 é apresentada a produção acumulada de biogás ao longo de 20 dias. O equilíbrio entre as concentrações dos nutrientes COT e NTK resultou em uma relação C/N maior no T_0 (5,8), o que, aliado às frações mais lábeis de carbono, presentes nesse tratamento, possibilitou maior aproveitamento energético (VIVEKANAND et al., 2018). Por outro lado, embora o T_{30} possua mesma relação C/N do T_0 , as produções são inferiores em função da menor concentração de COT e de suas características mais recalcitrantes. Além disso, a relação Al/AP elevada de T_0 (4,7) juntamente com o menor pH (6,3), sugere que a fração líquida possui partículas que estão sendo hidrolisadas e convertidas em ácidos orgânicos, os quais são matéria-prima para a produção de biogás (MÉZES et al., 2011).

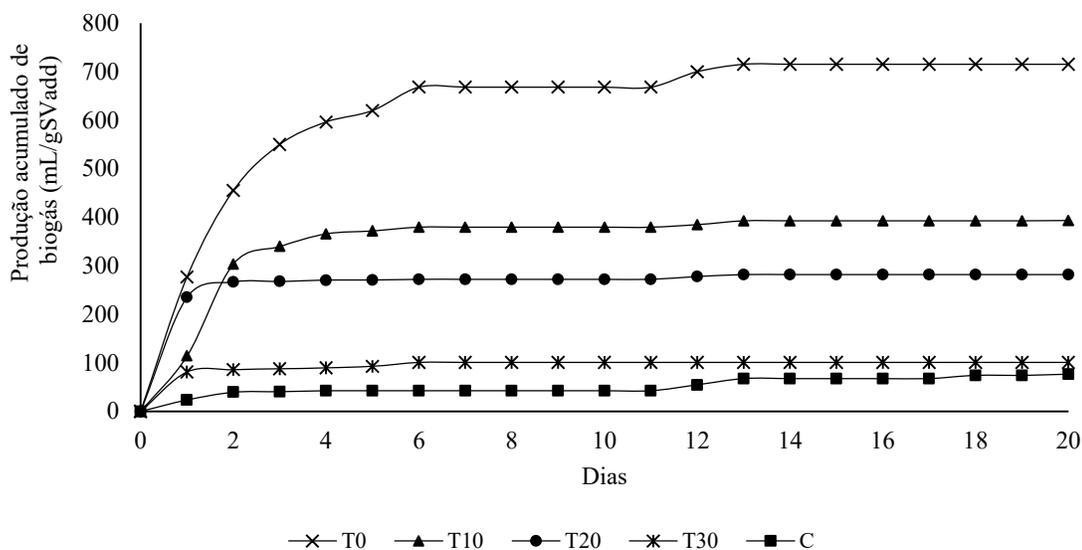


Figura 22 Produção de biogás acumulada da fração líquida proveniente dos diferentes tempos de compostagem.

Embora o tratamento T_{10} , quando comparado com o T_{20} , tenha apresentado a maior produção de biogás, ao final do processo, quando se analisa isoladamente o primeiro dia de fermentação, observa-se que a produção acumulada de biogás do tratamento foi superior no T_{20} . Esse comportamento inicial se deve à alta concentração de açúcares e à alta taxa de hidrólise dessas moléculas, pois, em contato com o inóculo ativo, foram imediatamente convertidos em ácidos e, na sequência, em biogás.

Esmaeili et al. (2020) relatam que a vantagem de combinar a compostagem com outros processos biológicos, como a DA, é que uma grande variedade de resíduos orgânicos e resistentes à decomposição, como os fenóis, são decompostos na leira sem afetar a eficiência do processo.

6 CONCLUSÕES

A integração de bioprocessos, aplicada aos resíduos da cadeia produtiva do frango de corte, permite maior aproveitamento dos resíduos, visto que, além de reciclar os nutrientes, é possível produzir uma fonte alternativa de energia e minhocas.

Em função dos efeitos da integração de processos sobre o desempenho da compostagem e características do composto orgânico estabilizado e maturado, conclui-se que o perfil térmico das leiras foi afetado, porém, sem comprometer o tempo mínimo para sanitização do material (temperaturas $\geq 55^{\circ}\text{C}$). A redução de massa e volume também foi afetada, de forma positiva, quando se consideram esses parâmetros para fins de dimensionamento de pátio. Houve maior perda de nutrientes, o que diminui o valor agrônômico do produto final como adubo orgânico. No entanto, a hidratação, seguida de SF, promove a diminuição da CE do composto orgânico, o que favorece seu uso como substrato para produção de mudas de tomate com maior qualidade.

Com relação à integração da compostagem com a vermicompostagem, a hidratação + SF promove a redução da CE e melhora o desenvolvimento e reprodução das minhocas no processo de vermicompostagem, enquanto a combinação de hidratação + SF + compostagem, por até 20 dias, resulta em vermicompostos de boa qualidade (fitoestimulantes vegetais).

Com relação à integração da compostagem com a DA, conclui-se que, embora a pré-compostagem, por 20 dias, permita a degradação de materiais recalcitrantes, tornando solúveis materiais mais lábeis, a maior recuperação de energia ocorreu com as estratégias de hidratação + SF. Para trabalhos futuros, sugere-se avaliar períodos menores de pré-compostagem, seguidos de hidratação + SF.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABPA – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PROTEÍNA ANIMAL. **Relatório anual 2020**. Associação Brasileira de Proteína Animal, São Paulo, 2020. Disponível em: <<http://abpa-br.org/relatorios/>>. Acesso em: 02 mai 2020.
- ALAVI, N.; DANESHPAJOU, M.; SHIRMARDI, M.; GOUDARZI, G.; NEISI, A.; BABAEI, A. A. Investigating the efficiency of co-composting and vermicomposting of vinasse with the mixture of cow manure wastes, bagasse, and natural zeolite. **Waste Management**, v.69, 117-126, 2017.
- ALIDADI, A.; HOSSEINZADEH, A.; NAJAFPOOR, A. A.; ESMAILI, H.; ZANGANEH, J.; TAKABI, M. D.; PIRANLOO, F. G. Waste recycling by vermicomposting: Maturity and quality assessment via dehydrogenase enzyme activity, lignin, water soluble carbon, nitrogen, phosphorous and other indicators. **Journal of Environmental Management**, v.182, 134-140, 2016.
- AMARAL, A. C. do.; KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; SCUSSIATO, L. A.; TAPPARO, D. C.; GASPARETO, T. C. Influence of solid-liquid separation strategy on biogás yield from a stratified swine production system. **Journal of Environmental Management**, v. 168, p. 229-235, 2016.
- ANDRIAMANOHARIISOAMANANA, F. J.; MATSUNAMI, N.; YAMASHIRO, T.; IWASAKI, M.; IHARA, I.; UMETSU, K. High-solids anaerobic mono-digestion of riverbank grass under thermophilic conditions. **Journal of Environmental Sciences**, v. 52, p.29-38, 2017.
- APHA – American Public Health Association. **Standard methods for the exrnation of water and wastewater**. 21 ed. Washington: American Water Works Association, 2005. 1368 p.
- ARAÚJO, A. C. del.; ARAÚJO, A. C. de; DANTAS, M. K. L.; PEREIRA, W. E.; ALOUFA, M. A. I. Utilização de substratos orgânicos na produção de mudas de mamoeiro Formosa. **Revista Brasileira de Agroecologia**, v. 8. n. 1, p. 210-216, 2013.
- ARUMUGAM, K.; RENGANATHAN, S.; BABALOLA, O. O.; MUTHUNARAYANAN, V. Investigation on paper cup waste degradation by bacterial consortium and *Eudrillus eugeinea* through vermicomposting. **Waste Management**, v.74, 185–193, 2018.
- BADDI, G. A.; ALBUQUERQUE, J. A.; GONZALVEZ, J.; CEGARA, J.; HAFIDI, M. Chemical and spectroscopic analyses of organic matter transformations during composting of olive mill wastes. **Int Biodeterior Biodegrad** v.54, p.39–44, 2004.
- BADO, C. **Gestão de resíduos resultantes da produção de frangos de corte**. Orientador: 2006, 74p. Dissertação (Mestrado em geografia) – Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2006.
- BALACHANDAR, R.; BASKARAN, L.; YUVARAJ, A.; THANGARAJ, R.; SUBBAIYA, R.; RAVINDRAN, B.; CHANG, S. W.; KARMEGAM, N. Enriched pressmud vermicompost production with green manure plants using *Eudrilus eugeniae*. **Bioresource Technology**, v.299, 122578, 2020.
- BELO, S. **Avaliação de fitotoxicidade através de *Lepidium sativum* no âmbito de processos de compostagem**. 201179p. - Dissertação (Mestrado em Engenharia do Ambiente na Especialidade de Tecnologia e Gestão do Ambiente) Faculdade de Ciências e Tecnologia – Universidade de Coimbra, Coimbra.

BELYAEVA, O.N.; HAYNES, R.J.; STURM, E.C. Chemical, physical and microbial properties and microbial diversity in manufactured soils produced from co-composting green waste and biosolids. **Waste Management** v.32, p.2248–2257, 2012.

BERNAL, M. P.; PAREDES C.; SÁNCHEZ-MONEDERO, M. A.; CEGARRA, J. Maturity and stability parameters of composts prepared with a wide range of organic wastes. **Bioresource Technology**, v.63, 91-99, 1998.

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

BERNARDI, F. H. **Compostagem de resíduos agroindustriais: Incubatório**. 2011, 78p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2011.

BERNARDI, F.H. **Materiais lignocelulósicos na compostagem de resíduos da agroindústria do frango de corte**. 2015, 52p. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2015.

BJÖRNSSON, L.; MURTO, M.; JANTSCH, T. G.; MATTIASSON, B. Evaluation of new methods for the monitoring of alkalinity, dissolved hydrogen and the microbial community in anaerobic digestion. **Water Research**, v. 35, n. 12, p. 2833–2840, 2001.

BHARATHIRAJA, B.; SUDHARSANAA, T.; BHARGHAVI, A.; JAYAMUTHUNAGAI, J.; PRAVEENKUMAR, R. Biohydrogen and Biogas – An overview on feedstocks and enhancement process. **Fuel**, v.185, p.810–828, 2016.

BIRUNTHA, M.; KARMEGAMB, N.; ARCHANA, J.; SELVIC, B. K.; PAUL, J. A. J.; BALAMURALIKRISHNANE, B.S.W.; CHANG, S. W.; RAVINDRAN, B. Vermiconversion of biowastes with low-to-high C/N ratio into value added vermicompost. **Bioresource Technology**, v. 297, 122398, 2020.

BRASIL. **Lei Federal nº 12.305, de 02 de agosto de 2010**. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605; e dá outras providências. Brasília, DF, 2010.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento - MAPA. **Manual de métodos analíticos oficiais para fertilizantes minerais, orgânicos, organominerais e corretivos**. Brasília: MAPA/SDA/CGAL, 2014.

BUSTAMANTE, M. A.; MORAL, R.; PAREDES, C.; VARGAS-GARCIA, M. C.; SUÁREZ-ESTRELLA, F.; MORENP, J. Evolution of the pathogen content during co-composting of winery and distillery wastes. **Bioresource Technology**, v.99, p. 7299-7306, 2008a.

BUSTAMANTE, M. A.; PAREDES, C.; MORAL, R.; AGULLO, E.; PEREZ-MURCIA, M. D.; ABAD, M. composts from distillery wastes as peat substitutes for transplant production. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 52, p. 792-799, 2008b.

CAETANO, L. **Proposição de um sistema modificado para quantificação de biogás**. 1985, 75 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia/Energia na Agricultura) – Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista, UNESP, Botucatu, 1985.

CAI, H.; CHEN, T.; LIU, H.; GAO, D.; ZHENG, G.; ZHANG, J. The effect of salinity and porosity of sewage sludge compost on the growth of vegetable seedlings. **Scientia Horticulturae**, v. 124, p. 381–386, 2010.

CARMO, D. L. do; SILVA, C. A. Métodos de quantificação de carbono e matéria orgânica em resíduos orgânicos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, n. 4, p. 1211-1220, 2012.

CARNEIRO, L. J.; COSTA, M. S. S. de M.; COSTA, L. A. de M.; MARTINS, M. F. L.; ROZATTI, M. A. T. Nutrient loss in composting of agroindustrial residues. **Engenharia Agrícola**, v.33, n.4, p.796-807, 2013.

CASTILHOS, R.M.V.; DICK, D.P.; CASTILHOS, D.D.; MORSELLI, T.B.A.G.; COSTA P.F.P.da.; CASAGRANDE, W.B.C.; ROSA C.M.da. Distribuição e caracterização de substâncias Húmicas em vermicompostos de origem animal e Vegetal. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.32, p.2669-2675, 2008.

CECCHI, H. M. **Fundamentos teóricos e práticos em análise de Alimentos**. Campinas: Editora da UNICAMP, 1999.

CEGLIE, F. M.; BUSTAMANTE, A., AMARA, B. M.; TITTARELLI, F. The Challenge of Peat Substitution in Organic Seedling Production: Optimization of Growing Media Formulation through Mixture Design and Response Surface Analysis. **PLOS ONE**, 2015.

CERDA, A.; ARTOLA, A.; FONT, X.; BARRENA, R.; GEA, T.; SÁNCHEZ, A. Composting of food wastes: Status and challenges. **Bioresource Technology**, 2017.

CESARO, A.; BELGIORNO, V. Pretreatment methods to improve anaerobic biodegradability of organic municipa solid wast fractions. **Chemical Engineering Journal**, v. 240, p. 24–37, 2014.

CESTONARO, T.; COSTA, M. S. S. de M.; COSTA, L. A. de M.; PEREIRA, D. C.; ROZATTI, M. A. T.; ; MARTINS, M. F. L. Addition of cattle manure to sheep bedding allows vermicomposting process and improves vermicompost quality. **Waste Management**, v.61, p.165–170, 2017.

CHEN, M.; HUANG, Y.; WANG, C.; GAO, H. The conversion of organic nitrogen by functional bacteria determines the end-result of ammonia in compost. **Bioresource Technology**, v. 299, 122599, 2020.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores Anaeróbios: princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. 1ª Ed. Vol. 5, SEGRAC: Belo Horizonte, Minas Gerais. 379p. 1997.

COOK, K. L.; RITCHEY, E.L.; LOUGHRIN, J.H.; HALEY, M.; SISTANI, K.R.; BOLSTER, C.H. Effect of turning frequency and season on composting materials from swine high-rise facilities. **Waste Manage**, v. 39, p. 86–95, 2015.

COLÓN, J.; PONSÁ, S.; ÁLVAREZ, C.; VINOT, M.; LAFUENTE, F.J.; GABRIEL, D.; SÁNCHEZ, A. Analysis of MSW full-scale facilities based on anaerobic digestion and/or composting using respiration indices as performance indicators. **Bioresource Technology**, v. 236, p. 87–96, 2017.

COSTA, M. S. S. de M.; COSTA, L. A. de M.; DECARLI, L. D.; PELÁ, A.; SILVA, C. J; MATTER, U.; OLIBONE, D. Compostagem de resíduos sólidos de frigorífico. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.13, n.1, p.100–107, 2009.

COSTA, L. A. de M; PEREIRA, D. C.; COSTA, M. S. S. de M. Substratos alternativos para produção de repolho e beterraba em consórcio e monocultivo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 18, n. 2, p. 150-156, 2014.

COSTA, M. S. S. de M.; CESTONARO, T.; COSTA, L. A. de M.; ROZATTI, M. A. T; CARNEIRO, L. J.; PEREIRA, D. C.; LORIN, H. E. F.Improving the nutrient content of sheep

beeding compost by adding cattle manure. **Journal of Cleaner Production**, v. 86, p. 9-14, 2015.

COSTA, M. S. S. D. M.; CARNEIRO, L. J.; COSTA, L. A.; PEREIRA, D. C.; LORIN, H, E. F. Composting Time Reduction of Agro-Industrial Wastes. **Engenharia Agrícola.**, v.36, n.6, 1206–1217, 2016.

COSTA, M. S. S. de M.; BERNARDI, F. H.; COSTA, L. A. de M.; PEREIRA, D. C.; LORIN, H. E. F.; ROZATTI, M. A. T. Composting as a cleaner strategy to broiler agro-industrial wastes: Selecting carbon source to optimize the process and improve the quality of the final compost. **Journal of Cleaner Production**, v. 142, p. 2084–2092, 2017.

COTTA, J. O.; CARVALHO, N. L. C.; BRUM, T. da S.; REZENDE, M. O. de O. Compostagem versus vermicompostagem: comparação das técnicas utilizando resíduos vegetais, esterco bovino e serragem. **Engenharia sanitária Ambiental**, v. 20, n. 1, p. 65-78, 2015.

COTTA, J. A. DE O. Ácidos húmicos: A dinâmica de mineralização durante biorremediação por vermicompostagem de solos contaminados por diesel. **Research, Society and Development**, v.8, e21881190, 2019.

CUCINA, M.; ZADRA, C.; MARCOTULLIO, M. C.; DI MARIA, F.; SORDI, S.; CURINI, M. Recovery of energy and plant nutrients from a pharmaceutical organic waste derived from a fermentative biomass: Integration of anaerobic digestion and composting. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 5, 3051-3057, 2017.

DAMACENO, F.M.; CHIARELOTTO, M.; RESTREPO, J.C.P.S.; BULIGON, E.L.; COSTA, L.A.M.; LUCAS JUNIOR, J.; COSTA, M.S.S.M. Anaerobic co-digestion of sludge cake from poultry slaughtering wastewater treatment and sweet potato: Energy and nutrient recovery. **Renewable Energy**, v. 133, p. 489-499, 2019.

DAMACENO, F.M.; BULIGON, E.L.; RESTREPO, J.C.P.S.; CHIARELOTTO, M.; NIEDZIALKOSKI, R.K.; COSTA, L.A.M.; LUCAS JUNIOR, J.; COSTA, M.S.S.M. Semi-continuous anaerobic co-digestion of flotation sludge from broiler chicken slaughter and sweet potato: Nutrients and energy recovery. **Science of the Total Environment**, v. 683, p. 773–781, 2019.

DICKSON, A.; LEAF, A. L.; HOSNER, J. F. Quality appraisal of white spruce and white pine seedling stock in nurseries. **The Forestry Chronicle**, v. 36, n. 1, p. 10-13, 1960.

DOAN, T. T.; HENRY-DES-TUREAUX, T.; RUMPEL, C.; J ANEAU, J.; JOUQUET, P. Impact of compost, vermicompost and biochar on soil fertility, maize yield and soil erosion in Northern Vietnam: A three years mesocosm experiment. **Science of the Total Environment**, v.514, 147-154, 2015.

DORES-SILVA, P. R.; LANDGRAF, M. D.; REZENDE, M. O. O. Processo de estabilização de resíduos orgânicos: vermicompostagem versus compostagem. **Química Nova**, São Paulo, v. 36, n. 5, p. 640–645, 2013.

DUAN, N.; KHOSHNEVISAN, B.; LIN, C.; LIU, Z.; LIU, H. Life cycle assessment of anaerobic digestion of pig manure coupled with different digestate treatment technologies. **Environment International**, v. 137, p.105522, 2020.

DUBOIS, M.; GILLES, K. A.; HAMILTON, J. K.; REBERS, P. A.; SMITH, F. Colorimetric method for determination sugars and related substance. **Analytical Chemistry**, v.28, p.350-356, 1956.

ECKHARDT, D. P.; REDIN, M.; JACQUES, R. J. S.; LORENSINI, F.; SANTOS, M. L. S.; WEILER, D. A.; ANTONIOLLI, Z. I. Mineralization and efficiency index of nitrogen in cattle manure fertilizers on the soil. **Ciência Rural**, v.46, n.3, mar, 2016.

EMBRAPA– EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. 1ª edição. Brasília, DF, 1999.

ESMAEILI, A.; KHORAM, M. R.; GHOLAMI, M.; ESLAM, H. Pistachio waste management using combined composting vermicomposting technique: Physico - chemical changes and worm growth analysis. **Journal of Cleaner Production**, v. 242, 118523, 2020.

FANG, W.; WEI, U.; LIU, J. Comparative characterization of sewage sludge compost and soil: Heavy metal leaching characteristics. **Journal of Hazardous Materials**, v. 310, P. 1-10, 2016.

FDEZ-GUELFO, L. A.; ÁLVAREZ-GALLEGO, C.; MÁRQUEZ, D. S.; GARCIA, L. I. R. Biological pretreatment applied to industrial organic fraction of municipal solid wastes (OFMSW): effect on anaerobic digestion. **Chemical Engineering Journal**, v. 172, p. 321–325, 2011.

FENG, C.L.; ZENG, G.M.; HUANG, D.L.; HU, S.; ZHAO, M.H.; LAI, C.; HUANG, C.; WEI, A.; LI, N.J. Effect of ligninolytic enzymes on lignin degradation and carbon utilization during lignocellulosic waste composting. **Process Biochemistry**, v. 46, p. 1515-1520, 2011.

FERREIRA, D.F. **Estatística multivariada**. Lavras: Ed. UFLA, 2008.

FORESTI, E.; FLORÊNCIO, L.; VAN HAANDEL, A.; ZAIAT, M.; CAVALCANTI, P. F. F. Fundamentos do tratamento anaeróbio. *In*: CAMPOS, J. R. (Coord.). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: ABES, 1999. p. 29-52.

GARCIA-GOMEZ, A.; ROIG, A.; BERNAL, M.P. Composting of the solid fraction of olive mill wastewater with olive leaves: organic matter degradation and biological activity. **Bioresource Technology**, v. 86, p. 59–64, 2003.

GARG, P.; GUPTA, A.; SATYA, S. Vermicomposting of different types of waste using *Eisenia foetida*: A comparative study. **Bioresource Technology**, v.97, n.3, p. 391-395, 2006.

GAVILANES-TERÁN, I.; JARA-SAMANIEGO, J.; IDROVO-NOVILLO, J.; BUSTAMANTE, M. A.; MORAL, R.; PAREDES, C. Windrow com posting as horticultural waste management strategy – A case study in Ecuador. **Waste Management**, 2015.

GODLEWSKA, P.; SCHMIDT, H. P.; OK, Y. S.; OLESZCZUK, P. Biochar for composting improvement and contaminants reduction. A review. **Bioresource Technology**, 2017.

GONG, X.; LIA, S.; CARSONB, M. A.; CHANG, S. X.; WU, Q.; WANGA, L.; AN, Z.; SUN, X. Spent mushroom substrate and cattle manure amendments enhance the transformation of garden waste into vermicomposts using the earthworm *Eisenia fetida*. **J. Environment Management**, v.248, 109263, 2019.

GOSWAMI, L.; PTEL, A. K.; DUTTA, G.; BHATTACHARYYA, P.; GOGOI, N.; BHATTACHARYA. Hazard remediation and recycling of tea industry and paper mill bottom ash through vermicomposting. **Chemosphere**, v.92, p. 708–713, 2013.

GRIGATTI, M.; CAVANI, L.; CIATTA, C. The evaluation of stability the composting of different starting materials: Comparison of chemical and biological parameters. **Chemosphere**, v. 83, p. 41-48, 2011.

GUNYA, B., MUCHENJE, V., MASIKA, P. J.. The Potential of *Eisenia foetida* as a Protein Source on the Growth Performance, Digestive Organs Size, Bone Strength and Carcass Characteristics of Broilers. 2019 J. **Journal of Applied Poultry Research**, v.28, p.374–382, 2019.

GUO, R.; GUOXUE, L.; JIANG, T.; SCHUCHARDT, F.; CHEN, T.; ZHAO, Y.; SHEN, T. Effect of aeration rate, C/N ratio and moisture content on the stability and maturity of compost. **Bioresource Technology**, v. 112, p. 171-178, 2012.

HACHICHA, S., SELLAMIA, F., CEGARRA, J., HACHICHA, R. DRIRAC, N., MEDHIOUBA, K., AMMARA, E. Biological activity during co-composting of sludge issued from the OMW evaporation ponds with poultry manure—Physico-chemical characterization of the processed organic matter. **Journal of Hazardous Materials** v.162, p.402–409, 2009.

HANC, A.; CHADIMOVA, Z.; Nutrient recovery from apple pomace waste by vermicomposting technology. **Bioresource Technology**, v.168, p. 240–244, 2014.

HANC, A.; DRESLOVA, M. Effect of composting and vermicomposting on properties of particle size fractions. **Bioresource Technology**, v. 217, p. 186-189, 2016.

HARADA, Y.; INOKO, A. Relationship between cation-exchange capacity and degree of maturity of city refuse composts. **Soil Science and Plant Nutrition**, v. 26, n. 3, p. 353–362, 1980.

HECK, K.; MARCO, É. G. De; HAHN, A. B. B.; KLUGE, M.; FERNANDO R. SPILKI, F. R.; SAND, S. T. V. D. Temperatura de degradação de resíduos em processo de compostagem e qualidade microbiológica do composto final. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.17, n.1, p.54–59, 2013.

HUE, N. V.; LIU, J. Predicting compost stability. **Compost Science and Utilization**, v. 3, n. 2, p. 8–15, 1995.

IAPAR - INSTITUTO AGRONÔMICO DO PARANÁ. **Cartas climáticas do Estado do Paraná**. Londrina, IAPAR, 1994, 49p.

IDROVO-NOVILLO, J.; GAVILANES-TÉLAN, I.; BUSTAMANTE, M. A.; PAREDES, C. Composting as a method to recycle renewable plant resources back to the ornamental plant industry: Agronomic and economic assessment of composts. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 116, p.388–395, 2018.

IGLESIAS-JIMENEZ, E.; PEREZ-GARCIA, V. Determination of maturity indices for city refuse composts. **Agriculture, Ecosystems Environment**, v.38, p.331-343, 1992.

JAIN, S.; WOLF, I. T.; LEE, J.; TONG, Y. W. A comprehensive review on operating parameters and diferente pretreatment methodologies for anaerobic digestion of municipal solid waste. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v.52, p.142–154, 2015.

JAIN, M. S.; PAUL, S.; KALAMDHAD., A. S. Recalcitrant carbon for composting of fibrous aquatic waste: Degradation kinetics, spectroscopic study and effect on physico-chemical and nutritional properties. **Journal of Environmental Management**, v. 251, 109568, 2019.

JARA-SAMANIEGO, J.; PÉREZ-MURCIA, M. D.; BUSTAMANTE, M. A.; PÉREZ-ESPINOSA, A.; PAREDES, C.; LÓPEZ, C.; LÓPEZ-LLUCH, D. B.; GAVILANES-TERÁN, I.; MORAL, R. Composting as sustainable strategy for municipal solid waste management in the Chimborazo Region, Ecuador: Suitability of the obtained composts for seedling production. **Journal of Cleaner Production**, v. 141, p. 1349-1358, 2017.

JENDE, O.; PLATZER, C.; CABRAL, C. B. G.; HOFFMANN, H.; ROSENFELDT, S.; COLTURATO, L. F. de D. B.; THILO BURKARD, T.; LINNENBERG, C.; STINNER, W.; ZÖRNER, F.; SCHRÖDER, E. S. **Tecnologias de digestão anaeróbia com relevância para o Brasil: substratos, digestores e uso de biogás**. Probiogás, Ministério das Cidades, Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit GmbH. Brasília, DF, Ministério das Cidades, 2015.

JURADO, M.M; SUÁREZ-ESTRELLA, F.; VARGAS-GARCÍA, M.C.; LÓPEZ, M.J.; LÓPEZ-GONZÁLEZ, J.A.; MORENO, J. Increasing native microbiota in lignocellulosic waste composting: Effects on process efficiency and final product maturity. **Process Biochemistry**, v.49, p.1958-1969, 2014.

JURADO, M.M; SUÁREZ-ESTRELLA, F.; LÓPEZ, M.J.; VARGAS-GARCÍA, M.C.; LÓPEZ-GONZÁLEZ, J.A.; MORENO, J. Enhanced turnover of organic matter fractions by microbial stimulation during lignocellulosic waste composting. **Bioresource Technology**, v.186, p. 15–24, 2015.

KAISER, H.F. **The varimax criterion for analytic rotation in factor analysis**. *Psychometrika*, v.23, p.187-200, 1958.

KARAK, T.; SONAR, I.; PAUL, R. K.; SAMPA, Das.; BORUAH, R. DUTTA, A. K.; DAS, D. K.; Composting of cow dung and crop residues using termite mounds as bulking agent. **Bioresource Technology**, v. 169, p. 731–741, 2014.

KHATUA, C.; SENGUPTA, S.; BALLA, V. K.; KUNDU, B.; CHAKRABORTI, A.; TRIPATHI, S. Dynamics of organic matter decomposition during vermicomposting of banana stem waste using *Eisenia fetida*. **Waste Management**, v.79, 287–295, 2018.

KIEHL, E. J. **Fertilizantes orgânicos**. 1 ed. Piracicaba: Agronômica Ceres, 1985. 492p

KIEHL, E. J. **Novo fertilizantes orgânicos**. 1 ed. Piracicaba: Editora Degaspari, 2010. 238p.

KIM, M.; LIU, C.; NOH, J-W.; YANG, Y.; OH, S.; SHIMIZUD, K.; LEE, D.-Y.; ZHANG, Z. Hydrogen and methane production from untreated rice straw and raw sewage sludge under thermophilic anaerobic conditions. **International Journal of Hydrogen Energy**, v.38, n. 21, p. 8648-8656, 2013.

KINET. R., DESTAIN, J.; HILIGSMANN, S.; THONART, P.; DELHALLE, L.; TAMINIAUC, B.; DAUBE, G.; DELVIGNE, F. Thermophilic and cellulolytic consortium isolated from composting plants improves anaerobic digestion of cellulosic biomass: Toward a microbial resource management approach. **Bioresource Technology**, v. 189, p. 138-144, 2015.

KIZILKAYA, R.; TÜRKAY, F.S.H. Vermicomposting of anaerobically digested sewage sludge with hazelnut husk and cow manure by earthworm *Eisenia foetida*. **Compost Science & Utilization**, v.22, n.2, p.68-82, 2014. DOI:10.1080/1065657X.2014.895454.

KRAUSE, M. R; MONACO, P. A. V; HADDADE, I. R.; MENEGHELLI, L. A. M.; SOUZA, T. D. Aproveitamento de resíduos agrícolas na composição de substratos para produção de mudas de tomateiro. **Horticultura Brasileira**, v.35, p.305-310, 2017.

KUMAR, M. S.; RAJIV, P.; RAJESHWARI, S.; VENCKATESH, R. Spectroscopic analysis of vermicompost for determination of nutritional quality. **Spectrochimica Acta Part A: Molecular and Biomolecular Spectroscopy**, v. 135, p. 252-255, 2015.

LAFAY, C. B. B. **Caracterização quantitativa e qualitativa da material orgânica do solo em plantio direto**. 2016, 148p. Tese (Doutorado em Agronomia) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Pato Branco, 2016.

LÁINEZ, M.; RUIZ, H. A.; CASTRO-LUNA, A. A.; MARTÍNEZ-HERNÁNDEZ, S. Release of simple sugars from lignocellulosic biomass of *Agave salmiana* leaves subject to sequential pretreatment and enzymatic saccharification. **Biomass and Bioenergy**, v.118, p. 133-140, 2018.

LAZARO, C. Z.; VICH, D. V.; HIRASAWA, J. S.; VARESCHE, M. B. A. Hydrogen production and consumption of organic acids by a phototropic microbial consortium. **International Journal of Hydrogen Energy**, v. 37, p. 11691-11700, 2012.

LI, Y.; LUO, W.; LU, J.; ZHANG, X.; LI, S.; WU, Y.; LI, G. Effects of digestion time in anaerobic digestion on subsequent digestate composting. **Bioresource Technology**, v. 267, p. 117-125, 2018.

LIM, S.L.; LEE, L.H.; WU, T.Y. Sustainability of using composting and vermicomposting technologies for organic solid waste biotransformation: recent overview, greenhouse gases emissions and economic analysis. **Journal of Cleaner Production**, v.111, Part A, p. 262-278, 2016.

LORIN, H. E. F. **Processos biológicos de estabilização de dejetos de bovinos de corte confinados**. 2014, 61p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2014.

LORIN, H. E. F.; COSTA, M. S. S. de M.; COSTA, L. A. de M.; PEREIRA, D. C.; CARNEIRO, L. J. Stabilization of confined beef cattle manure: characteristics of produced fertilizers. **Engenharia Agrícola**, v.36, n.5, p. 877-885, 2016.

LOURENÇO, N.M.G. **Características da minhoca epígea *Eisenia foetida* – benefícios, características e mais-valias ambientais decorrentes de sua utilização**. Lisboa, 2010.

LU, D.; YAN, B.; WANG, L.; DENG, Z.; ZHANG, Y. Changes in Phosphorus Fractions and Nitrogen Forms During Composting of Pig Manure with Rice Straw. **Journal of Integrative Agriculture**, v. 12, n. 10, p. 1855-1864, 2013.

MAGUIRE, J. D. Speed germination-aid in selection and evaluation for seedling emergence and vigor. **Crop Science**, v. 2, p. 176-177, 1962.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G. C.; OLIVEIRA, S.A. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações**. 2. ed. Piracicaba: POTAFOS, 1997. 319 p.

MATTER, J.M., COSTA, M.S.S.M., COSTA, L. A. M., PEREIRA, D. C., VARENNES, A., TESSARO, D. Anaerobic co-digestion of hatchery waste and wastewater to produce energy and biofertilizer - Batch phase. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 21, n.9, p.651 -656, 2017.

MELO, L. C. A.; SILVA, C. A.; DIAS, B. de O. Caracterização da matriz orgânica de resíduos de origens diversificadas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p.101-110, 2008.

MÉZES, L.; BIRÓ, G.; SULYOK, E.; PETIS, M.; BORBÉLY, J.; TAMÁS, J. **Novel Approach on the basis of FOS/TAC method**. Oradea, v. 17, 2011.

MORALES, A. B.; BUSTAMANTE, M. A.; MARHUENDA-EGEA, F. C.; MORAL, R.; ROS, M. PASCUAL, J. A. Agri - food sludge management using different co - composting strategies: study of the added value of the composts obtained. **Journal of Cleaner Production**, v. 121, 186e197, 2016.

NIEDZIALKOSKI, R. K.; COSTA, M. S. S. M.; COSTA, L. A. M.; TONIAL, L. M. S.; DAMACENO, F. M.; LORIN, H. E. F.; BOFINGER, J.; CHIARELOTTO, M. Combining pretreatment strategies for broilers industry waste valorization. **Heliyon**, v.5, e02351, 2019.

ORRICO JÚNIOR, M. A. P.; ORRICO, A. C. A.; LUCAS JÚNIOR, J. de. Compostagem dos resíduos da produção avícola: cama de frangos e carcaças de aves. **Engenharia Agrícola**, v.30, n.3, p.538-545, maio/jun. 2010.

ORRICO JÚNIOR, M.A.P.; ORRICO, A.C.A.; LUCAS JÚNIOR, J.de.L. Digestão anaeróbia de dejetos de suínos com e sem separação da Fração sólida em diferentes tempos de retenção hidráulica. **Engenharia Agrícola**, v.29, n.3, p.474-482, 2009a.

ORRICO JÚNIOR, M.A.P.; ORRICO, A.C.A.; LUCAS JÚNIOR, J.de.L. Potencial de produção de biogás remanescente nos efluentes de biodigestores abastecidos com dejetos de suínos, com e sem separação da fração sólida, e conduzidos sob diferentes tempos de retenção hidráulica. **Engenharia Agrícola**, v.29, v.29, n.4, p.679-686, 2009b.

PACHECO, J. W. **Guia ambiental de frigoríficos – industrialização de carnes (bovina e suína)**. São Paulo: CETESB, 2006. 85p.

PAGLIARINI, M. C.; CASTILHO, R. M. M. de; ALVES, M. C. Caracterização físico-química de misturas de componentes de substrato com resíduo de celulose para fins de produção de mudas. **Revista Brasileira de Agroecologia**, v. 7, n. 2, p. 160-169, 2012.

PAIVA, E. C. R.; MATOS, A. T.; BARROS, R. T. P. de.; COSTA, T. D. R. Da.; SARMENTO, A, P. Parâmetros para monitoramento da compostagem de carcaças de frango. **Energia na agricultura**, v. 23, p. 457-465, 2015.

PARADELO, R.; MOLDES, A. B.; BARRAL, M. T. Evolution of organic matter during the mesophilic composting of lignocellulosic winery wastes. **Journal of Environmental Management**, v. 116, p. 18–26, 2013.

PAREDES, C., ROIG, A., BERNAL, M. P., SANCHEZ-MONEDERO, M. A., CEGARRA, J., Evolution of organic matter and nitrogen during co-composting of olive mill wastewater with solid organic wastes. **Biology and Fertility of soil**, v.32, n.3, p.222–227, 2000.

PENTEADO, E. D.; LAZARO, C. Z.; SAKAMOTO, I. K.; ZAIAT, M. Influence of seed sludge and pretreatment method on hydrogen Production in packed-bed anaerobic reactors. International. **Journal of Hydrogen Energy**, v.38, n. 14, p. 6137-6145, 2013.

PEREIRA, L. A. A.; FIALHO, M. L. Gestão da sustentabilidade: compostagem otimizada em resíduos sólidos orgânicos com a utilização da metodologia enzimática na implantação de uma usina de compostagem de lixo no Município de Santa Juliana/MG. **International Journal of Knowledge Engineering and Management**, v. 2, n. 2, p. 52-85, 2013.

PIGATIN, L. B. F. **Estudo químico e espectroscópico da dinâmica da vermicompostagem de resíduos agroindustriais para manejo sustentável em agricultura orgânica**. 2017, 226p. Tese (Doutorado em Ciências) – Instituto de química de São Carlos da universidade de São Paulo, São Paulo, 2017.

PINHEIRO, G. L.; SILVA, C. A.; LIMA, J. M. de.; COSTA, A. L. da; SACZK, A. Ácidos orgânicos de baixa massa molar em solos e materiais orgânicos. **Química Nova**, v. 36, n. 3, p. 413-418, 2013.

PINTO, G. M. **Aproveitamento de lodo de curtume e uso de água residuária de esgoto doméstico na cultura do milho (*zea mays L.*)**. 2015, 137p. Tese (Doutorado em Agronomia) - Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2015.

RAVINDRAN, B.; CONTRERAS-RAMOS, S. M.; WONG, J. W. C.; SELVAM, A.; SEKAR, G. Nutrient and enzymatic changes of hydrolysed tannery solid waste treated with epigeic earthworm *Eudrilus eugeniae* and phytotoxicity assessment on selected commercial crops. **Environmental Science Pollution Research**, 2014. DOI 10.1007/s11356-013-1897-1.

REN, X.; WANG, Q.; AWASTHI, M. K.; ZHAO, J.; TU, Z.; LI, R.; WEN, L.; ZHANG, Z. Effect of tertiary-amine bentonite on carbon transformation and global warming potential during chicken manure composting. **Journal of Cleaner Production**, v. 237, 117818, 2019

RÉKÁSI, M.; MAZSU, N.; DRASKOVITS, E.; BERNHARDT, B.; SZABÓ, A.; RIVIER, P.A.; FARKAS, C.; BORSÁNYI, B.; PIRKÓ, B.; MOLNÁR, S.; KÁTAY, G.; UZINGER, N. Comparing the agrochemical properties of compost and vermicomposts produced from municipal sewage sludge digestate. **Bioresource Technology**, v. 291, p. 121861, 2019.

RICO, C.; RICO, J. L.; GARCIA, H.; GARCIA, P. A.; Solid-liquid separation of dairy manure: distribution of components and methane production. **Biomass and bioenergy**, v. 39, p. 370-377, 2012.

RINALDI, C. R.; SCHOENHALS, M.; PASSIG, F. H.; FOLLADOR, F. C. Diagnóstico inicial do consumo de insumos e geração de resíduos da avicultura de corte. **Engenharia Ambiental**, v. 9, n. 3, p. 161-182, 2012.

RIPLEY, L. E.; BOYLE, W. C.; CONVERSE, J. C. Improved Alkalimetric Monitoring for Anaerobic Digester of High-Strength Wastes. **Journal of Water Pollution Control Federation**, v. 58, p. 406-411, 1986.

RYUE, J.; LIN, L.; KAKARB, F. L.; ELBESHISHY, E.; AL-MAMUN, A.; DHAR, B. R. A critical review of conventional and emerging methods for improving process stability in thermophilic anaerobic Digestion. **Energy for Sustainable Development**, v. 54, p. 72-84, 2020.

RODRIGUES, J. P.; ORRICO, A. C.; ORRICO JUNIOR, M. A. P., SENO, L. de O.; ARAÚJO, L. C.; SUNADA, N. da S. Adição de óleo e lipase sobre a digestão anaeróbia de dejetos suínos. **Ciência Rural**, v.44, n.3, p.544-547, 2014.

ROIG, A.; LAX, A.; CEGARRA, J.; COSTA, F.; HERNANDEZ, M. T. Cation exchange capacity as a parameter for measuring the humification degree of manure. **Soil Science**, v.146, p 311-316, 1988.

RUSCHEL, C. F. C.; HUANG, C. T.; SAMIOS, D.; FERRÃO, M. F. Análise exploratória aplicada a espectros de reflexão total atenuada no infravermelho com transformada de Fourier (ATR-FTIR) de blendas de biodiesel/diesel. **Química nova**, v. 37, n. 5, p. 810-815, 2014.

SÁEZ, J.A.; CLEMENTE, R.; BUSTAMANTE, M. A.; YANEZ, D.; BERNAL, M. P. Evaluation of the slurry management strategy and the integration of the composting technology in a pig farm and Agronomical and environmental implications. **Journal Environment Management**, v.192, p. 57-67, 2017.

SAID-PULLICINO, D.; ERRIQUENS, F.; GIGLIOTTI, G. Changes in the chemical characteristics of water-extractable organic matter during composting and their influence on compost stability and maturity. **Bioresource Technology**, v. 98, n. 9, p. 1822–1831,2007.

SÁNCHEZ, O. J.; OSPINA, D. A.; MONTOYA, S. Compost supplementation with nutrients and microorganisms in composting process. **Waste Management**, 2017.

SÁNCHEZ-MONEDERO, M. A.; ROIG, A.; PAREDES, C.; BERNAL, M. P. Nitrogen transformation during organic waste composting by the Rutgers system and its effects on pH, EC and maturity of the composting mixtures. **Bioresource Technology**, v. 78, p.301 -308, 2001.

SANTOS, F.T. dos. **Parâmetros químicos e qualidade de salsa em função de substratos orgânicos associados ao biochar**. 2016. 104p. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2016.

SANTOS, L. M. dos. **Dinâmica da matéria orgânica e destino de metais pesados em dois solos submetidos à adição de lodo de esgoto**. 2006, 142p. Dissertação (Mestrado em Ciências – Química analítica) Instituto de Química de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.

SANTOS, T. M. B. dos. **Balço energético e adequação do uso de biodigestores em galpões de frangos de corte**. 2001. 179p. Tese (Doutorado) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias da UNESP, Jaboticabal, 2001.

SCAGLIA, B.; NUNES, R. R.; REZENDE, M. O. O.; TAMBONE, F.; ADANI, F. Investigating organic molecules responsible of auxin-like activity of humic acid fraction extracted from vermicompost. **Science of the Total Environment**, v. 562, p. 289 –295, 2016.

SHARMA, K.; GARG., V. K. Comparative analysis of vermicompost quality produced from rice straw and paper waste employing earthworm *Eisenia fetida* (Sav.). **Bioresource Technology**, v.250, 708-715, 2018.

SILES-CASTELLANO, A. B.; LOPEZ, M. J.; LOPEZ-GONZALEZ, J. L.; FRANCISCA SUAREZ-ESTRELLA, F.; JURADO, M. M.; ESTRELLA-GONZALEZ, M. J.; MORENO, J. Comparative analysis of phytotoxicity and compost quality in industrial composting facilities processing different organic wastes. **Journal of Cleaner Production**, v.252, 119820, 2020.

SINGH, N.B.; KHARE, A.K.; BHARGAVA, D.S.; BHATTACHARYA, S. Optimum moisture requirement during vermicomposting using *Perionyx excavates*. **Applied Ecology and Environmental Research**, v.2, n.1, 53–62.

SOOBHANY, N.; MOHEE, R.; GARG, V.K. Recovery of nutrient from Municipal Solid Waste by composting and vermicomposting using earthworm *Eudrilus eugeniae*. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 3, p. 2931–2942, 2015.

STEVENSON, F. J. **Humus Chemistry: genesis, composition, reactions**. New York: John Wiley, 1994.

STROMBERG, S., NISTOR, M., LIU, J. Towards eliminating systematic errors caused by the experimental conditions in Biochemical Methane Potential (BMP) tests. **Waste Management**, 34, 1939-1948, 2014.

SWARNAM. T.P.; VELMURUGAN, A.; PANDEY, S. K.; DAM ROY, S. Enhancing nutrient recovery and compost maturity of coconut husk by vermicomposting technology. **Bioresource Technology**, v.207, p. 76-84, 2016.

SULEIMAN, H.; RORAT, A.; GROBELAK, A.; GROSSER, A.; MILCZAREK, M.; PLYTYCZ, B.; KACPRZAK, M.; VANDENBULCKE, F. Determination of the performance of vermicomposting process applied to sewage sludge by monitoring of the compost quality immune responses in three earthworm species: *Eisenia fetida*, *Eisenia Andrei* and *Dendrobaena veneta*. **Bioresource Technology**, v.241, 103-112, 2017.

TAKI, K.; GOGOI, A.; MAZUMDER, P.; BHATTACHARYA, S.S.; KUMAR, M. Efficacy of vermitechnology integration with Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) and activated sludge for metal stabilization: A compliance study on fractionation and biosorption. **Journal of Environmental Management**, v. 236, p. 603–612, 2019.

TAVARES, M.H.F.; CARDOSO, D.L.; GENTELINI, D.P.; GABRIEL FILHO, A.; KONOPATSKI, E.A. Uso do forno de micro-ondas na determinação da umidade em diferentes tipos de solo. **Revista Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 29, n. 3, p. 529-538, 2008.

TIQUIA, S. M.; TAM, N. F. Y. Characterization and composting of poultry litter in forced-aeration piles. **Process Biochemistry**, v. 37, n. 8, p. 869–880, 2002.

TIQUIA, S.M., WAN, J.H.C., TAM, N.F.Y. Microbial population dynamics and enzyme activities during composting. **Compost Science & Utilization** v.10, n.2, p.150–161, 2002.

TRAUTMANN, N.; KRASNY, M. Composting in the Classroom, Scientific Inquiry for High School Students. Ed. Cornell University, 1997.

US COMPOSTING COUNCIL. **Field Guide to Compost Use, 2001**. Disponível em: https://dairyherd.com/sites/default/files/Field_Guide_to_Compost_Use.pdf. Acesso em: 06 set. 2020.

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

VALENTE, B. S.; XAVIER, E. G.; MORAES, R. de O.; PILOTTO, M. V. T.; PEREIRA, H. da S. Compostagem em pilhas e vermicompostagem no tratamento da mistura da cama de aviário e dejetos líquidos de bovinos leiteiros. **AUGMDOMUS**, v. 6, p. 111-122, 2014.

VDI - VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE. VDI 4630. **Fermentation of organic materials: characterization of the substrate, sampling, collection of material data, fermentation tests**. Berlim, Alemanha: Verein Deutscher Ingenieure, 2006.

VICOA, A; PÉREZ-MURCIA, M. D.; BUSTAMANTE, M. A.; AGULLÓ, E.; MARHUENDA-EGEA, F. C.; SÁEZ, J. A.; PAREDES, C.; PÉREZ-ESPINOSA, A.; MORAL, R. Valorization of date palm (*Phoenix dactylifera* L.) pruning biomass by co-composting with urban and agri-food sludge. **Journal of Environmental Management**, v. 226, p.408-415, 2018.

VILLAR, I.; MATO, D. A. S. Product quality and microbial dynamics during vermicomposting and maturation of compost from pig manure. **Waste Management**, 2017.

VIVEKANAND, V.; MULAT, D. G.; EIJSINK, V. G.; HORN, S. J. Synergistic effects of anaerobic co-digestion of whey, manure and fish ensilage. **Bioresource Technology**, v.249, p. 35-41, 2018.

WAN, W.; WANG, Y.; TAN, J.; QIN, Y.; ZUO, W.; WU, H.; HE, H.; HE, D. Alkaline phosphatase-harboring bacterial community and multiple enzyme activity contribute to phosphorus transformation during vegetable waste and chicken manure Composting. **Bioresource Technology**, In Press, 122406, 2019.

WANG, Y.; AI, P.; CAO, H.; LIU, Z. Prediction of moisture variation during composting process: a comparasion of mathematical models. **Bioresource Technology**, v. 193, p. 200–205, 2015.

WANG, X.; ZHAO, Y.; WANG, H.; ZHAO, X.; CUI, H.; WEI, Z.Reducing nitrogen loss and phytotoxicity during beer vinasse composting with biochar addition. **Waste Management**, v. 61, p. 150-156, 2017.

- WANG, S.; ZENG, Y. Ammonia emission mitigation in food waste composting: A review. **Bioresource Technology**, v.248, p.13-19, 2018.
- WEI, Z.; ZHANG, X.; WEI, Y.; WEN, X.; SHI, S.; WU, J.; ZHAO, Y.; XI, B. Fractions and biodegradability of dissolved organic matter derived from different composts. **Bioresource Technology**, v. 161, p. 179–185, 2014.
- YADAV, A.; GARG, V. K. Biotransformation of bakery industry sludge into valuable product using vermicomposting. **Bioresource Technology**, v.274, 512-517.
- YAN, Z.; SONG, Z.; LI, D.; YUAN, Y.; LIU, X.; ZHENG, T. The effects of initial substrate concentration, C/N ratio, and temperature on solid-state anaerobic digestion from composting rice straw. **Bioresource Technology**, v. 177, p. 266–273, 2015.
- YUAN, H.; ZHU, N. Progress in inhibition mechanisms and process control of intermediates and by-products in sewage sludge anaerobic Digestion. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 58, p. 429-438, 2016.
- YU, H.; XIE, B.; KHAN, R.; SHEN, G. The changes in carbon, nitrogen components and humic substances during organic-inorganic aerobic co-composting. **Bioresource Technology**, v. 271, p. 228-235, 2019.
- ZAHAN, Z.; GEORGIU, S.; MUSTER, T. H.; OTHMAN, M. Z. Semi-continuous anaerobic co-digestion of chicken litter with agricultural and food wastes: A case study on the effect of carbon/nitrogen ratio, substrates mixing ratio and organic loading. **Bioresource Technology**, v. 270, p.245-254, 2018.
- ZHANG, Y.; HE, Y. Co-composting solid swine manure with pine sawdust as organic substrate. **Bioresource Technology**, v. 97, p. 2024-2031, 2006.
- ZHANG, L.; SUN, X. Y.; TIAN, Y.; GONG, X. Q. Effects of brown sugar and calcium superphosphate on the secondary fermentation of green waste. **Bioresource Technology**, v. 131, p. 68-75, 2013.
- ZHANG, L.; SUN, X. Influence of bulking agents on physical, chemical, and microbiological properties during the two-stage composting of green waste. **Waste Management**, v. 48, p. 115–126, 2016.
- ZHAO, X. LAN; LI, B. QIONG; NI, J. PAI; XIE, D. TI. Effect of four crop straws on transformation of organic matter during sewage sludge composting. **Journal of Integrative Agriculture**, v. 15, n. 1, p. 232–240, 2016.
- ZHI-WEI, S.; TAO, S.; WEN-JING, D.; JING, W. Investigation of rice straw and kitchen waste degradation through vermicomposting. **Journal of environmental management**, v.243, p.269-272, 2019.
- ZHONG, Z., BIAN, F., ZHANG, X. Testing composted bamboo residues with and without added effective microorganisms as a renewable alternative to peat in horticultural production. **Industrial Crops and Products**. 112, p. 602–607, 2018.
- ZUCCONI, F.; PERA, A.; FORTE, M.; DE BERTOLDI, M. Evaluating toxicity of immature compost. **Biocycle**, local, v.2, n. 22, p.54-57, 1981.