

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

**REDUÇÃO DO TEMPO DE COMPOSTAGEM DE RESÍDUOS AGROINDUSTRIAIS:  
EFEITO NOS PARÂMETROS DE CONTROLE E NA QUALIDADE DO COMPOSTO FINAL**

**MAICO CHIARELOTTO**

**CASCAVEL - PARANÁ - BRASIL  
FEVEREIRO - 2018**

MAICO CHIARELOTTO

**REDUÇÃO DO TEMPO DE COMPOSTAGEM DE RESÍDUOS AGROINDUSTRIAIS:  
EFEITO NOS PARÂMETROS DE CONTROLE E NA QUALIDADE DO COMPOSTO FINAL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola da Universidade Estadual do Oeste do Paraná em cumprimento parcial aos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia Agrícola na área de concentração em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental.

Orientadora: Profa. Dra. Mônica Sarolli  
Silva de Mendonça Costa

CASCADEL - PARANÁ - BRASIL  
FEVEREIRO – 2018

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)  
(Sistema de Bibliotecas - UNIOESTE)

C455r Chiarelto, Maico.  
Redução do tempo de compostagem de resíduos agroindustriais: efeito nos parâmetros de controle e na qualidade do composto final / Maico Chiarelto. --- Cascavel (PR), 2018.  
v, 80 f.:il.

Orientadora: Profa. Dra. Mônica Sarolli Silva de Mendonça Costa.  
Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Campus de Cascavel, 2018, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola.  
Inclui Bibliografia

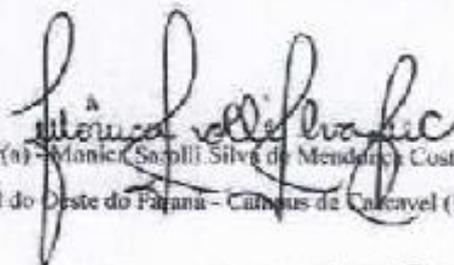
1. Compostagem. 2. Frango de Corte. 3. Resíduos. I. Costa, Mônica Sarolli Silva de Mendonça. II. Universidade Estadual do Oeste do Paraná. III. Título.

CDD 628.746

**MAICO CHIARELOTTO**

Redução do tempo de compostagem de resíduos agroindustriais: efeito nos parâmetros de controle e na qualidade do composto final

Dissertação apresentada no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola em cumprimento parcial aos requisitos para obtenção do título de Mestre 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 Sapelli Silva de Mendonça Costa

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



Larissa Macedo dos Santos Tonial

Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR)



Naimara Vieira do Prado

Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR)



Silvia Renata Machado Coelho

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

Cascavel, 9 de fevereiro de 2010

## BIOGRAFIA RESUMIDA

**Maico Chiarelotto** – Filho de Adiles Bottega Chiarelotto e Mário Chiarelotto, nascido em 19 de julho de 1993, município de Francisco Beltrão, estado do Paraná, Brasil. Em 2014 finalizou o curso Técnico em Meio Ambiente, pelo Instituto Federal do Paraná (IFPR). Em 2015 graduou-se em Engenharia Ambiental pela Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), Câmpus de Francisco Beltrão. Participou da equipe responsável pelo gerenciamento dos resíduos sólidos da UTFPR, Câmpus de Francisco Beltrão, no ano de 2015. Nos anos de 2014 e 2015 atuou como estagiário do Departamento de Meio Ambiente e Recursos Hídricos do município de Marmeleiro. Participou da Operação Itacaiúnas do Projeto Rondon organizado pelo Ministério da Defesa, no município de Araguatins, Tocantins, no ano de 2015. No ano de 2016 ingressou no mestrado no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, da Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE), Campus Cascavel, área de concentração em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, orientado pela Profa. Dra. Mônica Sarolli Silva de Mendonça Costa.

“Não sei como o mundo me vê, mas eu me sinto como um garoto brincando na praia, contente em achar aqui e ali, uma pedra mais lisa ou uma concha mais bonita, mas tendo sempre diante de mim, ainda por descobrir, o grande oceano de verdades.”

(Isaac Newton)

À minha admirável e amável família  
dedico esta dissertação.

## AGRADECIMENTOS

“Quem caminha sozinho pode até chegar mais rápido, mas aquele que vai acompanhado, com certeza vai mais longe.”

(Clarice Lispector)

A Deus pela vida. Obrigado por promover desafios à minha jornada, proporcionando também inspiração, persistência, resiliência e sabedoria para superá-los. Obrigado por mostrar que também é possível aprender quando fracassamos, tornando-me mais experiente a cada erro;

À minha família, meus queridos pais, Adiles Bottega Chiarelotto e Mário Chiarelotto, e minha irmã, Marilete Chiarelotto. Obrigado pelo amor, incentivo e apoio em todos os momentos. Minhas conquistas não podem ser atreladas apenas a meritocracia, mas sim às condições fornecidas por vocês ao longo de toda minha vida;

À Tainá Angela Scolari, pelo amor, companheirismo, incentivo e apoio. Obrigado por compartilhar momentos de felicidade e angústia. Sempre com palavras positivas de incentivo, acompanhou cada passo dessa jornada, vibrando a cada objetivo por mim alcançado. Com amor e confiança proporcionamos crescimento pessoal e profissional às nossas vidas;

À minha orientadora e amiga professora, Dra. Mônica Sarolli Silva de Mendonça Costa e ao meu amigo e professor Dr. Luiz Antonio de Mendonça Costa, pela confiança e por compartilharem todo seu conhecimento e sua experiência, proporcionando condições para meu crescimento pessoal e profissional;

À equipe do Laboratório de Análise de Resíduos Agroindustriais (LARA), pelo auxílio no desenvolvimento do experimento e nas análises laboratoriais, o companheirismo, a amizade, o conhecimento compartilhado e a alegria de cada dia;

A todos os amigos que contribuíram de alguma forma para meu crescimento pessoal e profissional;

Aos colegas do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola pelo companheirismo e a colaboração;

Ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, à Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Câmpus de Cascavel, e a todos os servidores desta instituição que contribuíram para o desenvolvimento desse trabalho;

Aos professores Dr. Jerry Adriani Johann e Dra. Simone Damasceno Gomes pelas contribuições durante a banca de qualificação;

Às professoras Dra. Naimara Vieira do Prado, Dra. Larissa Macedo dos Santos Tonial e Dra. Sílvia Renata Machado Coelho pelas contribuições durante o experimento e a banca de defesa;

À minha eterna orientadora e grande amiga Priscila Conceição Ribeiro, pelo conhecimento repassado e pelas palavras de apoio e incentivo. Obrigado por contribuir em meu crescimento pessoal e profissional;

Aos professores e pesquisadores Dra. Marian Bustamante e Dr. Raul Moral da Universidade Miguel Hernandez – Orihuela/Espanha, pela oportunidade proporcionada para a realização de análises laboratoriais;

A todos os professores, desde o início da minha formação até o atual momento, obrigado pela transferência de conhecimento;

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela disponibilização da bolsa de estudo.

# **REDUÇÃO DO TEMPO DE COMPOSTAGEM DE RESÍDUOS AGROINDUSTRIAIS: EFEITO NOS PARÂMETROS DE CONTROLE E NA QUALIDADE DO COMPOSTO FINAL**

## **RESUMO**

A compostagem de resíduos agroindustriais provenientes da cadeia produtiva do frango de corte auxilia na minimização dos impactos ambientais, econômicos e sociais causados por estes resíduos. Além disso, resulta como produto final um composto orgânico que pode ser utilizado na produção vegetal. A redução do tempo de estabilização destes resíduos está atrelada à otimização da condução do processo de compostagem, por meio do controle e do monitoramento de parâmetros físico-químicos e da utilização de resíduos de poda de árvores urbana, como agente de volume e fonte de carbono. A redução do tempo de compostagem pode gerar, conseqüentemente, redução nos custos de produção, diminuindo a área necessária na usina, bem como menor custo com combustível e mão-de-obra. Portanto, objetivou-se determinar os efeitos da redução do tempo de compostagem nos principais parâmetros de controle do processo e nas variáveis de interesse para o uso agrícola do composto orgânico. Os tempos do processo de estabilização avaliados foram 35, 63 e 95 dias. Os efeitos da redução do tempo, bem como a qualidade do composto final nas fases de estabilização, maturação e armazenamento, foram determinados por meio dos parâmetros: redução de massa, volume e matéria orgânica, temperatura, pH, CE, perdas de N, P e K, CTC, relação CTC:COT, carbono, fósforo, potássio e polifenóis solúveis, e FTIR. Com auxílio das técnicas estatísticas de comparação de médias e análise de componentes principais, foi possível inferir sobre a viabilidade da produção de compostos orgânicos estáveis em 35 dias de processo, apresentando CTC de 55,6 cmol kg<sup>-1</sup>, carbono solúvel de 1,00% e índice de germinação de 140,9%. Além disso, as características da composição final obtida aos 35 dias de processo, estão de acordo com os requisitos definidos pelo Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento. Conclui-se que a redução do tempo de estabilização para 35 não afetou negativamente os parâmetros de controle do processo de degradação de resíduos agroindustriais. Todos os compostos orgânicos produzidos em 35, 63 e 95 dias de processo apresentaram características de composto estabilizado, sendo adequado para uso agrícola.

**PALAVRAS-CHAVE:** frango de corte, estabilização, maturação, agente de volume, MAPA, valor agronômico.

# REDUCTION OF THE COMPOSTING TIME OF AGRO-INDUSTRIAL WASTES: EFFECT ON MAIN CONTROL PARAMETERS AND IN THE QUALITY OF THE FINAL COMPOST

## ABSTRACT

The composting of agro-industrial waste from the production broiler helps minimizing the environmental, economic, and social impacts caused by such waste. In addition, the final product is an organic compost which can be used in vegetable production. The reduction of the time of stabilization of this waste is linked to the optimization of the conduction of the composting process, through the control and monitoring of physical-chemical parameters and the use of residues of urban tree trimmings, as bulking agent and carbon source. The reduction of composting time can consequently lead to a reduction in production costs, reducing the area required at the plant, as well as lower costs with fuel and labor. Therefore, the objective of this study was to determine the effects of the reduction of composting time on the main process control parameters and on the variables of interest for the agricultural use of the organic compost. The times of the stabilization process evaluated were 35, 63, and 95 days. The effects of time reduction, as well as the quality of the final compost in the stages of stabilization, maturation, and storage, were determined by the following parameters: reduction of mass, volume and organic matter, temperature, pH, EC, losses of N, P, and K, CEC, CEC:TOC ratio, carbon, phosphorus, potassium and soluble polyphenols, and FTIR. With the aid of the statistical techniques of comparison of averages and analysis of main principal components, it was possible to infer about the feasibility of the production of organic compost stable in 35 days of process, presenting CEC of  $55.6 \text{ cmol kg}^{-1}$ , soluble carbon of 1.00 % and germination index of 140.9%. In addition, the characteristics of the final composition obtained at the 35-day process, are in accordance with the requirements defined by the Brazilian Ministry of Agriculture Livestock and Supply. It was concluded that the reduction of the stabilization time to 35 did not adversely affect the control parameters of the agroindustrial waste degradation process. All the organic compost produced in 35, 63, and 95 days of process presented characteristics of stabilized compost, being suitable for agricultural use.

**KEY-WORDS:** broiler, stabilization, maturation, bulking agent, MAPA, agronomic value.

## SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS.....	xii
LISTA DE FIGURAS.....	xiii
1 INTRODUÇÃO.....	13
2 OBJETIVOS.....	15
<b>2.1 Objetivo geral.....</b>	<b>15</b>
<b>2.2 Objetivos específicos.....</b>	<b>15</b>
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	16
<b>3.1 Resíduos agroindustriais.....</b>	<b>16</b>
<b>3.2 Compostagem de resíduos agroindustriais.....</b>	<b>17</b>
<b>3.3 Fatores que afetam o desenvolvimento da compostagem.....</b>	<b>18</b>
3.3.1 Tamanho de partícula e agente de volume.....	19
3.3.2 Relação C:N.....	19
3.3.3 Temperatura.....	20
3.3.4 Teor de água.....	21
3.3.5 Aeração.....	22
<b>3.4 Atendimento às Instruções Normativas do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA).....</b>	<b>22</b>
<b>3.4 Maturação no processo de compostagem.....</b>	<b>24</b>
4 MATERIAL E MÉTODOS.....	27
<b>4.1 Definição do experimento.....</b>	<b>27</b>
<b>4.2 Origem e descrição dos resíduos orgânicos.....</b>	<b>27</b>
4.2.1 Poda da arborização urbana.....	28
4.2.2 Invólucro de embutidos e carvão.....	28
4.2.3 Resíduo de incubatório.....	29
4.2.4 Lodo de flotor.....	30
4.2.5 Cinza remanescente de caldeira.....	30
<b>4.3 Caracterização geográfica da área experimental.....</b>	<b>31</b>
<b>4.4 Condução do experimento.....</b>	<b>31</b>

<b>4.5 Coleta de amostras e parâmetros analisados</b> .....	34
4.5.1 Teor de água .....	36
4.5.2 Temperatura .....	37
4.5.3 Redução de massa seca e volume .....	37
4.5.4 pH e condutividade elétrica.....	38
4.5.5 Perdas de matéria orgânica e carbono orgânico total .....	38
4.5.6 Nitrogênio total Kjeldahl .....	39
4.5.7 Relação C:N .....	39
4.5.8 Determinação de fósforo, potássio, cobre, manganês, ferro, zinco, cádmio, chumbo e alumínio.....	39
4.5.9 Matéria orgânica extraível em água – determinação de pH, condutividade elétrica, carbono, fósforo e potássio solúvel, e índice de germinação .....	40
4.5.10 Polifenóis solúveis em água.....	40
4.5.11 Capacidade de troca de cátions e relação CTC:C.....	41
4.5.12 Espectroscopia de infravermelho com transformada de Fourier (FTIR) .....	41
4.5.13 Balanço das variáveis .....	42
4.5.14 Valor econômico dos compostos orgânicos obtidos .....	43
<b>4.6 Análise estatística</b> .....	43
<b>5 RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	45
<b>5.1 Processo de compostagem</b> .....	45
5.1.1 Temperatura .....	45
5.1.2 Redução de massa seca e volume .....	46
5.1.3 Degradação da matéria orgânica .....	49
5.1.4 Correlação de Spearman para parâmetros monitorados durante a fase de estabilização .....	50
5.1.5 Perdas de nutrientes em função do estágio de estabilização da leira .....	52
<b>5.2 Efeito da redução do tempo de compostagem no valor agrônômico do composto final</b> .....	54
5.2.1 Atendimento às Instruções Normativas do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento.....	57
<b>5.3 Maturação e fase de armazenamento</b> .....	58

<b>5.4 Espectroscopia de infravermelho com transformada de Fourier (FTIR).....</b>	<b>61</b>
<b>5.5 Avaliação do valor econômico dos compostos orgânicos.....</b>	<b>67</b>
<b>5.6 Implicações sobre os resultados obtidos.....</b>	<b>69</b>
<b>6 CONCLUSÕES.....</b>	<b>70</b>
<b>7 REFERÊNCIAS.....</b>	<b>71</b>

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1</b> Quantidade em matéria seca (kg) e porcentagem dos resíduos orgânicos utilizados. .....	32
<b>Tabela 2</b> Descrição dos tratamentos. ....	33
<b>Tabela 3</b> Parâmetros de controle de temperatura desenvolvidos durante o processo de compostagem. ....	46
<b>Tabela 4</b> Concentração inicial e final de matéria orgânica. ....	49
<b>Tabela 5</b> Valores dos parâmetros da equação de primeira ordem descrevendo a degradação de MO nos três tratamentos. ....	49
<b>Tabela 6</b> Correlação de Spearman para as variáveis massa seca, volume, carbono orgânico total (COT), pH, condutividade elétrica (CE) e temperatura durante o processo de estabilização. ....	51
<b>Tabela 7</b> Balanço de massa dos elementos: carbono orgânico total, nitrogênio total Kjeldahl, fósforo total, potássio total, zinco, ferro, cobre, manganês. ....	52
<b>Tabela 8</b> Principais características dos compostos orgânicos iniciais e finais de acordo com tempo de compostagem. ....	54
<b>Tabela 9</b> Parâmetros de controle de compostos orgânicos de acordo com a IN 27/2006 e IN 25/2009 MAPA. ....	57
<b>Tabela 10</b> Principais características dos compostos orgânicos nos diferentes tempos de maturação e armazenamento. ....	60
<b>Tabela 11</b> Índice de aromaticidade (IA) dos compostos orgânicos obtidos. ....	62
<b>Tabela 12</b> Valor de cada composto considerando o conteúdo de nutrientes (R\$/tonelada) (N, P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> e K <sub>2</sub> O). ....	67
<b>Tabela 13</b> Valor gasto com combustível para máquinas levando em consideração a quantidade de revolvimentos. ....	68

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1</b> Fluxograma da estrutura geral do experimento .....	27
<b>Figura 2</b> Poda da arborização urbana triturada. ....	28
<b>Figura 3</b> Invólucro de embutidos. ....	29
<b>Figura 4</b> Resíduo de incubatório. ....	29
<b>Figura 5</b> Lodo de flotor. ....	30
<b>Figura 6</b> Cinza remanescente de caldeira. ....	31
<b>Figura 7</b> Caráter visual inicial das leiras de compostagem. ....	32
<b>Figura 8</b> Revolvimento das leiras de compostagem. ....	33
<b>Figura 9</b> Fluxograma das etapas do experimento. ....	34
<b>Figura 10</b> Fluxograma das etapas de coleta das amostras. ....	35
<b>Figura 11</b> Teor de água ao longo do processo de compostagem. ....	37
<b>Figura 12</b> Determinação do volume das leiras de compostagem. ....	38
<b>Figura 13</b> Monitoramento diário da temperatura média das leiras e temperatura ambiente. ....	45
<b>Figura 14</b> Redução de matéria seca (kg) no processo de compostagem. ....	47
<b>Figura 15</b> Volume (m <sup>3</sup> ) e redução de volume (%) dos diferentes tratamentos. ....	48
<b>Figura 16</b> Perdas de MO durante a compostagem para os tratamentos E35 (35 dias de compostagem), E63 (63 dias de compostagem) e E95 (95 dias de compostagem).. ....	50
<b>Figura 17</b> Gráfico biplot extraído de análise de componentes principais (ACP).....	56
<b>Figura 18</b> Gráfico 3D extraído de análise de componentes principais (ACP) .....	61
<b>Figura 19</b> Espectro referente aos compostos orgânicos obtidos após o processo de estabilização e peneiramento para os tratamentos E35, E63 e E95. ....	63
<b>Figura 20</b> Espectro referente ao tratamento E35 nas fases de maturação e armazenamento. ....	64
<b>Figura 21</b> Espectro referente ao tratamento E63 nas fases de maturação e armazenamento. ....	65
<b>Figura 22</b> Espectro referente ao tratamento E95 nas fases de maturação e armazenamento. ....	66

## 1 INTRODUÇÃO

O crescimento agroindustrial no Brasil, principalmente da cadeia produtiva do frango de corte, bem como a exportação de produtos deste setor é evidente. Este avanço implica em maior consumo de matéria-prima, produção e, conseqüentemente, aumento na geração de resíduos sólidos orgânicos agroindustriais. O gerenciamento destes resíduos, se executado de maneira errônea, pode acarretar em prejuízos econômicos, sociais e ambientais. Neste caso, o processo de compostagem torna-se uma alternativa viável para a reciclagem de resíduos orgânicos provenientes de agroindústrias.

A compostagem de resíduos agroindustriais é viável ambientalmente, socialmente e economicamente, assim como auxilia na eliminação de microrganismos patogênicos e sementes de plantas invasoras presentes no material a ser degradado. No Brasil, os resíduos orgânicos gerados durante o processamento da carne de frango são enviados para usinas de compostagem onde são misturados com fontes de carbono, uma vez que sua relação C:N é baixa. Costa et al. (2017) concluíram que resíduos de poda de árvores urbanas, fibras de algodão e bagaço de cana-de-açúcar são fontes de carbono disponíveis e recomendadas para o processo de compostagem. No entanto, devido à maior disponibilidade e suas características como agente de volume, os resíduos de poda de árvores são mais interessantes ao processo. Este resíduo é indicado como boa fonte de carbono pois apresenta duas características importantes: presença de partículas maiores, melhorando a aeração das leiras e inserindo lignina ao processo, a qual é degradada lentamente pelos microrganismos; e presença de folhas que contribuem com carbono lábil, garantindo rápida degradação de resíduos nitrogenados como lodo de flutador e resíduo de incubatório.

O uso de poda de árvores pode contribuir na redução do tempo de compostagem, sendo este um fator interessante na estabilização de resíduos agroindustriais em grande escala. Esta redução de tempo pode gerar redução nos custos de produção, diminuindo a área necessária na usina, bem como menor custo com combustível e mão-de-obra. Portanto, a avaliação da qualidade do composto em diferentes tempos de estabilização e durante as fases de maturação e armazenamento, pode ser uma informação útil para aumentar a viabilidade econômica da tecnologia e sua adoção.

O tempo de compostagem também pode variar em função do uso que será dado ao composto orgânico final. Por exemplo, para uso como substrato de mudas, algumas características, como condutividade elétrica, pH e teor de polifenóis, são essenciais para a germinação das sementes, sendo indicada a utilização de compostos maturados. Estes mesmos parâmetros não interferem diretamente no desenvolvimento de grandes culturas, caso o composto seja disposto na superfície do solo, sendo possível, neste caso, a utilização de compostos orgânicos estabilizados.

Portanto, é importante diferenciar o conceito de estabilização e maturação. Bernal, Albuquerque e Moral (2009) apresentam uma revisão sobre esses conceitos e comentam que a estabilização e a maturação de compostos são frequentemente usadas indistintamente, e acrescentam que cada uma delas é referente a propriedades específicas dos compostos orgânicos. Os autores mencionam que a estabilização dos resíduos refere-se a um estágio específico de intensa decomposição, estando relacionado à atividade biológica resultante no material orgânico. A fase de estabilização caracteriza-se também pelas maiores perdas de carbono, redução de massa e de volume, e pela eliminação de microrganismos patogênicos. A maturação, por outro lado, é o grau ou nível de completude da compostagem e implica no aumento da qualidade do composto orgânico, resultantes do "envelhecimento" ou "cura" do produto.

Avaliar a qualidade de compostos orgânicos por meio de mudanças nas propriedades físico-químicas em diferentes tempos de estabilização, bem como nas fases de maturação e armazenamento, torna-se uma ferramenta essencial para apoiar a decisão tomada sobre o comércio de composto orgânico pelas usinas de compostagem.

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 Objetivo geral**

O objetivo foi determinar os efeitos da redução do tempo de compostagem nos principais parâmetros de controle do processo e nas variáveis de interesse para o uso agrícola do composto orgânico.

### **2.2 Objetivos específicos**

- Monitorar os parâmetros de controle do processo de estabilização em função dos diferentes tempos de degradação;
- Verificar os efeitos da redução do tempo de estabilização no valor agronômico ao término do processo;
- Verificar se os compostos orgânicos produzidos nos diferentes tempos de estabilização estão de acordo com os limites definidos pelo Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento;
- Avaliar parâmetros que indicam a qualidade dos compostos orgânicos produzidos nas fases de maturação e armazenamento.

### 3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

#### 3.1 Resíduos agroindustriais

O setor agroindustrial tem como objetivo transformar matérias-primas agropecuárias em produtos de consumo que atendam às necessidades humanas. Com o crescimento populacional, a demanda por produtos industrializados acompanha o crescimento, exigindo, conseqüentemente, maiores produções agroindustriais.

Dentro do setor agroindustrial está a cadeia produtiva de frangos de corte, a qual nas últimas três décadas vem apresentando altos índices de crescimento. No ano de 2016 o Brasil produziu aproximadamente 12,90 milhões de toneladas de carne de frango, sendo 66% para abastecimento do mercado interno e 34% para exportações. Este panorama coloca o Brasil como maior exportador e segundo maior produtor mundial de carne de frango, representando 39,21% de toda a exportação mundial e 14,54% de toda a produção mundial (ABPA, 2017). Segundo o Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento (2017), a expectativa é que até 2020 o Brasil represente 48,1% das exportações mundiais de carne de frango, mantendo a colocação como maior exportador mundial.

No cenário nacional, a região Sul destaca-se no abate de frango, representando 63,63% do abate nacional, sendo 33,46% representado pelo estado do Paraná (ABPA, 2017). Desde 2000, o Paraná desponta como maior produtor nacional de carne de frango apresentando-se em 2016 como o estado que mais contribui para a exportação, com 35,85% do total nacional (MELO; SILVA; ESPERANCINI, 2008; ABPA, 2017).

Segundo Melo, Silva e Esperancini (2008), a cadeia produtiva da carne de frango é conduzida no Brasil principalmente por cooperativas em sistema de integração. Este cenário retrata a realidade da região oeste do Paraná, onde a presença de cooperativas destaca-se no setor agroindustrial.

A cadeia produtiva do frango de corte engloba desde a produção de ovos até o beneficiamento da proteína animal para consumo. Em todas essas etapas a geração de resíduos é inevitável. Neste cenário, Bernardi (2015) descreve os principais resíduos gerados, como cama de matrizeiro e resíduos de incubatório, lodo de flotador, invólucro celulósico e carvão de caldeira proveniente do abate e da industrialização da proteína animal.

Resíduos orgânicos agroindustriais são gerados em grandes quantidades; portanto, se gerenciados de maneira errônea acarretam em acumulação no meio, contribuindo para a poluição ambiental (RAJ; ANTIL, 2011). Este tipo de resíduo sólido, na sua grande maioria, apresenta características biodegradáveis e, portanto, a problemática pode ser resolvida aplicando técnicas de reciclagem e valorização por meio de tecnologias economicamente viáveis (RASHAD; SALEH; MOSELHY, 2010) como o processo de compostagem (COSTA et al., 2009).

### 3.2 Compostagem de resíduos agroindustriais

Compostagem é o conjunto de processos biológicos, químicos e físicos com objetivo de acelerar a degradação de resíduos sólidos orgânicos de origem vegetal e animal, gerando material estável, com intuito de fornecer nutrientes no desenvolvimento de plantas e na produção agrícola (MAGALHÃES et al., 2006; KIEHL, 2010; BRASIL, 2011).

Trata-se de uma técnica simples, considerada ideal para reciclagem de resíduos orgânicos provenientes das agroindústrias, possuindo características que podem agregar valor ambiental e econômico ao processo, reduzindo impactos ambientais negativos causados pela disposição dos resíduos, contribuindo na geração de empregos e inserindo compostos orgânicos no comércio de fertilizantes (PEIXOTO, 1998; BERNAL; ALBUQUERQUE; MORAL, 2009; MORALES et al., 2016).

Entretanto, um dos gargalos do processo industrial de compostagem diz respeito ao tempo em que os materiais a serem compostados permanecem no pátio, o que confere maior viabilidade econômica ao sistema. Assim, o tempo de compostagem é variável em função das características da mistura a ser compostada, principalmente da relação C:N no início do processo (KIEHL, 2010), sendo o monitoramento da temperatura o parâmetro mais utilizado para indicar a finalização deste (MATOS, 2014).

Em diferentes casos, a literatura apresenta diversos trabalhos que versam sobre a temática de resíduos agroindustriais, estabilizados pela compostagem em diferentes tempos.

Quadro 1 Estudos na temática de compostagem de resíduos agroindustriais

<b>Tipo do Resíduo</b>	<b>Tempo (Dias)</b>	<b>Referência</b>
Desfibrilação de algodão	45	Costa et al. (2005)
Dejeto bovino + cama de galinha poedeira	134 a 157	Bustamante et al. (2008)
Fração sólida de água residuária de suinocultura	70	Orrico Júnior, Orrico e Lucas Júnior (2009)
Resíduos do abate de bovinos e suínos	90	Costa et al. (2009)
Cama de frango e carcaças de aves	120	Orrico Júnior, Orrico e Lucas Júnior (2010)
Cama de ovinos e dejetos de bovinos	82 a 96	Costa et al. (2015)
Resíduos de abatedouro avícola	147	Sunada et al. (2015)
Cadeia produtiva do frango e processamento	70 a 102	Costa et al. (2016a)
Lodo de agroindústria	37	Morales et al. (2016)
Dejetos bovinos	126	Costa et al. (2016b)
Cadeia produtiva do frango e processamento	98	Silva (2017)

Costa et al. (2005), em compostagem de resíduos provenientes da desfibrilação de algodão, observaram que o processo de compostagem levou 45 dias para apresentar estabilidade do material orgânico. Bustamante et al. (2008) estudaram compostagem de

dejetos bovinos e cama de galinhas poedeiras, verificando que o período de degradação do material levou de 134 a 157 dias.

Orrico Júnior, Orrico e Lucas Júnior (2009) verificaram tempo de 70 dias para estabilização de resíduos provenientes da fração sólida da água residuária de suinocultura. Já Costa et al. (2009) utilizando palha de trigo, serragem de madeira e resíduos do abate de bovinos e suínos, e observaram que o tempo para estabilização destes materiais foi de aproximadamente 90 dias.

Orrico Júnior, Orrico e Lucas Júnior (2010), em compostagem de resíduos da produção avícola, como cama de frango e carcaças de aves, conduziram o processo de degradação por 120 dias. Esse tempo foi suficiente para que o material orgânico apresentasse características de estabilização. Costa et al. (2015), trabalhando com cama de ovinos e dejetos de bovinos, verificaram que o processo de compostagem demorou de 82 a 96 dias para atingir a estabilização.

Sunada et al. (2015), em estudo desenvolvido com fragmentos de vísceras, tecido muscular, adiposo e ósseo, sangue coagulado e penas provenientes de abatedouro avícola, observaram maior tempo de degradação do material, apresentando características de estabilidade aos 147 dias de processo. Costa et al. (2016a), trabalhando com resíduos agroindustriais da cadeia produtiva do frango, apresentaram estimativa de tempo de 70 a 102 dias de processo de compostagem.

Morales et al. (2016), em trabalho desenvolvido com lodo de agroindústria, poda de plantas de pimenta e resíduos vinícolas, observaram que o material orgânico apresentou características de estabilização aos 37 dias de processo, apresentando-se totalmente maturado em 78 dias. Já Costa et al. (2016b) realizaram compostagem de resíduos de dejetos bovinos, observando estabilização do material em 126 dias. Silva (2017), trabalhando com compostagem de resíduos agroindustriais da cadeia produtiva de frango de corte, verificou que o tempo para estabilização destes resíduos durou 98 dias.

### **3.3 Fatores que afetam o desenvolvimento da compostagem**

Para que o processo de compostagem ocorra de maneira ideal, gerando compostos orgânicos estáveis e de qualidade, é necessário que um conjunto de fatores sejam favoráveis. Os fatores a serem monitorados e controlados estão ligados à formulação inicial da matéria a ser degradada, como tamanho da partícula e relação C:N, e ao manejo e à condução do processo de compostagem, como temperatura, teor de água e aeração (BERNAL; ALBUQUERQUE; MORAL, 2009; KIEHL, 2010; LI et al., 2013; JUÁREZ et al., 2015). Para a produção de um composto de qualidade em menos tempo de compostagem, é necessário que esses parâmetros estejam adequados (SÁNCHEZ; OSPINA; MONTOYA, 2017). Estas condições favoráveis auxiliam no metabolismo dos microrganismos, acarretando em maior ou

menor tempo para degradação do material orgânico (FIORI; SCHOENHALS; FOLLADOR, 2008; VALENTE et al., 2009).

### 3.3.1 Tamanho de partícula e agente de volume

O tamanho das partículas do material a ser degradado é um importante parâmetro na compostagem e influencia diretamente a aeração e o desenvolvimento dos microrganismos (ONWOSI et al., 2017; CERDA et al., 2017). Partículas finas aumentam a superfície de contato, favorecendo o ataque microbiano, melhorando a eficiência do processo de degradação, e diminuindo, conseqüentemente, o tempo de compostagem (BERNAL; ALBUQUERQUE; MORAL, 2009). Porém, é preciso ter cuidado, pois partículas muito finas promovem compactação do material em decomposição, dificultando a aeração da leira (PEREIRA NETO, 2007). Ao contrário, partículas grosseiras necessitarão de maior tempo para degradação (KIEHL, 2010; ONWOSI et al., 2017). Segundo Inácio e Miller (2009), o tamanho de partícula recomendado está entre 0,3 e 1,5 cm; já para Kiehl (2010), o tamanho deve estar entre 2,5 e 7,5 cm. Para a degradação de animais mortos, a recomendação segundo Mukhtar, Kalsabi e Ahmed (2004) é de 2,5 a 5 cm.

Uma das formas de corrigir o tamanho de partícula do material a ser degradado é por meio da adição de agente de volume. Este tipo de material, rico em carbono com baixa densidade, evita a compactação do material em degradação, viabilizando o processo de compostagem (BERNAL; ALBUQUERQUE; MORAL, 2009). Neste sentido, Bustamante et al. (2013) estudaram o efeito de quatro agentes de volume na qualidade de compostos orgânicos produzidos por meio da compostagem da fração sólida de dejetos suínos. Os agentes de volume utilizados foram palha de trigo, podas de videiras, bagaço de uva e podas de plantas de pimenta. O melhor processo de degradação e as melhores características dos compostos finais foram encontradas com a utilização de palha de trigo e podas de videira como agentes de volume.

Yuan et al. (2016) aplicaram partes vegetais de plantas de milho como agente de volume, de forma a viabilizar o processo de compostagem, pois o lodo de esgoto utilizado apresentava alto teor de água (85%), baixa permeabilidade de ar e alta densidade. O estudo confirmou que a utilização de agente de volume contribuiu para a degradação do material orgânico, evitando também a perda de nutrientes.

Portanto, a granulometria dos resíduos orgânicos deve estar adequada; assim, a adição de agentes de volume auxilia na homogeneização da massa em decomposição e na aeração das leiras de compostagem.

### 3.3.2 Relação C:N

Os microrganismos consomem o carbono como fonte de energia, e o nitrogênio é necessário para a reprodução celular; portanto, a relação C:N influencia diretamente na

degradação dos resíduos orgânicos (BERNAL; ALBUQUERQUE; MORAL, 2009; CERDA et al., 2017). Assim, a qualidade do carbono utilizado é importante para um bom processo de compostagem.

Segundo Kiehl (2010), a relação C:N inicial ideal deve estar entre 25 e 35; já para Valente et al. (2009), a relação inicial deve estar próxima de 30; porém, trabalhos como os de Maulini-Duran et al. (2014) e Yang et al. (2015) utilizaram relações C:N entre 20 e 40, obtendo resultados satisfatórios. Resíduos com relação C:N inicial baixa apresentam maiores quantidades de nitrogênio em relação à quantidade de carbono, podendo acarretar em perdas de  $\text{NH}_4$  (amônio) por lixiviação ou por volatilização na forma de  $\text{NH}_3$  (amônia) ao longo do processo de degradação (BERNAL; ALBUQUERQUE; MORAL, 2009). Portanto, para evitar perdas de nitrogênio no processo, agentes de volume com altas quantidades de carbono devem ser acrescentados na massa em decomposição (QIAN et al., 2014; YUAN et al., 2016).

Outro fator importante é a qualidade do carbono utilizado, podendo ser recalcitrante ou altamente degradável (BERNAL; ALBUQUERQUE; MORAL, 2009; KHAN et al., 2014). Materiais como algodão e involucro celulósico apresentam partículas de fácil degradação pelos microrganismos, já a serragem apresenta características mais recalcitrantes. A poda de arborização urbana apresenta em sua composição carbono de fácil degradação, como folhas, e também partículas mais recalcitrantes, como galhos. Costa et al. (2017), trabalhando com diferentes fontes de carbono na compostagem de resíduos agroindustriais, verificaram que o tempo de degradação para a leira com presença de algodão como fonte de carbono foi de doze semanas. Já para a poda de arborização urbana, bagaço de cana e capim Napier, o tempo de degradação foi de 13 semanas. A leira com presença de serragem levou aproximadamente dezoito semanas para a estabilização do material orgânico.

Conforme os microrganismos consomem o carbono presente na leira, ocorre a liberação de  $\text{CO}_2$ , vapor de água e calor. Neste caso, a tendência é que a relação C:N diminua até a estabilização do material orgânico (LAZCANO; GÓMEZ-BRANDÓN; DOMÍNGUEZ, 2008). Portanto, uma relação C:N ideal ao início da compostagem permite maior degradação de material orgânico em menor tempo, reduzindo, conseqüentemente, o tempo de estabilização do composto. Ao final do processo de compostagem, Bernal, Albuquerque e Moral (2009) indicam que para o composto estar estabilizado é necessário apresentar relação C:N abaixo de 20; já Kiehl (2010) é mais restritivo, indicando que a relação C:N deve ser menor que 18.

### 3.3.3 Temperatura

A temperatura é reflexo do metabolismo dos microrganismos nas leiras de compostagem, sendo uma das principais variáveis na indicação de degradação do material orgânico (PAGANS et al., 2006; KIEHL, 2010; CHEN et al., 2015; XIU-LAN et al., 2016). O

metabolismo dos microrganismos é exotérmico; portanto, a rápida geração de calor apresenta temperaturas superiores a 40 °C nos primeiros dias de compostagem (GAVILANES-TERÁN et al., 2016; MORALES et al., 2016).

Elevadas temperaturas são desejáveis, pois proporcionam a eliminação de microrganismos patogênicos e sementes de plantas invasoras, além de auxiliar na degradação do material orgânico (HECK et al., 2013; CHEN et al., 2014). A Comissão Europeia (2014) determina que o material em compostagem deve apresentar temperaturas superiores a 55 °C por no mínimo duas semanas, assegurando a eliminação de patógenos e sementes de plantas invasoras. Porém, temperaturas muito elevadas, acima de 65 °C, podem contribuir para perdas de nitrogênio, por meio de volatilização da amônia, gerando, conseqüentemente, odores desagradáveis (PEREIRA NETO, 2007). Temperaturas acima de 71 °C também podem ocasionar a inibição do metabolismo de populações de microrganismos termófilos, afetando negativamente o processo de degradação (IMBEAH, 1998; HUANG et al., 2004).

Durante o processo de compostagem, o perfil de temperatura pode ser dividido em fase termofílica, ocorrendo a predominância de temperaturas entre 40 e 65 °C, e mesofílica, apresentando temperaturas abaixo de 40 °C (MATOS, 2014). Na fase termofílica, a degradação do material orgânico ocorre de forma mais intensa, promovendo a degradação de moléculas complexas, como celulose, lignina, hemicelulose e proteína (BERNAL; ALBUQUERQUE; MORAL, 2009). Esta intensa degradação é proveniente da elevada atividade de microrganismos, principalmente actinobactérias pertencentes às famílias *Thermoactinomycetacea*, *Thermomonosporaceae*, e *Pseudonocardiceae* (SÁNCHEZ; OSPINA; MONTOYA, 2017). Já na fase mesofílica, a intensidade da degradação do material é reduzida (KIEHL, 2010), e os microrganismos concentram-se na degradação de açúcares, celulose e hemicelulose remanescentes (SÁNCHEZ; OSPINA; MONTOYA, 2017).

Segundo Carneiro (2012), o controle da temperatura nas leiras pode ser realizado via revolvimentos. Quando temperaturas superiores a 65 °C são detectadas, o aumento da intensidade de revolvimentos pode auxiliar na redução.

### 3.3.4 Teor de água

A presença de água no material em degradação é imprescindível para as necessidades fisiológicas dos microrganismos (ONWOSI et al., 2017), devendo estar presente nos microporos do material em decomposição, ocasionando, conseqüentemente, bom desenvolvimento da degradação (KIEHL, 2010). Segundo Pereira Neto (2007), a faixa ideal para teor de água é próxima a 55% em todo o processo de compostagem; já Kiehl (2010) indica que o teor de água deve estar entre 40 e 60%.

Teores de água acima de 60% podem ocasionar anaerobiose, gerando mau cheiro e atraindo vetores, além de proporcionar lixiviação de nutrientes, segundo Carneiro et al. (2013).

Porém, valores abaixo de 40% também são prejudiciais, pois diminuem o metabolismo dos microrganismos (KIEHL, 2010). Neste caso, o teor de água nas leiras deve estar sempre na faixa ideal, pois a escassez ou o excesso podem aumentar o tempo de estabilização do material orgânico (INÁCIO; MILLER, 2009).

### 3.3.5 Aeração

A presença de oxigênio na massa em decomposição é essencial, podendo afetar a eficiência da degradação, pois o processo predominante na compostagem é o da respiração aeróbia executada pelos microrganismos presentes (KIEHL, 2010; CHEN et al., 2015; NAKASAKI; HIRAI, 2017). Além disso, a presença de oxigênio auxilia a controlar a temperatura da leira e evita formação de zonas de anaerobiose, evitando assim proliferação de moscas e mau cheiro (MUKHTAR et al., 2004; PEREIRA NETO, 2007). A taxa de aeração também pode afetar diretamente a qualidade do composto final (CERDA et al., 2017). No entanto, a aeração em excesso pode ocasionar maior liberação de calor produzido pelos microrganismos, acarretando em redução intensa na temperatura (VALENTE et al., 2009).

A aeração pode ser manual ou mecânica, realizada por máquinas ou utensílios próprios para a finalidade (PAIVA et al., 2012). O revolvimento do material em degradação não serve somente para fornecer oxigênio, mas também para auxiliar a liberação do excesso de gás carbônico (KIEHL, 2010). Segundo Costa et al. (2016a) e Silva (2017), a frequência de revolvimentos mais indicada para a aeração das leiras é duas vezes semanais no primeiro mês de compostagem e um revolvimento semanal no decorrer do processo. Esta frequência contribui para melhorar o desempenho da degradação do material orgânico, diminuindo o tempo de compostagem.

## **3.4 Atendimento às Instruções Normativas do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA)**

Para utilização de resíduos sólidos orgânicos para fins agrícolas, é preciso cuidado com a destinação ao solo como fonte de nutrientes e matéria orgânica (FIGUEIREDO; TANAMATI, 2010). A aplicação de resíduos sem a estabilização do material orgânico por meio de processos biológicos pode ocasionar a imobilização de nutrientes no solo, ocasionando efeitos devastadores em culturas econômicas (RAJ; ANTIL, 2011).

Preocupado com impactos ocasionados pela aplicação de resíduos orgânicos não estabilizados no solo, o Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA) estabeleceu a Instrução Normativa Nº 25, de 23 de julho de 2009 (BRASIL, 2009). Esta Instrução Normativa (IN) aprova normas sobre as especificações, garantias, tolerâncias, registro, rotulagem de fertilizantes simples, mistos, compostos organominerais e biofertilizantes destinados à agricultura.

A IN Nº 25/2009 classifica compostos orgânicos obtidos por meio da compostagem de resíduos agroindustriais como fertilizante orgânico composto (BRASIL, 2009). Esta classificação apresenta em sua definição que fertilizante orgânico composto é todo produto oriundo de processo físico, químico, físico-químico ou bioquímico, natural ou controlado, proveniente de materiais de origem industrial, animal, vegetal, urbana ou rural.

Este fertilizante orgânico composto pode apresentar quatro classes. Os compostos produzidos a partir de resíduos agroindustriais são classificados na classe B, sendo definidos como compostos em cuja produção utilizaram-se materiais oriundos de processamento industrial ou agroindustrial, onde metais pesados são utilizados no processo, porém resultando em produto de utilização segura na agricultura.

A Instrução Normativa Nº 25/2009 impõe limites para alguns parâmetros analisados em compostos orgânicos classificados anteriormente. Estes limites são apresentados no Quadro 2.

Quadro 2 Especificações dos fertilizantes orgânicos mistos e compostos (adaptado)

Garantia	Misto/composto				Vermicomposto
	Classe A	Classe B	Classe C	Classe D	Classes A, B, C, D
Umidade máxima (%)	50	50	50	70	50
N total mínimo (%)	0,5				
COT mínimo (%)	15				10
CTC (cmol kg <sup>-1</sup> )	Conforme declarado				
pH mínimo	6,0	6,0	6,5	6,0	6,0
Relação C:N máxima	20				14
Relação CTC:C	Conforme declarado				

O MAPA ainda estabelece outra Instrução Normativa, com objetivo de controlar parâmetros analisados em compostos orgânicos. A Instrução Normativa DAS Nº 27 de 05 de junho de 2006 (BRASIL, 2006), estabelece limites para compostos orgânicos e outros fertilizantes, referindo-se às concentrações máximas permitidas para agentes fitotóxicos, patogênicos ao homem, animais e plantas, metais pesados tóxicos, pragas e ervas daninhas (Quadro 3).

Quadro 3 Limites máximos de contaminantes admitidos em fertilizantes orgânicos e condicionadores de solo (adaptado)

Contaminante	Valor máximo
Arsênio (mg kg <sup>-1</sup> )	20,0
Cádmio (mg kg <sup>-1</sup> )	3,0
Chumbo (mg kg <sup>-1</sup> )	150,0
Cromo hexavalente (mg kg <sup>-1</sup> )	2,0
Mercúrio (mg kg <sup>-1</sup> )	1,0
Níquel (mg kg <sup>-1</sup> )	70,0
Selênio (mg kg <sup>-1</sup> )	80,0

Coliformes termotolerantes – (NMP g <sup>-1</sup> de MS)		1000,0
Ovos viáveis de helmintos (nº em 4g ST)		1,0
<i>Salmonella</i> sp		Ausência em 10g de matéria seca
Materiais inertes	Vidros, plásticos, metais >2 mm	0,5% na massa seca
	Pedras >5 mm	5,0% na massa seca

Muitas vezes o processo de compostagem busca estabilizar resíduos que apresentam características que podem vir a causar danos ambientais e sociais. Neste caso, o estabelecimento de normas de controle para aplicação de compostos orgânicos na agricultura de forma segura é benéfico para a sociedade e meio ambiente.

### 3.4 Maturação no processo de compostagem

A maturação no processo de compostagem está associada à adequação dos compostos orgânicos para uso nas plantas e está diretamente relacionada aos efeitos que estes compostos promoverão nas culturas, associado ao crescimento ou à fitotoxicidade (KOMILIS; TZIOUVARAS, 2009; ONWOSI et al., 2017; CERDA et al., 2017). A fase de maturação está voltada para melhoria na qualidade do composto orgânico resultante da estabilização do material inicial (BERNAL; ALBUQUERQUE; MORAL, 2009).

De acordo com Villar et al. (2016), em usinas de compostagem, geralmente a fase de maturação é conduzida com menor monitoramento e controle em comparação a fase de estabilização dos resíduos orgânicos. Porém, quando o objetivo é otimizar o processo de compostagem melhorando a qualidade do composto final e o valor agrícola, atenção deve ser dada a esta fase (BERNAL; ALBUQUERQUE; MORAL, 2009; VILLAR et al., 2016).

Durante a fase de maturação no processo de compostagem, a degradação de carbono e outros componentes é reduzida devido à menor atividade dos microrganismos. A adaptação da comunidade microbiana nesta fase leva em consideração as características de estabilização da temperatura (BOHACZ, 2018) e as diferentes propriedades físico-químicas provenientes da combinação inicial das fontes de resíduos orgânicos encaminhados ao processo (VILLAR et al., 2016; ASSES et al., 2018).

Em resumo, a maturação de compostos orgânicos não deve ser avaliada com base em apenas um parâmetro (BERNAL; ALBUQUERQUE; MORAL, 2009; ONWOSI et al., 2017; CERDA et al., 2017). O parecer deve ser realizado por duas ou mais variáveis, apresentando maior confiabilidade nos resultados, principalmente devido à grande variação dos resíduos orgânicos que são compostados (RAUT et al., 2008; LAZCANO; GÓMEZ-BRANDÓN; DOMÍNGUEZ, 2008). A literatura propõe uma série de parâmetros visando testar a maturidade de compostos orgânicos, baseados em propriedades físicas, químicas e biológicas (BERNAL; ALBUQUERQUE; MORAL, 2009).

A relação C:N pode ser um dos parâmetros utilizados na indicação da maturidade do composto (IGLESIAS-JIMENEZ & PEREZ-GARCIA, 1992; BERNAL; ALBUQUERQUE; MORAL, 2009; AWASTHI et al., 2014; CHEN et al., 2015; ONWOSI et al., 2017). A redução na relação C:N pode ser utilizada para verificar a maturidade do composto, sendo indicado relação abaixo de 15 (IQBAL et al., 2015). Porém, este parâmetro não se apresenta como um indicador absoluto de maturação, sendo necessária a verificação de outros critérios (RAUT et al., 2008).

O carbono orgânico solúvel em água é a parcela mais ativa do carbono e pode ser utilizada como indicador de maturação de compostos orgânicos (HUE; LIU, 1995; WU; MA; MARTINEZ, 2000; ZMORA-NAHUM et al., 2005; BERNAL; ALBUQUERQUE; MORAL, 2009; ONWOSI et al., 2017). O limite de carbono orgânico solúvel em água foi definido por Bernal, Albuquerque e Moral (2009), sendo máximo de 1,7%. Já Hue e Liu (1995) foram mais restritivos e apresentaram limite máximo de 1,0% para este parâmetro.

O processo de maturação culmina na humificação da matéria orgânica (MO) e consequente produção de grupos funcionais carboxílicos e fenólicos, ocasionando aumento da capacidade de troca de cátions (CTC) devido à oxidação da MO (BUTLER et al., 2001; BERNAL; ALBUQUERQUE; MORAL, 2009). Neste caso, a CTC pode ser utilizada para análise do grau de maturação de compostos (HARADA; INOKO, 1980; BUTLER et al., 2001; BERNAL; ALBUQUERQUE; MORAL, 2009; e Onwosi et al. (2017)). O valor indicado de CTC deve ser acima de 60 cmolc kg<sup>-1</sup>, de acordo com Bernal, Albuquerque e Moral (2009), e acima de 67 cmolc kg<sup>-1</sup>, segundo Iglesias-Jiménez e Pérez-García (1992). Outro parâmetro que também pode ser utilizado como um índice de humificação de compostos orgânicos é a relação CTC:COT, proposta por Roig et al. (1988) e testada por Iglesias-Jiménez e Pérez-García (1992), indicando valor mínimo de 1,7 e 1,9, respectivamente. Outros estudos também confirmam a relação CTC:COT como um parâmetro viável para atestar a humificação de compostos (CAYUELA; SÁNCHEZ-MONEDERO; ROIG, 2006; BUSTAMANTE et al., 2008; GAVILANES-TERÁN et al., 2016).

Um dos testes mais utilizados para expressar o grau de maturação, juntamente com a fitotoxicidade de compostos orgânicos, é o índice de germinação (BUSTAMANTE et al., 2008; BERNAL; ALBUQUERQUE; MORAL, 2009; RASHAD; SALEH; MOSELHY, 2010; BELO, 2011; GUIDONI et al., 2018). Este teste apresenta-se como um método biológico que relaciona a germinação das sementes com o crescimento relativo da raiz após a aplicação de extratos líquidos provenientes de compostos orgânicos (ZUCCONI et al., 1981; BERNAL; ALBUQUERQUE; MORAL, 2009; GUIDONI et al., 2018). Compostos orgânicos com índice de germinação acima de 50% indicam a ausência de componentes fitotóxicos, indicando sua maturação (BUSTAMANTE et al., 2008; BERNAL; ALBUQUERQUE; MORAL, 2009). Já Belo (2011) apresenta classificação dividida em faixas, sendo: menor que 30%: muito fitotóxico; entre 30 e 60%: fitotóxico; entre 60 e 80%: moderadamente fitotóxico; entre 80 e 100%: não

fitotóxico e composto maturado; acima de 100%: fitoestimulante em germinação e crescimento da raiz das plantas.

Entre todos estes parâmetros para avaliar a maturação dos compostos, existem técnicas avançadas como a espectroscopia de infravermelho com transformada de Fourier (FTIR), que pode auxiliar na compreensão das mudanças estruturais da MO nessa etapa (SMIDT; MEISSL, 2007; BERNAL; ALBUQUERQUE; MORAL, 2009; ASSES et al., 2018; RICH; BARTHI, KUMAR, 2017). Esta técnica permite avaliar a intensidade de absorção em determinado número de onda entre 4000 e 400  $\text{cm}^{-1}$ , sendo possível avaliar, por exemplo, a presença de sinais característicos de compostos alifáticos e aromáticos, indicadores diretos da maturação de compostos orgânicos (FIALHO et al., 2010; XI et al., 2012; EL FELS et al., 2014; WANG et al., 2017).

Mesmo com a existência de vários parâmetros propostos para identificar o grau de maturação de compostos orgânicos, nenhum método pode ser universalmente definido, devido à variação de condução e tecnologia de compostagem; portanto, o conjunto da aplicação de vários parâmetros é necessário (RASHAD; SALEH; MOSELHY, 2010; RAJ; ANTIL, 2011).

## 4 MATERIAL E MÉTODOS

### 4.1 Definição do experimento

A estrutura geral do experimento está representada na Figura 1. Os resíduos agroindustriais foram estabilizados por meio do processo de compostagem realizado em diferentes tempos. Após o processo de estabilização, parâmetros foram avaliados em amostra íntegra coletada. O material estabilizado foi peneirado e nas partículas menores que 10 mm foram avaliados os parâmetros impostos pelo MAPA. Em seguida, o material peneirado foi encaminhado a maturação/armazenamento.



Figura 1 Fluxograma da estrutura geral do experimento.

### 4.2 Origem e descrição dos resíduos orgânicos

Os resíduos, lodo de flotor, invólucro de embutidos, resíduo de incubatório e cinza remanescente de caldeira, utilizados para montagem das leiras neste experimento, foram fornecidos pela usina de compostagem de resíduos agroindustriais Agregare, localizada no município de Cascavel, PR. A poda triturada de arborização urbana foi fornecida pela Secretaria de Meio Ambiente do município de Cascavel, PR.

#### 4.2.1 Poda da arborização urbana

O resíduo de poda da arborização urbana é gerado devido à manutenção de jardins, praças e às podas de árvores na área urbana. É composto por aparas de gramas, folhas e galhos de árvores triturados (Figura 2). Possui grande quantidade de carbono, apresentando, conseqüentemente, relação C:N de 52 (BERNARDI, 2015). Apresenta carbono de rápida degradação pelos microrganismos (folha e grama), e também carbono recalcitrante de degradação mais lenta (galhos). É um excelente agente de volume para leiras de compostagem, contribuindo para a aeração e o controle da granulometria da massa a ser degradada (COSTA et al., 2017).



Figura 2 Poda da arborização urbana triturada.

#### 4.2.2 Invólucro de embutidos e carvão

É proveniente do processamento de embutidos de proteína de frango (salsichas). É utilizado para dar formato à salsicha durante o processo de cozimento, sendo descartado em seguida. Por ser um material proveniente de fibras vegetais, produzido de forma sintética, possui alta relação C:N, apresentando carbono de fácil degradação (BERNARDI, 2015). Na agroindústria este material foi misturado e transportado com carvão proveniente da queima incompleta de cavacos nas caldeiras (Figura 3).



Figura 3 Invólucro de embutidos.

#### 4.2.3 Resíduo de incubatório

Incubatório é o local onde os ovos são incubados com objetivo na produção de pintainhos, para fornecer às granjas integradas, visando a produção de proteína animal. Durante este ciclo inicial, os resíduos gerados são compostos por ovos não eclodidos, cascas e membranas de ovos, pintainhos com má formação e natimortos (Figura 4). Por ter presença de sangue, este resíduo apresenta baixa relação C:N (SILVA, 2017).

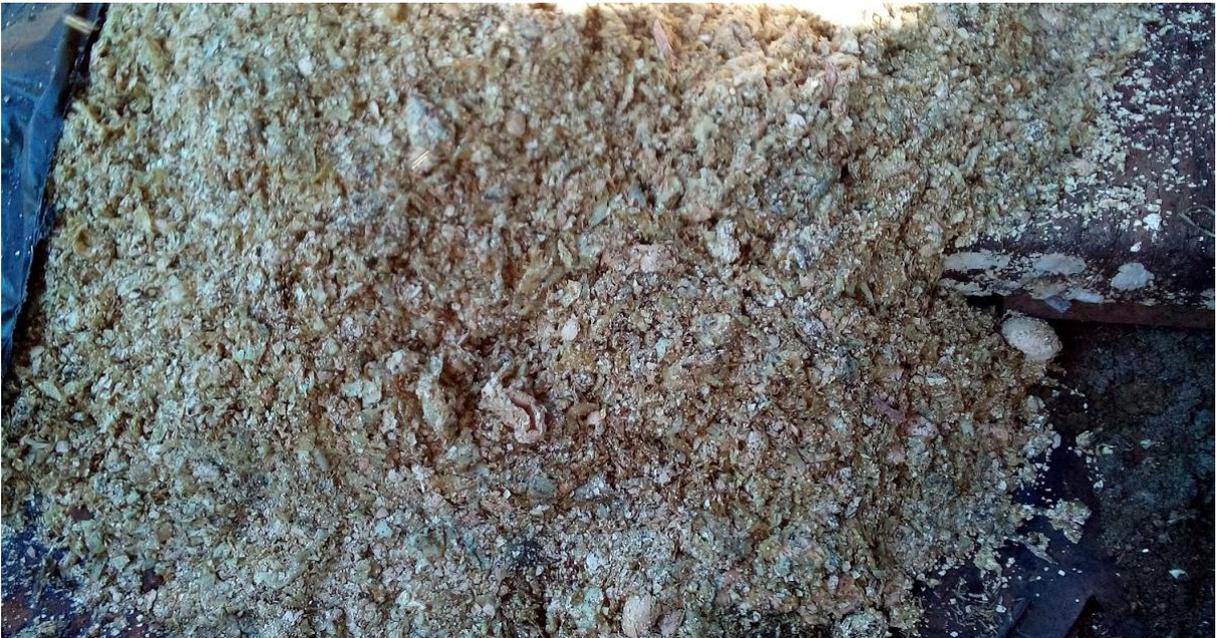


Figura 4 Resíduo de incubatório.

#### 4.2.4 Lodo de flotador

O lodo de flotador é proveniente do processo de tratamento físico dos efluentes agroindustriais, oriundo da separação sólido-líquido realizada por flotores. Este efluente origina-se na retirada do sangue e gordura das carcaças de frangos abatidos na agroindústria. Segundo Carneiro (2012), o lodo de flotador possui baixa relação C:N, apresentando aproximadamente 7,9% de nitrogênio total Kjeldahl (BERNARDI, 2015) e outros nutrientes que podem ser reutilizados (Figura 5).



Figura 5 Lodo de flotador.

#### 4.2.5 Cinza remanescente de caldeira

A cinza é gerada na produção de vapor utilizado na agroindústria, por meio da queima completa de cavacos de madeira (Figura 6). Este resíduo acrescenta nutrientes como fósforo e potássio na massa a ser degradada, além de contribuir para a degradação do lodo de flotador, por meio da liberação de hidróxido de potássio (KOH). Esta reação é conhecida por saponificação e consiste na hidrólise de glicérides em glicerol e ácidos orgânicos de cadeia longa, auxiliando na biodisponibilidade da gordura para a degradação dos microrganismos (MOUNEIMNE; CARR, 2003).



**Figura 6** Cinza remanescente de caldeira.

### **4.3 Caracterização geográfica da área experimental**

O processo de compostagem foi conduzido em pátio coberto e com piso impermeabilizado, localizado no Núcleo Experimental de Engenharia Agrícola (NEEA) da Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE), situado na BR 467, km 16, município de Cascavel, PR, com coordenadas geográficas 24°48' latitude Sul e 53°26' longitude Oeste, e altitude média de 760 metros.

O clima da região, segundo classificação Köppen, é Cfa do tipo subtropical mesotérmico superúmido. Apresenta precipitação anual total entre 1550 a 1650 mm. Os verões são quentes com chuvas concentradas. No inverno as geadas são pouco frequentes e não apresenta estação de seca definida. A temperatura média anual está entre 19,3 e 20,1 °C e a umidade relativa média do ar é de 75% (IAPAR, 1998; APARECIDO et al., 2016).

### **4.4 Condução do experimento**

Foram confeccionadas três leiras de compostagem em 18 de abril de 2016, em pátio com piso impermeabilizado e presença de cobertura. As leiras foram planejadas para apresentarem peso em matéria natural de 690 kg, massa seca de 420 kg e relação C:N de 22,2, com pequena variação para mais ou para menos. De forma geral, as três leiras apresentaram proporções iguais dos resíduos orgânicos utilizados (Tabela 1).

Tabela 1 Quantidade em matéria seca (kg) e porcentagem dos resíduos orgânicos utilizados

	Leira (kg)	%
Poda de arborização urbana	270,20±8,02	64,41
Invólucro de embutidos	81,25±0,98	19,38
Resíduo de incubatório	40,00±0,45	9,54
Lodo de flotador	20,28±1,40	4,83
Cinza	7,71±0,22	1,84
Total em matéria seca	419,45±7,45	100,00
Total em matéria natural	698,27±13,38	

Na montagem, primeiramente foi utilizado o resíduo de poda de arborização urbana para fazer a base da leira. Posteriormente, os resíduos foram adicionados na seguinte ordem: resíduo de incubatório, lodo de flotador, cinza de caldeira e invólucro de embutidos. Por fim, adicionou-se novamente poda de arborização, com o intuito de cobrir a leira, evitando a exposição dos resíduos e possível atração de vetores (Figura 7).



Figura 7 Caráter visual inicial das leiras de compostagem.

Como as leiras de compostagem foram confeccionadas com a mesma composição de resíduos orgânicos agroindustriais, o que diferenciou os tratamentos foi o tempo de condução do processo de estabilização e, conseqüentemente, a quantidade de revolvimentos das leiras, objetivando estudar os efeitos da redução do tempo de compostagem (Tabela 2). O processo de estabilização foi interrompido com 35 dias para leira 1 (Tratamento E35) e 63 dias para leira 2 (Tratamento E63). O processo de estabilização para a leira 3 foi finalizado quando a temperatura desta apresentou temperatura próxima à ambiente (Tratamento E95). Os revolvimentos ocorreram de forma manual e a frequência foi determinada segundo

Carneiro (2012), com dois revolvimentos semanais nos primeiros 35 dias e um revolvimento semanal para o restante do processo de compostagem (Figura 8).

Tabela 2 Descrição dos tratamentos

Tratamento	Tempo de estabilização (Dias)	Quantidade de revolvimentos em todo o processo
E35	35	8
E63	63	12
E95	95	16



Figura 8 Revolvimento das leiras de compostagem.

Finalizado o processo de estabilização para as três leiras, o material orgânico final foi peneirado manualmente com auxílio de peneira com abertura de 10 mm. Neste momento foi separado o material grosseiro, como gravetos, do material mais fino. O material orgânico com partículas menores que 10 mm foi acondicionado em sacos identificados de acordo com o tratamento. Este material foi encaminhado para pátio coberto e piso impermeabilizado por 60 dias. Por manter umidade suficiente para o metabolismo microbiano, os primeiros 30 dias caracterizaram-se na etapa de maturação, já os 30 dias finais caracterizaram-se como etapa de armazenamento, por apresentarem umidade reduzida. Todas as etapas do experimento estão descritas na Figura 9.

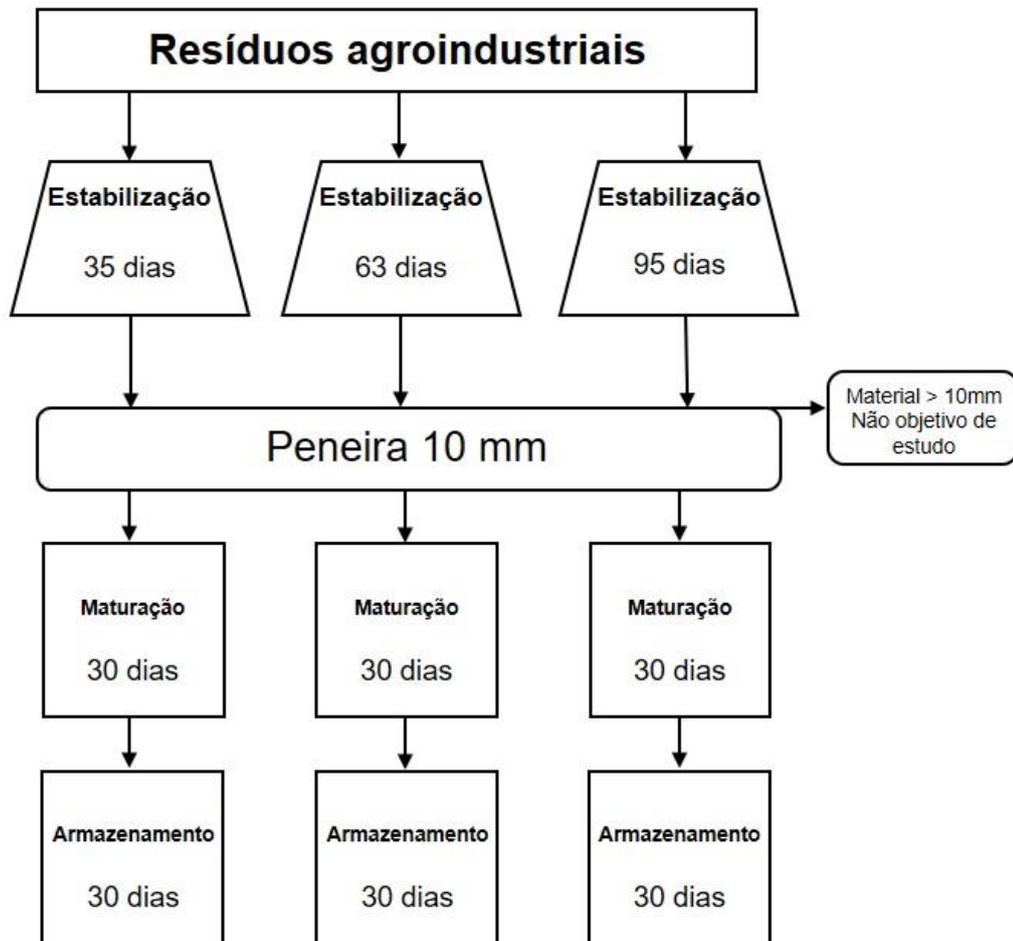


Figura 9 Fluxograma das etapas do experimento.

#### 4.5 Coleta de amostras e parâmetros analisados

Devido à dificuldade em coletar amostras homogêneas nas leiras de compostagem no momento de sua montagem, foram confeccionadas três mini leiras em laboratório, com a mesma proporção de resíduos utilizados. O peso de cada mini leira foi de 0,42 kg em matéria seca, apresentando redução de 1000 vezes em relação ao peso das leiras conduzidas no experimento.

A amostragem ao longo do processo de estabilização dos resíduos ocorreu com frequência semanal. Durante o revolvimento e a pesagem do material, amostras eram coletadas de várias partes da leira, sendo homogeneizado ao final, visando obter amostra representativa.

Finalizado o processo de estabilização de acordo com o tempo proposto para cada leira, foram coletadas amostras denominadas finais íntegras. Após o peneiramento do composto estabilizado, o material com partículas menores que 10 mm foi encaminhado para maturação. Neste momento amostras foram coletadas, denominadas M0. Após 30 dias em maturação, novas amostras foram coletadas, denominadas M30. Após mais 30 dias, caracterizados como etapa de armazenamento, novas amostras foram coletadas,

denominadas A30. Todas as etapas de coleta das amostras estão apresentadas na Figura 10.

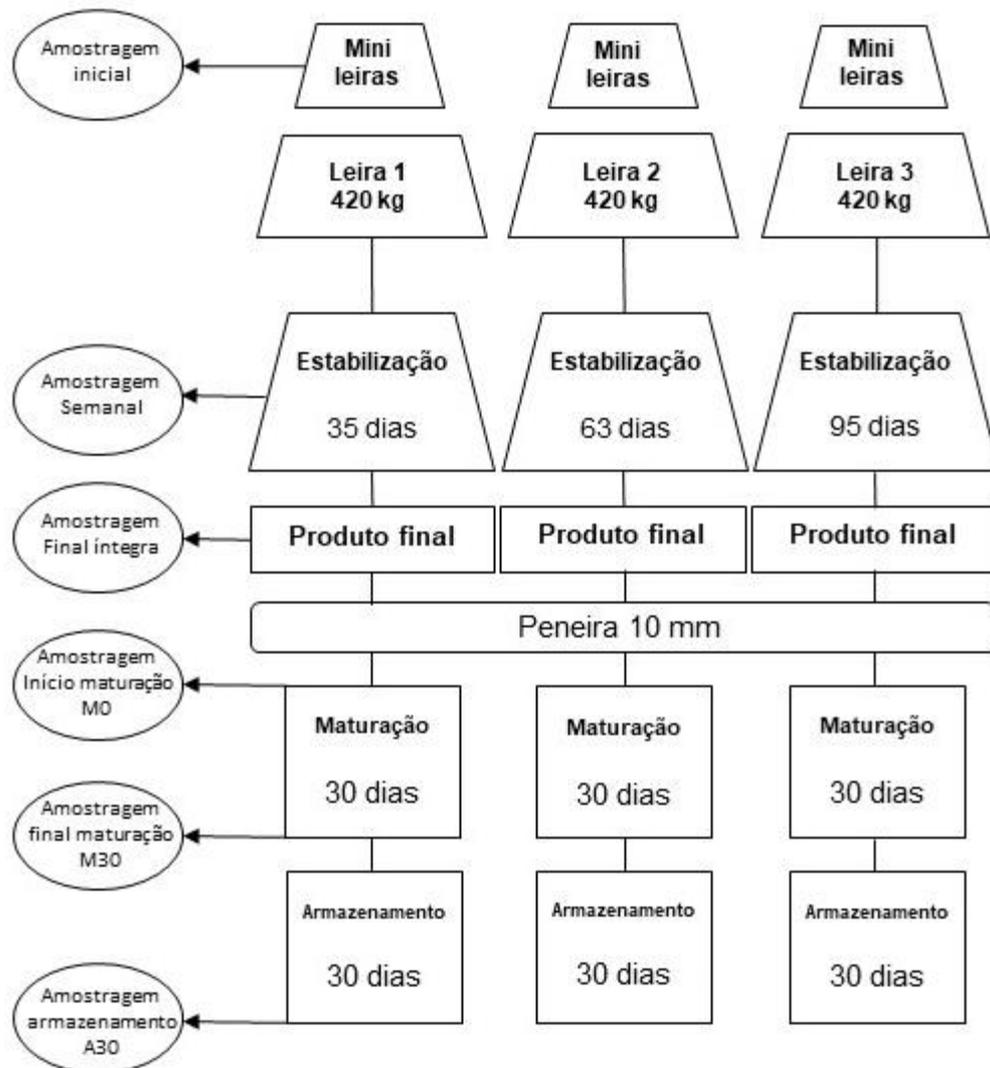


Figura 10 Fluxograma das etapas de coleta das amostras.

Os parâmetros determinados nas amostras coletadas, bem como sua frequência, estão apresentados no Quadro 4.

Quadro 4 Parâmetros determinados durante o experimento, bem como sua frequência

Parâmetros	Etapa	Frequência de análise
Teor de água	Estabilização	Semanal
Temperatura das leiras	Estabilização	Diária
Redução de massa seca e volume	Estabilização	Semanal
pH e condutividade elétrica	Estabilização Maturação e armazenamento	Início e fim do processo 0, 30 e 60 dias
Carbono orgânico total	Estabilização Maturação e armazenamento	Semanal 0, 30 e 60 dias
Nitrogênio total Kjeldahl	Estabilização Maturação e armazenamento	Início e fim do processo 0, 30 e 60 dias
Relação C:N		
Fósforo e potássio total		
Cobre, manganês, ferro, zinco, cádmio, chumbo e alumínio	Estabilização	Início e fim do processo
Carbono solúvel	Estabilização Maturação e armazenamento	Início e fim do processo 0, 30 e 60 dias
Fósforo e potássio solúvel	Maturação e armazenamento	0, 30 e 60 dias
Índice de germinação	Estabilização Maturação e armazenamento	Início e fim do processo 0, 30 e 60 dias
Polifenóis solúveis		
Capacidade de troca de cátions e relação CTC:C		
Espectroscopia de infravermelho com transformada de Fourier (FTIR)	Maturação e armazenamento	0, 30 e 60 dias

#### 4.5.1 Teor de água

Durante os revolvimentos e a pesagem das leiras, amostras foram coletadas para determinação do teor de água. Para saber a quantidade ideal de água a ser acrescentada na massa em degradação, utilizou-se metodologia adaptada de Tavares et al. (2008), em que as amostras coletadas eram encaminhadas para forno micro-ondas até atingirem peso constante. Com as informações de peso da matéria seca e matéria natural das amostras, foi possível saber o teor de água presente nas leiras (Equação 1), corrigindo esta diferença para 60%, dita ideal por Kiehl (2010), em relação ao peso total da leira. Para confirmação desses valores, as amostras coletadas foram encaminhadas para o Laboratório de Análise de Resíduos Agroindustriais (LARA) da UNIOESTE, Campus Cascavel, determinando-se o teor de água pela diferença de peso antes e após 24h em estufa a 105 °C (Figura 11).

$$\text{Teor de água (\%)} = 100 - \frac{(\text{MS } 100)}{\text{MN}} \quad \text{Eq.(1)}$$

Onde:

MS - massa seca da amostra (g);

MN; massa natural da amostra (g).

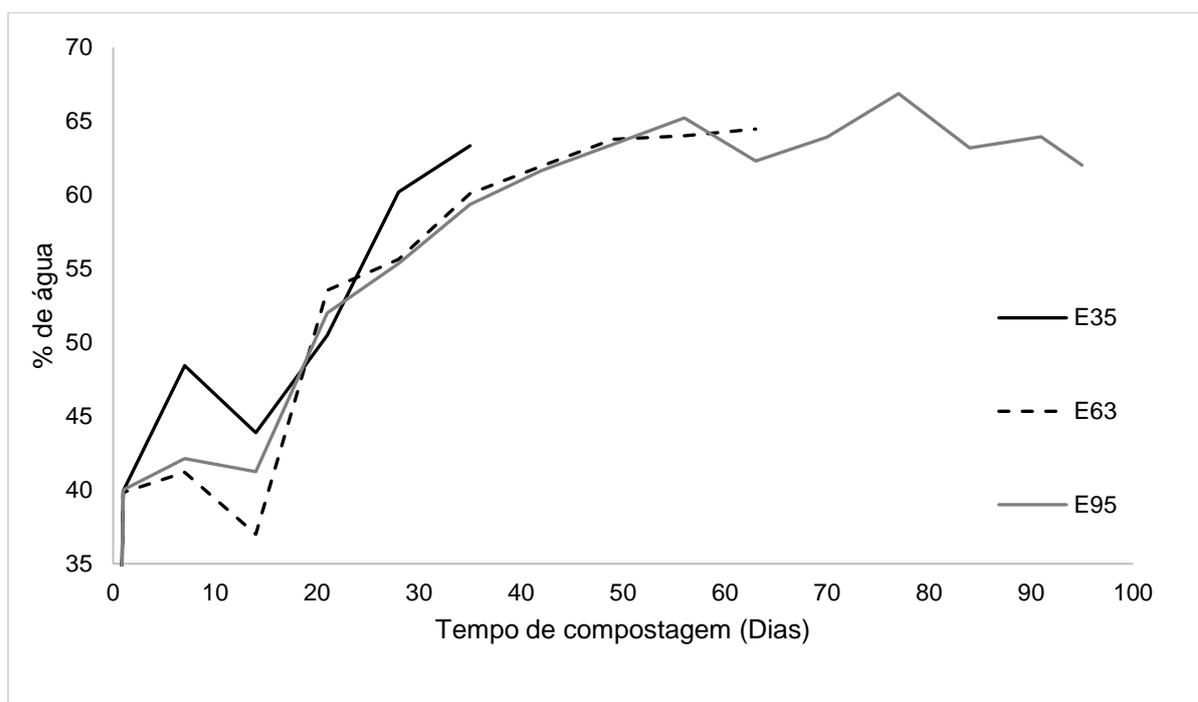


Figura 11 Teor de água ao longo do processo de compostagem.

#### 4.5.2 Temperatura

A temperatura das leiras foi monitorada diariamente com auxílio de termômetro de mercúrio. Os valores foram verificados em seis pontos aleatórios de cada leira na profundidade de 30 cm. Com esses valores calculou-se média diária de temperatura para cada leira. A temperatura ambiente também foi monitorada diariamente.

Com valores diários de temperatura foi possível verificar a duração da fase termofílica e temperatura máxima atingida para cada leira. A acumulação exotérmica foi calculada com base na soma quadrática da diferença diária entre a temperatura média da leira e a temperatura ambiente durante todo o processo de estabilização (Equação 2).

$$EXI^2 = (T_{leira} - T_{amb})^2 \quad \text{Eq.(2)}$$

#### 4.5.3 Redução de massa seca e volume

Semanalmente durante o revolvimento determinou-se a massa e o volume das leiras. O valor de massa seca era determinado pesando a matéria natural, com auxílio de balança digital. Os valores da pesagem foram corrigidos para massa seca com os valores de teor de água determinados em laboratório. Após a pesagem, os resíduos foram acondicionados em

caixa de madeira com as seguintes dimensões: largura 1,21 m, altura 0,80 m e comprimento 1,82 m. A altura atingida pelos resíduos na caixa foi medida com trena (Figura 12). Obteve-se o valor de volume de cada leira, multiplicando as três dimensões, altura, largura e comprimento.



Figura 12 Determinação do volume das leiras de compostagem.

#### 4.5.4 pH e condutividade elétrica

As amostras coletadas foram encaminhadas ao LARA para determinação de pH e condutividade elétrica (CE). Para determinação desses parâmetros, pesou-se 10g de amostra *in natura*, adicionando 50 mL de água destilada (TEDESCO et al., 1995). Posteriormente o material foi agitado por 30 minutos a 250 rpm. As leituras foram realizadas com auxílio de pHmetro e condutivímetro de bancada.

#### 4.5.5 Perdas de matéria orgânica e carbono orgânico total

As amostras secas a 105 °C foram encaminhadas ao forno mufla em temperatura de 550 °C por duas horas. Após esse período as amostras foram pesadas em balança de precisão, determinando-se o teor de MO. As perdas de MO devido à mineralização foram calculadas a partir dos conteúdos de cinzas inicial ( $X_1$ ) e final ( $X_2$ ) para cada leira (Equação 3), de acordo com Paredes et al. (2000).

$$\text{Perdas de MO (\%)} = 100 - 100 \frac{[X1(100 - X2)]}{[X2(100 - X1)]} \quad \text{Eq.(3)}$$

Os valores de COT foram obtidos por gravimetria segundo Carmo e Silva (2012), realizando a razão entre o teor de MO por 1,8 (Equação 4).

$$\text{COT (\%)} = \frac{\text{MO}}{1,8} \quad \text{Eq.(4)}$$

#### 4.5.6 Nitrogênio total Kjeldahl

Para determinação de nitrogênio total, as amostras foram secas em estufa à temperatura de 50 °C e trituradas em moinho tipo facas, objetivando maior homogeneidade. Posteriormente, as amostras foram encaminhadas para bloco digestor a 350 °C com ácido sulfúrico e 0,7 g de solução digestora. Finalizada a digestão em bloco, as amostras foram destiladas em destilador Kjeldahl, com adição de NaOH 40%. Por fim, as amostras foram tituladas com ácido sulfúrico 0,025 mol.L<sup>-1</sup> (MALAVOLTA; VITTI; OLIVEIRA, 1989).

#### 4.5.7 Relação C:N

A relação C:N foi determinada pela simples razão entre COT e nitrogênio total Kjeldahl (Equação 6), determinados conforme metodologias supracitadas.

$$\text{Relação C: N} = \frac{\text{COT}}{\text{N}} \quad \text{Eq.(6)}$$

#### 4.5.8 Determinação de fósforo, potássio, cobre, manganês, ferro, zinco, cádmio, chumbo e alumínio

As amostras foram secas em estufa à temperatura de 50 °C e trituradas em moinho tipo facas, visando obter maior homogeneidade. Posteriormente, foram deixadas em pré-digestão em solução nitro-perclórica (3:1) no período de 12 a 16h e encaminhadas ao bloco digestor a 220 °C. Com o extrato obtido realizou-se leitura de fósforo total em espectrofotômetro Femto 700 Plus (MALAVOLTA; VITTI; OLIVEIRA, 1989), potássio total em fotômetro de chama (MALAVOLTA; VITTI; OLIVEIRA, 1989) e Cu, Mn, Fe, Zn, Cd, Pb e Al por absorção atômica (EMBRAPA, 2009).

#### 4.5.9 Matéria orgânica extraível em água – determinação de pH, condutividade elétrica, carbono, fósforo e potássio solúvel, e índice de germinação

Os extratos foram obtidos de acordo com metodologia descrita por Said-Pullicino, Erriquens e Gigliotti (2007). As amostras de compostagem foram agitadas com água destilada (relação em matéria seca para água de 1:10 peso/volume) durante 24h em um agitador horizontal a 160 rpm com temperatura ambiente. As soluções foram então centrifugadas a 3.000 rpm durante 30 min e filtradas com filtro de membrana de 0,45 µm. Os extratos obtidos foram submetidos a determinação de carbono solúvel em água (C<sub>s</sub>) por meio de analisador de TOC (TOC-V CPH – Shimadzu Corp.).

Nos mesmos extratos também foram determinados pH e condutividade elétrica (CE), com auxílio de pHmetro e condutivímetro de bancada. Para determinação do fósforo (P<sub>s</sub>) e potássio solúvel em água (K<sub>s</sub>), 5 mL de cada extrato foram submetidos a pré-digestão em solução nitro-perclórica (3:1) no período de 12 a 16h, posteriormente encaminhados a bloco digestor a 220 °C. O P<sub>s</sub> contido nos extratos foi determinado com auxílio de espectrofotômetro Femto 700 Plus (MALAVOLTA; VITTI; OLIVEIRA, 1989). O K<sub>s</sub> foi determinado por meio de fotômetro de chama Digimed DM-62 (MALAVOLTA; VITTI; OLIVEIRA, 1989).

Para a determinação do índice de germinação (IG) adicionaram-se 3 mL dos extratos em cada placa de Petri contendo papel de filtro de celulose esterilizado duplo e dez sementes de *Lipidium sativum* (agrião de jardim). As placas de Petri contendo as sementes foram incubadas a 25 °C com ausência de luz por 72 h (adaptado de ZUCCONI et al., 1981) em uma câmara de germinação. Com as mesmas características, dez placas Petri para controle foram preparadas com água destilada. Para cada repetição (três) foram realizadas triplicatas. O IG foi calculado como o produto da porcentagem de sementes viáveis, o número de sementes germinadas e o crescimento das raízes após 72 h (Equação 7).

$$IG (\%) = \frac{NG_{ext} \cdot LR_{ext}}{NG_{cont} \cdot LR_{cont}} \cdot 100 \quad \text{Eq.(7)}$$

Onde:

NG<sub>ext</sub> - número de sementes germinadas no extrato;

NG<sub>cont</sub> - número de sementes germinadas no controle;

LR<sub>ext</sub> - comprimento médio das radículas do extrato (cm);

LR<sub>cont</sub> - comprimento médio das radículas do controle (cm).

#### 4.5.10 Polifenóis solúveis em água

Os polifenóis solúveis em água presentes nas amostras sólidas foram determinados em extrato aquoso na proporção 1:20 (peso:volume). As amostras foram agitadas com água

deionizada durante 2 horas. Após, foram centrifugadas a 3000 rpm durante 5 minutos e filtradas com papel filtro. Para determinação dos polifenóis solúveis 0,5 mL de extrato obtido para cada amostra foram adicionados a 2,5 mL de reagente Folin-Ciocalteu. Após agitação por 3 minutos, adicionou-se 5 mL de uma solução aquosa de carbonato de sódio a 20%, promovendo agitação até a eliminação de bolhas geradas na solução. Após repouso de 1 hora, a absorbância foi determinada com auxílio de espectrofotômetro Femto 700 Plus, a um comprimento de onda de 725 nm.

#### 4.5.11 Capacidade de troca de cátions e relação CTC:C

A CTC foi determinada de acordo com MAPA (2014). Aproximadamente 2,0 g de amostra, 1,0 g de carvão ativado e 100 mL de HCl (0,5 M) foram misturados e agitados durante 30 minutos em mesa agitadora. Além de uma solução em branco, formada por apenas 1,0 g de carvão ativado e 100 mL de HCl. Após a agitação, o material foi filtrado, sendo lavado com porções de água destilada até o volume de 400 mL ser atingido no kitassato. Finalizada a fase de lavagens, o kitassato foi substituído, iniciando-se uma nova etapa de lavagem no material retido no filtro. O sólido retido foi lavado com 10 mL de solução de carbonato de cálcio (pH 7,0) e com porções de água destilada até atingir volume de 350 mL. Este último filtrado obtido foi titulado com solução de NaOH 0,1 M utilizando fenolftaleína como indicador. Desta maneira foi possível determinar a CTC dos compostos orgânicos (Equação 8).

$$CTC \text{ (mmol/kg)} = \frac{1000 \text{ M (} V_a - V_b \text{)}}{G} \quad \text{Eq.(8)}$$

Onde:

$V_a$  - volume de NaOH 0,1M gasto na titulação da amostra (mL);

$V_B$  - volume médio de NaOH 0,1 M gasto na titulação das provas em branco (mL);

G - massa da amostra (g);

M - concentração molar da solução de NaOH padronizada.

A relação CTC:C foi encontrada pela razão numérica entre os valores determinados para a CTC e o COT, ambos referidos à amostra em base seca.

#### 4.5.12 Espectroscopia de infravermelho com transformada de Fourier (FTIR)

Foram preparadas pastilhas por meio de pressão sob vácuo, com amostra de 1 mg de composto orgânico seco e 100 mg de KBr, respeitando a proporção 1:100. Os espectros

foram obtidos com auxílio de um espectrofotômetro FTIR Perkin Elmer Frontier, a partir de 64 varreduras, com resolução espectral de  $4 \text{ cm}^{-1}$ , no intervalo espectral de  $4000$  a  $400 \text{ cm}^{-1}$  (STEVENSON, 1994). Com os espectros gerados foi possível calcular o índice de aromaticidade (IA), de acordo com a Equação 9 (CHEFETZ et al., 1996; FREIXO; CANELLAS; MACHADO, 2002; DICK et al., 2006):

$$IA = \frac{I_{1620}}{I_{2920}} \quad \text{Eq.(9)}$$

Onde:

$I_{1620}$  - intensidade de absorção no número de onda  $1620 \text{ cm}^{-1}$ ;

$I_{2920}$  - intensidade de absorção no número de onda  $2920 \text{ cm}^{-1}$ .

#### 4.5.13 Balanço das variáveis

Com os valores iniciais e finais detectados para cada tratamento, comparou-se a porcentagem de acréscimo ou decréscimo obtida das variáveis massa seca (MS), volume, COT, N, P, K, Cu, Mn, Fe, Zn, Cd, Pb, Al e a relação C:N. A variação entre início e final foi expressa em porcentagem, apresentando balanço positivo (+), significando acréscimo ao longo do processo, ou negativo (-) significando perdas.

Para as variáveis massa seca e volume, calculou-se a redução por meio da Equação 10:

$$\text{Redução (\%)} = 100 - \left[ \frac{(\text{Valor final} * 100)}{\text{Valor inicial}} \right] \quad \text{Eq.(10)}$$

Para as variáveis COT, N, P, K, Cu, Mn, Fe, Zn, Cd, Pb e Al foi realizado balanço de massa segundo Costa et al. (2016b), por meio da Equação 11:

$$\text{Balanço de massa (\%)} = \frac{[(MS_{\text{final}} * C_{\text{final}}) - (MS_{\text{inicial}} * C_{\text{inicial}})] * 100}{(MS_{\text{inicial}} * C_{\text{inicial}})} \quad \text{Eq.(11)}$$

Onde:

$MS_{\text{final}}$  - massa seca final;

$MS_{\text{inicial}}$  - massa seca inicial;

$C_{\text{final}}$  - concentração final;

$C_{\text{inicial}}$  - concentração inicial.

#### 4.5.14 Valor econômico dos compostos orgânicos obtidos

O valor econômico dos nutrientes presentes nos compostos orgânicos foi calculado de acordo com Jara-Samaniego et al. (2017), considerando o preço médio do fosfato de diamônio (DAP), cloreto de potássio (KCl) e ureia, fornecido por três empresas que comercializam insumos na região oeste do estado do Paraná, obtidos em 08 de novembro de 2017. Os valores médios das fontes comerciais de fertilizantes são de R\$ 1523,00; R\$ 1070,00 e R\$ 1365,00 a cada tonelada, respectivamente para ureia, DAP e KCl.

Determinadas as concentrações de P e K total, foi realizada a conversão para  $P_2O_5$  e  $K_2O$  nos compostos orgânicos, viabilizando a valoração agrônômica. Com base nesses valores, calculou-se o valor de 100 kg de cada componente (N,  $P_2O_5$  e  $K_2O$ ) e considerando o valor das unidades de N,  $P_2O_5$  e  $K_2O$  poderiam ser calculados, em média, 33,1, 27,4 e 52,9 R\$/tonelada, respectivamente. Levando em consideração estes valores, juntamente com as concentrações desses nutrientes nos compostos obtidos, o valor de cada nutriente e o total de cada composto orgânico foi calculado. O valor econômico foi atribuído considerando um conteúdo de 25% de umidade nos compostos.

Os cálculos do gasto de combustível em função dos revolvimentos foram realizados por meio de informações obtidas em usina de compostagem do oeste do estado do Paraná. Levando em consideração um motor 366 MB turbo que consegue revolver leiras com 50 m de comprimento, 1,8 m de largura e 1,5 m de altura em 15 minutos, foi calculado o volume total. Com o valor de densidade do composto, foi possível calcular a massa total em uma leira com estas dimensões. Em seguida, foi determinado o tempo necessário, a quantidade em litros e o valor gasto para revolver uma tonelada de composto. Esta planta de compostagem recebe aproximadamente 176 toneladas por dia de resíduos orgânicos.

#### 4.6 Análise estatística

As perdas de MO durante o processo de degradação foram ajustadas para uma função cinética de primeira ordem (BERNAL et al., 1996; PAREDES et al., 2000). Este modelo (Equação 12) foi escolhido como o melhor ajuste por proporcionar uma distribuição aleatória dos resíduos, menor valor do quadrado médio residual (QMR) e um valor F significativo.

$$\text{Perda de MO (\%)} = A (1 - e^{-kt}) \quad \text{Eq.(12)}$$

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 (dias). Os valores de RMS e F foram calculados para comparar os ajustes de diferentes funções e a significância estatística da curva de ajuste.

Para as variáveis massa seca, volume, COT, pH, condutividade elétrica (CE) e temperatura, analisadas ao longo do processo de estabilização, foram verificadas a linearidade e a normalidade (Shapiro-Wilk). Posteriormente, foi calculada a matriz de correlação de Spearman.

Os dados da fase de maturação e armazenamento foram analisados em um esquema de parcelas subdivididas, com três tempos de estabilização (35, 63 e 95 dias), correspondendo às parcelas principais e três tempos de maturação e armazenamento (0, 30 e 60 dias) correspondendo às subparcelas, com três repetições para cada tratamento. Os dados foram submetidos a análise de variância, e as médias comparadas por meio do teste Tukey ( $p < 0,05$ ).

Os valores das variáveis para determinação da qualidade dos compostos finais, bem como a caracterização inicial do processo de estabilização, foram submetidos a análise de componentes principais (ACP). Os componentes principais foram extraídos da matriz de correlação das variáveis originais, evitando a interferência das unidades das variáveis observadas. O critério adotado para a seleção das componentes principais foi o da proporção acumulada de explicação mínima de 70% da variância total dos dados (FERREIRA, 2011).

A análise de componentes principais também foi aplicada nos espectros obtidos por meio da análise de FTIR. Inicialmente esta análise foi aplicada com o objetivo de selecionar as regiões de interesse dos espectros. As regiões retiradas da análise estatística foram: 4000-3693; 2830-1754 e 957-400  $\text{cm}^{-1}$ . Após a exclusão das regiões supracitadas, nova análise de componentes principais foi executada, seguindo o critério para seleção das componentes já citado.

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 Processo de compostagem

#### 5.1.1 Temperatura

A temperatura é um importante parâmetro na indicação da degradação de resíduos orgânicos por meio da compostagem (ORRICO JÚNIOR; ORRICO; LUCAS JÚNIOR, 2009). Temperaturas elevadas são essenciais na eliminação de microrganismos patogênicos e sementes de plantas invasoras, além de auxiliar na rápida degradação do material orgânico (HECK et al., 2013; CHEN et al., 2014).

De acordo com os resultados obtidos, observa-se que as três leiras apresentaram valores de temperatura acima de 50 °C nos primeiros dias de compostagem (Figura 13). As temperaturas máximas atingidas durante o processo ocorreram no segundo dia para E35 e E63 e no quinto dia para E95 (Tabela 3). Segundo Kiehl (2010), a temperatura se eleva rapidamente nos primeiros dias devido à grande atividade dos microrganismos, em consequência da presença de materiais ricos em proteínas, carbono de fácil degradação e condições ideais de aeração e umidade. Este comportamento também foi observado por Gavilanes-Terán et al. (2016), Morales et al. (2016) e Costa et al. (2017), registrando temperaturas superiores a 40 °C nos primeiros dias de compostagem.

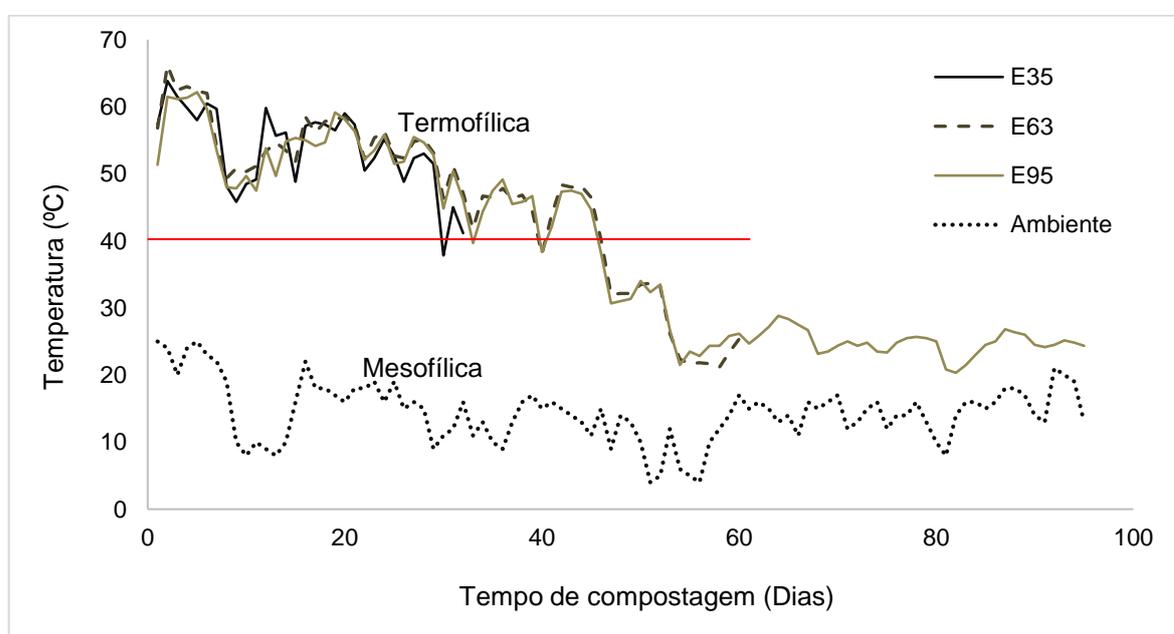


Figura 13 Monitoramento diário da temperatura média das leiras e temperatura ambiente.

Durante o processo de compostagem, o perfil de temperatura pode ser dividido em duas fases: termofílica, com temperaturas entre 40 e 65 °C; e mesofílica, apresentando temperaturas abaixo de 40 °C (MATOS, 2014). O tratamento E35 permaneceu na fase

termofílica até a interrupção do processo (35 dias). Os tratamentos E63 e E95 permaneceram nesta fase por 46 e 45 dias, respectivamente (Tabela 3). Em todos os tratamentos, a temperatura excedeu 55 °C por mais de duas semanas, o que assegurou a redução máxima de microrganismos patógenos e sementes de plantas invasoras, estando de acordo com requisitos europeus de saneamento de compostos orgânicos (COMISSÃO EUROPEIA, 2014; GAVILANES-TERÁN et al., 2016). O tratamento E35 não apresentou fase mesofílica, uma vez que o processo foi interrompido aos 35 dias; já os tratamentos E63 e E95 permaneceram por 17 e 50 dias, respectivamente. Nesta etapa, a degradação do material orgânico não ocorre de forma intensa, pois a atividade microbiana diminui, iniciando o processo de mineralização do carbono remanescente (MATOS, 2014).

Tabela 3 Parâmetros de controle de temperatura desenvolvidos durante o processo de compostagem

Parâmetro	E35	E63	E95
Duração fase termofílica <sup>a</sup> (dias)	35	46	45
Temperatura máxima (°C)	64	66	62
Dia que apresentou temperatura máxima	2º	2º	5º
Dias com temperaturas ≥55 °C	17	15	15
EXI <sup>2</sup> <sup>b</sup>	45233	67687	68000
EXI <sup>2</sup> /tempo de compostagem	1292	1074	716

<sup>a</sup> Fase termofílica: temperaturas > 40 °C

<sup>b</sup> EXI: Acumulação exotérmica: soma quadrática da diferença diária entre a temperatura média da pilha e a temperatura ambiente durante a fase de estabilização.

A diferença da fase termofílica entre os tratamentos refletiu na acumulação exotérmica, devido à interrupção do processo de compostagem em diferentes tempos. Os maiores valores de acumulação exotérmica foram observados para os tratamentos E63 e E95, devido ao maior tempo de compostagem. No entanto, é importante observar que o valor da EXI para o tratamento E35 é de 66,5% da acumulação exotérmica total observada no tratamento E95 e 66,8% do valor total observado no tratamento E63. Deste modo, é possível afirmar que a maior intensidade da fase termofílica ocorre nos primeiros 35 dias de estabilização dos resíduos.

### 5.1.2 Redução de massa seca e volume

A redução de massa seca e volume é proveniente da degradação de MO ao longo do processo de compostagem (BERNAL; ALBUQUERQUE; MORAL, 2009; PETRIC; ŠESTAN; ŠESTAN, 2009). São parâmetros que afetam diretamente o dimensionamento de pátios de compostagem, apresentando-se como parâmetros a serem otimizados (JURADO; LÓPEZ; MORENO, 2014). Neste caso, a redução de massa seca, volume e tempo de

compostagem são fatores importantes visando a otimização das plantas de compostagem (COSTA et al., 2017).

Segundo Kiehl (1985), a redução ideal de massa seca está próxima de 50% para processos de compostagem entre 90 e 120 dias; porém, neste experimento os valores observados para os tratamentos E35 (36%), E63 (37%) e E95 (40%) foram menores devido ao menor tempo de compostagem (Figura 14). Em trabalho desenvolvido por Costa et al. (2016a), a redução de massa foi de 53 a 77% para compostagem de resíduos agroindustriais realizada de 70 a 102 dias. Costa et al. (2017) constataram redução de 50% de massa seca em compostagem de resíduos agroindustriais com poda urbana durante 91 dias. Leal et al. (2013) relatam redução de massa seca de 50% em compostagem de capim-elefante com torta de mamona durante 90 dias de compostagem.

Os valores inferiores de redução de massa seca apresentados neste experimento, se comparados com outros estudos, podem estar atrelados à granulometria inicial da poda de arborização urbana utilizada. Este material inicialmente apresentava grande quantidade de galhos triturados, caracterizados por conter maior quantidade de carbono recalcitrante de difícil degradação pelos microrganismos, acarretando em dificuldades em sua degradação. Este fato pode ser comprovado pela quantidade de material com granulometria superior a 10 mm retido durante o peneiramento do composto (Figura 14), sendo 30, 27 e 26% para E35, E63 e E95, respectivamente, de todo o composto final peneirado.

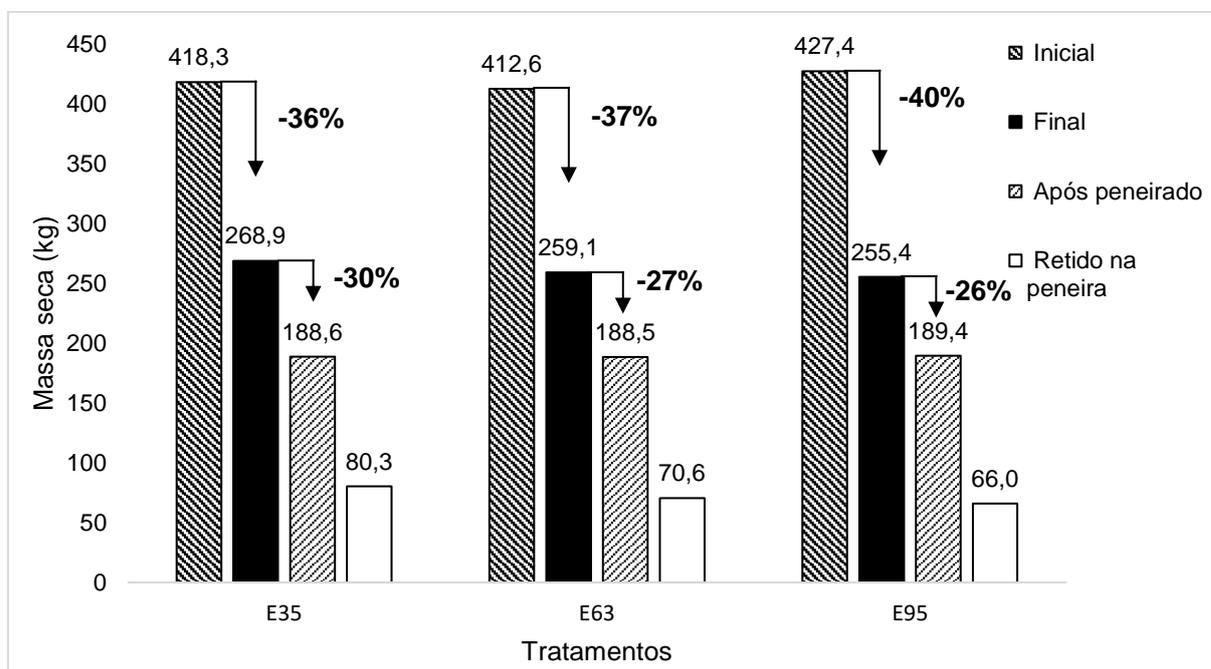


Figura 14 Redução de matéria seca (kg) no processo de compostagem. Os valores próximos das primeiras setas indicam redução da massa seca durante o processo de estabilização. Os valores próximos das segundas setas indicam a redução de massa seca após a peneiração.

Comparando a redução de massa seca, observa-se que a diferença de redução entre os tratamentos E35 e E63 é de 1% e entre E35 e E95, 4% (Figura 14). Este comportamento

pode ser explicado pois a redução ocorre principalmente no início do processo de degradação, resultado de elevadas temperaturas, proporcionando maior perda de MO na forma de CO<sub>2</sub>, favorecendo a degradação de lipídeos, celulose, hemicelulose e lignina (ORRICO; LUCAS JÚNIOR; ORRICO JÚNIOR, 2007; BERNAL; ALBUQUERQUE; MORAL, 2009; VALENTE et al., 2009). Esses resultados também confirmam a afirmação de que a diferença na EXI (Tabela 3) entre os tratamentos não afetou intensamente a degradação, provavelmente devido às características do material mantido após os 35 dias de degradação ser mais recalcitrante. Hsu e Lo (2001) observaram que a maior redução de massa ocorreu nos dias iniciais do processo de compostagem de dejetos suínos, e a partir de 50 dias as perdas foram mínimas. Orrico, Lucas Júnio e Orrico Júnior (2007), em compostagem de dejetos de cabra, também verificaram maior redução de massa seca durante os primeiros 30 dias, e a partir de 60 dias as perdas foram minimizadas.

A redução de volume esperada em leiras de compostagem conduzidas de 90 a 120 dias é de 33%, variando de acordo com as características dos resíduos utilizados e das condições em que o processo foi conduzido (KIEHL, 2010). Os valores de redução de volume observados neste experimento foram 30, 42 e 54% para os tratamentos E35, E63 e E95, respectivamente (Figura 15). A redução de 30% do volume em 35 dias de estabilização foi proveniente das características dos resíduos utilizados. Por exemplo, o invólucro celulósico de embutidos, que possui grande volume, porém é facilmente degradado nas semanas iniciais de compostagem, por apresentar carbono de fácil degradação pelos microrganismos.

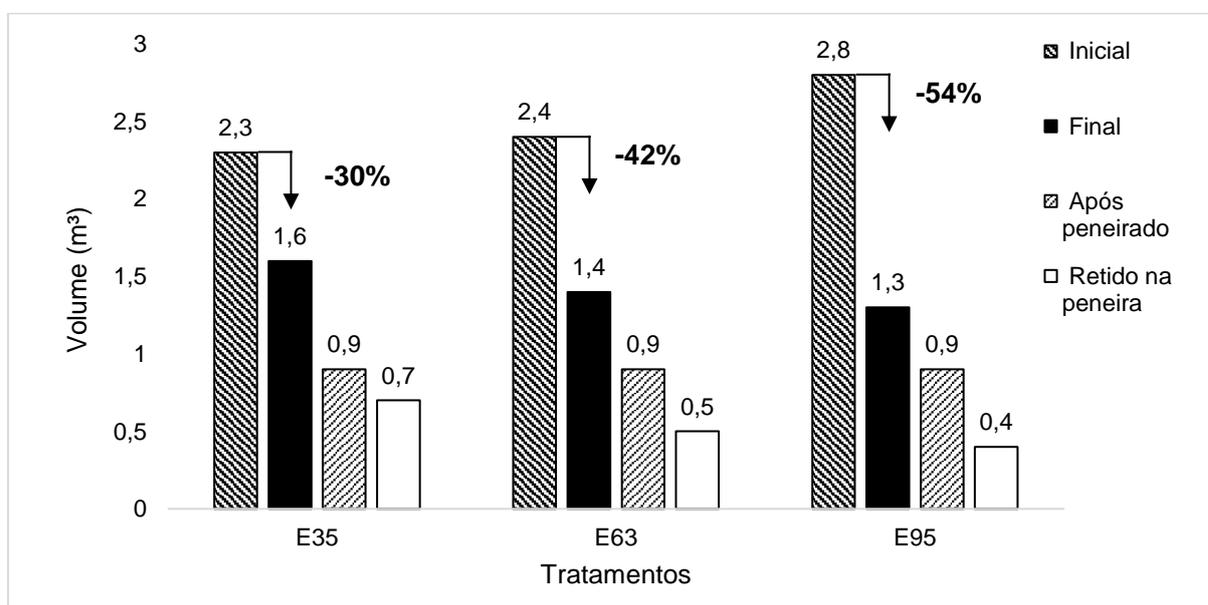


Figura 15 Volume (m<sup>3</sup>) e redução de volume (%) dos diferentes tratamentos.

Bernardi (2011), ao conduzir compostagem de resíduos agroindustriais da cadeia produtiva do frango por 67 dias, encontrou 54% de redução de volume. Já Costa et al. (2016a) encontraram 55,39% de redução em 96 dias de compostagem com as mesmas características de resíduos. Silva (2017), trabalhando com os mesmos resíduos agroindustriais, obteve redução de volume de 67% para processo de compostagem conduzido por 98 dias. Estes

resultados corroboram com a redução de volume encontrada para o tratamento E95, conduzido por 95 dias de compostagem (Figura 15).

### 5.1.3 Degradação da matéria orgânica

A concentração inicial de MO para os três tratamentos foi a mesma (83,8%), pois as três leiras de compostagem apresentavam as mesmas características e quantidades de resíduos. Os valores deste parâmetro reduziram durante o processo de estabilização de 83,8 para 68,9, 60,0 e 61,5% para os tratamentos E35, E63 e E95, respectivamente (Tabela 4). A menor redução de MO foi observada para o tratamento E35, devido ao menor tempo de degradação (35 dias). Neste caso, é possível afirmar que a maior intensidade de redução ocorre nos 35 primeiros dias de degradação, correspondendo à fase em que os valores mais altos de temperatura e a atividade microbiana máxima são detectados (GAVILANES-TERÁN et al., 2016). Após 63 dias de estabilização a variação quantitativa de MO não foi verificada.

Tabela 4 Concentração inicial e final de matéria orgânica

	<b>E35</b>	<b>E63</b>	<b>E95</b>
Inicial (%)	83,8	83,8	83,8
Final (%)	68,9	60,0	61,5
Redução (%)	-17,88	-28,49	-26,70

O perfil de degradação da MO durante os diferentes tempos de compostagem seguiu uma equação cinética de primeira ordem para os três tratamentos (E35, E63 e E95). O ajuste da curva nos dados experimentais gerou os valores dos parâmetros (desvio padrão entre parênteses) apresentados na Tabela 5.

Tabela 5 Valores dos parâmetros da equação de primeira ordem descrevendo a degradação de MO nos três tratamentos

	<i>A</i>	<i>K</i>	<i>F</i>	<i>R</i> <sup>2</sup> <i>a</i>	RMS	SEE	<i>A * k</i>
E35	58,7 (5,9)	0,087 (0,087)	103,2	0,96	22,28	4,72	5,11
E63	70,6 (3,7)	0,066 (0,012)	150,3	0,95	29,53	5,43	4,66
E95	67,4 (1,9)	0,076 (0,011)	174,9	0,93	26,96	5,19	5,10

*A* - mineralização máxima da MO (%); *k* - taxa constante (*d*<sup>-1</sup>); *R*<sup>2</sup>*a* - coeficiente de determinação ajustado; RMS - quadrado médio residual; SEE - erro padrão de estimativa.

Todas as equações foram significativas em *p*<0,001. O ajuste da cinética de degradação da MO para os três tratamentos foi satisfatório. Os valores de mineralização máxima da MO (*A*) estão dentro do intervalo observado por Bernal et al. (1996) em estudo de compostagem de bagaço de sorgo doce com lodo de esgoto ou esterco animal (68,3 e 60,2%); por Paredes et al. (2000) em um estudo com quatro compostos de águas residuais de moinho de azeitona, preparado com três resíduos orgânicos ricos em N e dois agentes de volume diferentes encontraram mineralização máxima entre 55,0 e 72,5% de MO; e por Bustamante

et al. (2008), trabalhando na co-compostagem de resíduos de destilaria com estrume animal (74,4 e 54,5%).

A taxa de degradação de MO ( $k$ ) foi maior para o tratamento E35, com processo interrompido após 35 dias, conforme demonstrado pelo maior valor de  $k$  e o produto  $A * k$  (Tabela 5). Esses resultados permitem inferir que a maior intensidade da degradação de MO ocorre no primeiro mês do processo de compostagem, fenômeno também observado por Bernal et al. (1996), Paredes et al. (2000) e Gavilanes-Terán et al. (2016), podendo ser correlacionada com o valor de EXI / tempo de compostagem (Tabela 3). A Figura 16 ilustra o comportamento das perdas de MO e permite observar que, a partir do dia 45, as perdas de MO são constantes.

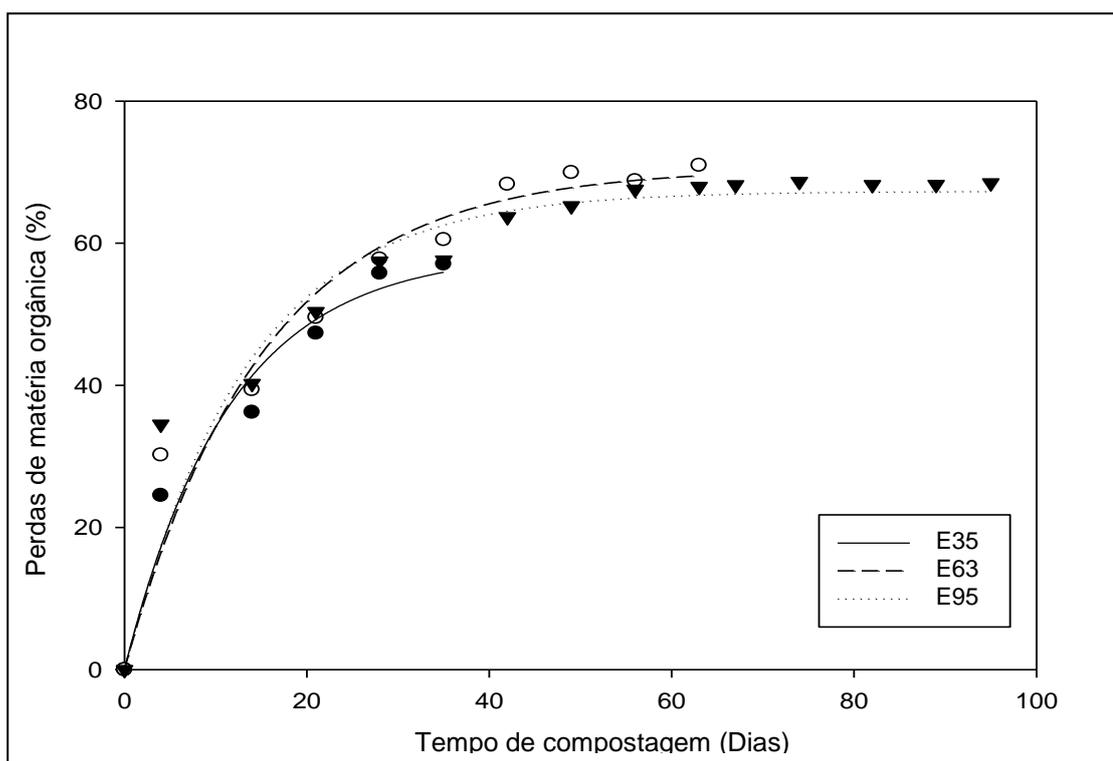


Figura 16 Perdas de MO durante a compostagem para os tratamentos E35 (35 dias de compostagem), E63 (63 dias de compostagem) e E95 (95 dias de compostagem). As linhas representam o ajuste da curva.

#### 5.1.4 Correlação de Spearman para parâmetros monitorados durante a fase de estabilização

O comportamento entre massa seca e volume apresentou correlação positiva muito forte e significativa ( $p < 0,05$ ) para todos os tratamentos (E35, E63 e E95) (Tabela 6). O mesmo comportamento foi observado em relação a massa seca e COT, e para volume e COT. Costa et al. (2015) também encontraram forte correlação para estas variáveis em seu estudo com compostagem de resíduos agroindustriais. Este comportamento ocorre pois as três variáveis estão interligadas, devido à degradação do carbono realizada por microrganismos, acarretando em reduções de massa e volume das leiras (BERNAL; ALBUQUERQUE; MORAL, 2009).

Tabela 6 Correlação de Spearman para as variáveis massa seca, volume, carbono orgânico total (COT), pH, condutividade elétrica (CE) e temperatura durante o processo de estabilização

		Massa seca	Volume	COT	pH	CE
	E35	1				
Massa seca	E63	1				
	E95	1				
	E35	<b>0,9989*</b>	1			
Volume	E63	<b>0,9977*</b>	1			
	E95	<b>0,9901*</b>	1			
	E35	<b>0,9957*</b>	<b>0,9932*</b>	1		
COT	E63	<b>0,9948*</b>	<b>0,9962*</b>	1		
	E95	<b>0,9928*</b>	<b>0,9991*</b>	1		
	E35	-0,6 <sup>ns</sup>	-0,66 <sup>ns</sup>	-0,66 <sup>ns</sup>	1	
pH	E63	-0,5636 <sup>ns</sup>	-0,5636 <sup>ns</sup>	-0,5636 <sup>ns</sup>	1	
	E95	-0,3807 <sup>ns</sup>	-0,3765 <sup>ns</sup>	-0,3628 <sup>ns</sup>	1	
	E35	<b>0,9986*</b>	<b>0,9944*</b>	<b>0,9935*</b>	-0,6 <sup>ns</sup>	1
CE	E63	<b>0,9151*</b>	<b>0,9151*</b>	<b>0,9152*</b>	-0,4424 <sup>ns</sup>	1
	E95	0,6357*	0,6344*	0,6321*	-0,4969 <sup>ns</sup>	1
	E35	0,8407*	0,8407*	0,8406*	-0,4058 <sup>ns</sup>	0,8407*
Temperatura	E63	<b>0,9362*</b>	<b>0,9361*</b>	<b>0,9361*</b>	-0,4194 <sup>ns</sup>	0,8389*
	E95	<b>0,8996*</b>	<b>0,9094*</b>	<b>0,9140*</b>	-0,2314 <sup>ns</sup>	0,5950*

\*: correlação significativa a  $p < 0,05$ . Ns - correlação não significativa.

Observou-se correlação positiva muito forte e significativa ( $p < 0,05$ ) entre a variável condutividade elétrica e as variáveis massa seca, volume e COT, para os tratamentos E35 e E63 (Tabela 6). Este comportamento foi observado pois, à medida que ocorreram reduções de massa seca, volume e COT, os valores de condutividade elétrica também reduziram nos primeiros 63 dias de degradação do material. Este comportamento pode ser explicado devido à lixiviação de sais, ocasionada pela adição de água além da capacidade de absorção das leiras no início do processo de compostagem, fato também observado por Paredes (2002), em estudo com compostagem de palha de milho, resíduo de algodão e lodo de estação de tratamento de água da indústria de azeite.

A temperatura apresentou correlação positiva muito forte e significativa ( $p < 0,05$ ) com as variáveis massa seca, volume e COT para os tratamentos E63 e E95 (Tabela 6). Este comportamento foi observado pois, conforme supracitado, as reduções de massa seca, volume e COT são fenômenos presentes no processo de compostagem. Esta redução também ocorre para a temperatura, iniciando o processo de degradação com altas temperaturas na fase termofílica e encerrando o processo com temperaturas menores na fase mesofílica (PEREIRA NETO, 2007). Para todos os tratamentos, o início do processo de degradação apresentou temperaturas acima de 51 °C. Para os tratamentos E63 e E95 a

temperatura apresentada ao término do processo foi de 25 e 24 °C, respectivamente, apresentando, conseqüentemente, forte correlação. Já para o tratamento E35, que foi interrompido ainda na fase termofílica, a temperatura final apresentada foi de 41 °C, resultando numa menor redução deste parâmetro, apresentando, conseqüentemente, correlação mais fraca que os demais tratamentos (Tabela 6).

#### 5.1.5 Perdas de nutrientes em função do estágio de estabilização da leira

De acordo com a Tabela 7, à medida que o tempo de compostagem foi prolongado, as perdas de carbono e nitrogênio aumentaram. As perdas de carbono e nitrogênio estão presentes no processo de compostagem. Enquanto os microrganismos consomem carbono como fonte de energia, o nitrogênio é usado na reprodução celular (BERNAL; ALBUQUERQUE; MORAL, 2009). Para os tratamentos E63 e E95, conduzidos por 63 e 95 dias de compostagem, respectivamente, as perdas de carbono e nitrogênio foram similares, porém maiores se comparadas com o tratamento E35, com processo de compostagem de 35 dias.

Neste experimento, 84% de toda a redução de carbono ocorreu nos primeiros 35 dias de compostagem, sendo resultado de altas temperaturas, atividade intensa dos microrganismos e disponibilidade de carbono lábil (BERNAL; ALBUQUERQUE; MORAL, 2009; VALENTE et al., 2009). O valor da redução de carbono observado no tratamento E95 é semelhante ao obtido por Costa et al. (2017), em compostagem de resíduos agroindustriais da cadeia produtiva do frango de corte com poda de árvores. No trabalho mencionado, os autores observaram 61% de redução de COT após 91 dias de compostagem.

Tabela 7 Balanço de massa dos elementos: carbono orgânico total, nitrogênio total Kjeldahl, fósforo total, potássio total, zinco, ferro, cobre, manganês

	COT	N	P	K	Zn	Fe	Cu	Mn
	Kg				g			
<b>E35</b>								
Início	194,8	8,66	0,93	2,81	25,86	2503	14,22	89,91
Final	102,98	6,54	0,85	1,95	20,97	1279	11,08	66,73
Red. (%)	-47,13	-24,48	-8,55	-30,69	-18,92	-48,90	-22,09	-25,78
<b>E63</b>								
Início	192,15	8,54	0,92	2,77	25,51	2469	14,03	88,68
Final	86,37	5,91	0,87	1,99	17,35	1904	13,73	87,22
Red. (%)	-55,05	-30,81	-5,35	-28,11	-31,98	-22,89	-2,10	-1,65
<b>E95</b>								
Início	199,04	8,85	0,95	2,87	26,43	2558	14,53	91,87
Final	87,28	5,56	0,36	2,09	17,30	1382	11,15	68,90
Red. (%)	-56,15	-37,12	-3,88	-27,32	-34,55	-45,98	-23,23	-25,00

Red. (%) - porcentagem de redução; sinal negativo (-) - porcentagem de decréscimo do início para o final do processo de estabilização. Teores expressos em matéria seca (105 °C).

Ao contrário das perdas de carbono, as perdas de nitrogênio não são desejadas devido à redução do valor agronômico do composto final. Neste estudo, 66% de toda a redução de nitrogênio, ocorreu nos primeiros 35 dias de estabilização. Este comportamento está atribuído à volatilização da amônia, consequência do pH alcalino e temperaturas elevadas (PAGANS et al., 2006; BERNAL; ALBUQUERQUE; MORAL, 2009; GAVILANES-TERÁN et al., 2016). As maiores perdas de nitrogênio para E35, também podem ser correlacionadas com a frequência de revolvimentos (duas vezes por semana nos primeiros 35 dias). Carneiro et al. (2013), trabalhando na compostagem de resíduos agroindustriais de frangos de corte, concluiu que as pilhas com revolvimentos de três vezes por semana no primeiro mês mostraram maiores perdas de nitrogênio.

Costa et al. (2017), em compostagem de resíduos agroindustriais conduzida por 91 dias, observaram redução de 40,3% de nitrogênio, valor próximo ao resultado obtido no presente trabalho. Bernardi (2011), em estudo com resíduos agroindustriais, porém com baixa relação C:N inicial (14), verificou redução de nitrogênio de 59,4%, superior ao resultado obtido no presente estudo. Este fato pode ser explicado devido à seleção ideal da fonte de carbono (poda de arborização urbana) para as leiras, contribuindo para boa relação C:N inicial (22,5) e consequente redução na volatilização de amônia (BERNAL; ALBUQUERQUE; MORAL, 2009; COSTA et al., 2015).

O fósforo total é um elemento que apresenta baixa mobilidade, acarretando em baixa redução durante processos de compostagem (TATANO et al., 2015). Observa-se que as reduções de P para os tratamentos E35, E63 e E95 foram baixas e similares. Costa et al. (2016b) e Silva (2017) também observaram baixas reduções de P na compostagem de dejetos bovino e resíduos agroindustriais, respectivamente.

O potássio total apresentou balanço negativo para os três tratamentos, ou seja, ocorreram perdas desse elemento durante o processo de compostagem. As reduções detectadas para os três tratamentos foram similares (Tabela 7). Esta redução ocorre devido ao potássio ser facilmente solúvel em água, podendo ser perdido, consequentemente, por lixiviação (COSTA et al., 2016a). Em compostagem de resíduos agroindustriais, Silva (2017) verificou redução de 20,6% para este elemento em 98 dias de compostagem. Já Costa et al. (2016b), trabalhando com compostagem de resíduos de dejetos bovino por 126 dias, observou redução de 15%. Esta maior redução de K neste trabalho em relação a outros estudos é consequência da lixiviação promovida na tentativa de correção da umidade das leiras, principalmente nos primeiros 35 dias de estabilização.

Os elementos Zn, Fe, Cu e Mn apresentaram redução em sua quantidade nas três leiras de compostagem, comparando-se início e final do processo de estabilização. Estas perdas podem ser explicadas devido à lixiviação destes nutrientes, causadas pelo excesso de água em momentos pontuais do processo (COSTA, 2005). Os elementos Pb, Cd e Al não foram detectados no processo de compostagem.

## 5.2 Efeito da redução do tempo de compostagem no valor agronômico do composto final

As características finais dos compostos orgânicos após o peneiramento, são apresentados na Tabela 8. As variáveis CE, COT, polifenóis, relação C:N, carbono solúvel (Cs) e potássio total (K) apresentaram redução em relação ao início do processo de estabilização. A redução da CE e K está atrelada à lixiviação de nutrientes, provocada pelo excesso de água na tentativa de corrigir a umidade das leiras (Figura 11). As variáveis COT, Cs e polifenóis estão diretamente relacionadas à degradação de carbono orgânico. Com maior tempo de compostagem os valores para COT e polifenóis foram em todos os tratamentos, exceto para o Cs entre os tratamentos E63 e E95. A redução destes parâmetros está relacionada à intensa atividade microbiana nos primeiros 35 dias de processo, ocorrendo também a degradação após este período, embora de forma mais lenta (GAVILANES-TERÁN et al., 2016). A relação C:N e Cs também apresentou redução até os 63 dias de estabilização. Para a relação C:N este comportamento ocorreu devido à redução de carbono orgânico supracitada, pois as concentrações de nitrogênio permaneceram estatisticamente iguais. O aumento das concentrações de P, Fe, Mn, Zn e Cu é proveniente da degradação de COT. O comportamento do pH seguiu o esperado, apresentando-se menor ao início do processo, apresentando elevação ao término da estabilização dos resíduos (TURAN, 2008). Os compostos finais para os três tratamentos apresentaram valores de pH na faixa indicada por Juárez et al. (2015), sendo entre 8,0 e 8,5.

Tabela 8 Principais características dos compostos orgânicos iniciais e finais de acordo com tempo de compostagem

Parâmetros	Inicial	E35	E63	E95
CE (mS.cm <sup>-1</sup> )	2,88±13,4	1,59±80,4	1,72±175,5	1,62±52,4
COT (%)	46,6±0,24	35,9±2,5	27,3±0,8	24,7±0,9
Cs (%)	1,35±0,14	1,00±0,09	0,73±0,03	0,73±0,09
Polifenóis (mg kg <sup>-1</sup> )	2459±72	510±43	368±12	287±24
Relação C:N	22,2±1,4	15,6±2,1	11,4±1,2	10,7±0,08
K (g kg <sup>-1</sup> )	6,7±0,17	5,8±0,27	5,2±0,40	5,0±0,09
pH	7,1±0,15	8,4±0,12	8,2±0,14	8,5±0,08
NTK (%)	2,1±0,13	2,3±0,14	2,4±0,23	2,3±0,07
P (g kg <sup>-1</sup> )	2,2±0,11	3,1±0,23	3,8±0,33	3,5±0,45
Fe (mg kg <sup>-1</sup> )	6200±188	6102±350	6743±120	6871±39
Mn (mg kg <sup>-1</sup> )	210±14	311±19	330±33	338±22
Zn (mg kg <sup>-1</sup> )	57±5	62±3	69±2	70±3
Cu (mg kg <sup>-1</sup> )	34±2	47±2	50±2	46±2
Pb (mg kg <sup>-1</sup> )	nd	nd	nd	nd
Cd (mg kg <sup>-1</sup> )	nd	nd	nd	nd
Al (mg kg <sup>-1</sup> )	nd	nd	nd	nd
Ps (g kg <sup>-1</sup> )	-	0,22±0,001	0,12±0,005	0,12±0,014

Ks (g kg <sup>-1</sup> )	-	0,02±0,002	0,02±0,001	0,02±0,001
CTC (cmol kg <sup>-1</sup> )	25,0±1,2	55,6±2,5	58,6±2,9	62,1±3,5
Relação CTC:COT	0,54±0,03	1,6±0,09	2,1±0,11	2,5±0,14
IG (%)	30,1±2	140,9±12	155,9±25	191,6±23

CE - condutividade elétrica; COT - carbono orgânico total; NTK - nitrogênio total Kjeldahl; Cs - carbono solúvel em água; Ps - fósforo solúvel em água; Ks - potássio solúvel em água; CTC - capacidade de trocas de cátion; IG - índice de germinação; nd - não detectado; E35 - estabilização por 35 dias; E63 - estabilização por 63 dias; E95 - estabilização por 95 dias.

Quanto maior o tempo de estabilização, maiores são os valores da CTC e da relação CTC:COT (Tabela 8). Estas variáveis estão ligadas ao processo de humificação da MO. De acordo com pesquisas citadas por Bernal, Albuquerque e Moral (2009), o valor de CTC deve ser superior a 60 cmolc kg<sup>-1</sup>. O valor obtido após 35 dias de estabilização (E35) foi próximo desta referência (55,6 cmolc. kg<sup>-1</sup>). Após 63 e 95 dias de estabilização, este valor de referência foi atingido. A relação CTC:COT foi proposta por Roig et al. (1988) como um índice de humificação com maior confiabilidade do que a relação C:N, devido à alta presença de nitrogênio amônio em resíduos de fezes animais. Esses autores concluíram que o valor de 1,7 para a relação CTC:COT, pode ser aplicado como referência para um bom índice de humificação para compostos orgânicos. Mais tarde, Iglesias Jimenez e Perez Garcia (1992) testaram a relação CTC:COT proposta por Roig et al. (1988) durante a compostagem de resíduo sólido doméstico e lodo de esgoto. Os autores concluíram que o índice CTC:COT estava significativamente correlacionado com outros índices de humificação e, portanto, pode ser considerado como um índice de maturidade mais confiável que apenas a CTC individual. O valor proposto pelos autores foi de 1,9 como um bom índice de humificação para compostos derivados de resíduo orgânico urbano e lodo de esgoto.

No presente trabalho, o valor obtido aos 35 dias de estabilização (E35) para a relação CTC:COT está próximo da referência de Roig et al. (1988). Já os valores verificados em 63 dias e 95 dias de estabilização, estão acima do valor recomendado. Outras referências para a relação CTC:COT são encontrados na literatura. Cayuela, Sánchez-Monedero e Roig (2006) avaliaram dois sistemas de aeração diferentes para compostagem de resíduos de moinho de azeitona e encontraram valores de relação CTC:COT variando de 2,4 a 4,0; Bustamante et al. (2008), estudando a co-compostagem de resíduos de destilaria com estrume animal, obtiveram valores de 2,36 e 2,72 em dois compostos maturados após 217 e 194 dias, respectivamente; Gavilanes-Terán et al. (2016) realizou um experimento de compostagem com resíduos hortícolas e verificou relação CTC:COT de 1,11 e 1,29 em duas composições diferentes de leiras;

A bioestabilização dos compostos orgânicos também pode ser verificada por meio da avaliação do índice de germinação, sendo recomendado por Bustamante et al. (2008) e Bernal, Albuquerque e Moral (2009). Os autores recomendam valores superiores a 50% de IG, que indicam a ausência de compostos fitotóxicos. Já Belo (2011) recomenda que valores inferiores a 80% de IG podem indicar presença de compostos fitotóxicos. Independente da

classificação, o valor verificado no início do processo de compostagem (Tabela 8), indica a presença de compostos fitotóxicos (30,1%). Ao término do processo de estabilização, os valores observados para o IG são maiores para os tratamentos em que o processo foi conduzido por 63 e 95 dias (E63 e E95). Porém, de acordo com Belo (2011), compostos orgânicos que apresentam IG superior a 100% podem ser classificados como material estimulante para a germinação e o crescimento de raízes de plantas, estando livre de compostos fitotóxicos. Neste caso, os três tratamentos podem ser classificados como compostos fitoestimulantes.

Com intuito em auxiliar na interpretação dos resultados referentes aos parâmetros avaliados nos compostos orgânicos finais, a análise de componentes principais (ACP) apresenta-se como uma ferramenta eficiente (Figura 17).

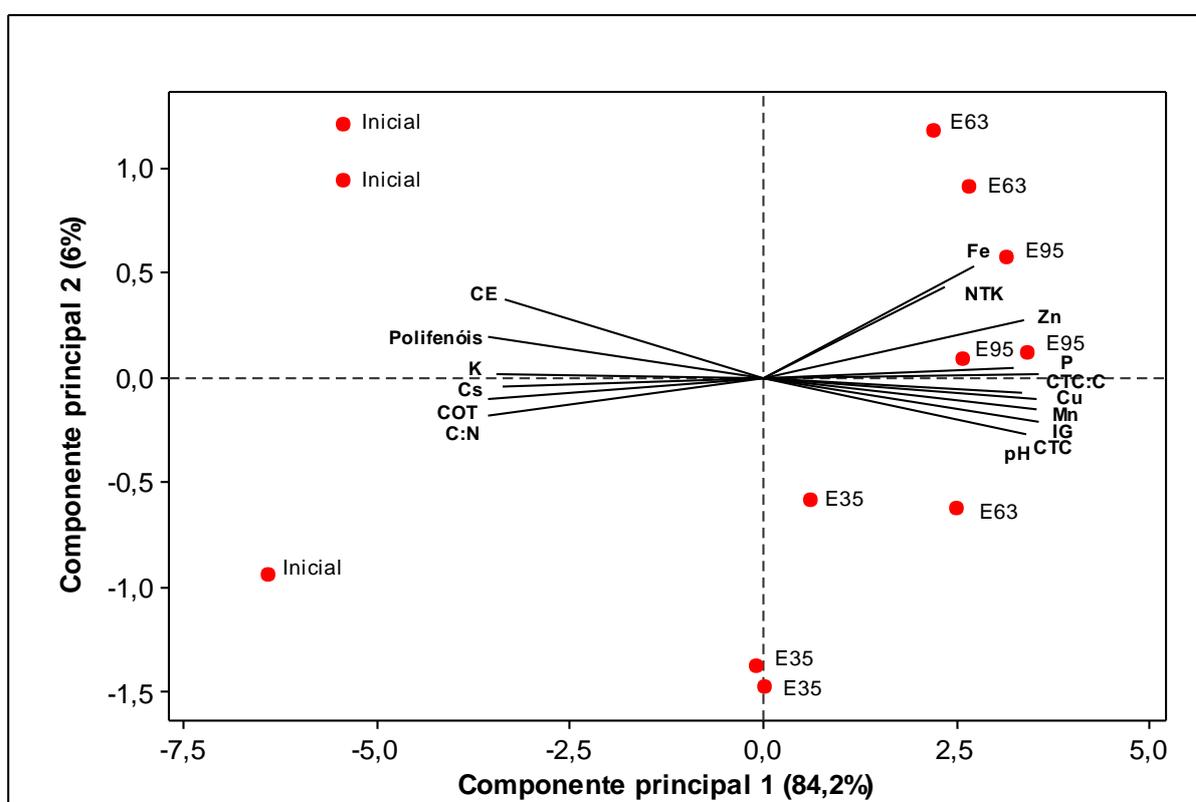


Figura 17 Gráfico biplot extraído de análise de componentes principais (ACP).

CE - condutividade elétrica; COT - carbono orgânico total; NTK - nitrogênio total Kjeldahl; Cs - carbono solúvel em água; Ps - fósforo solúvel em água; Ks - potássio solúvel em água; CTC - capacidade de trocas de cátion; IG - índice de germinação; E35 - estabilização por 35 dias; E63 - estabilização por 63 dias; E95 - estabilização por 95 dias.

As variáveis que apresentaram maior influência para a componente principal 1 foram CE, polifenóis, K, Cs, COT, relação C:N, pH, CTC, relação CTC:COT, IG, Mn, Cu, P e Zn. Este componente representa 84,2% da variância total dos dados. Observa-se que as variáveis CE, polifenóis, K, Cs, COT e relação C:N correlacionam-se negativamente com a componente principal 1, confirmando que os valores iniciais para estes parâmetros nos três tratamentos (E35, E63 e E95) são superiores, se comparados com os valores dos compostos orgânicos estabilizados e prontos para uso. Os valores dos parâmetros pH, CTC, relação CTC:COT,

IG, Mn, Cu, P e Zn correlacionam-se positivamente com a componente principal 1, confirmando serem maiores valores para os compostos orgânicos finais para os três tratamentos, se comparados aos valores iniciais. A componente principal 2 é responsável por 6,0% da variância total dos dados, assim, componente principal 1 e 2 totalizam 90,2%.

### 5.2.1 Atendimento às Instruções Normativas do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento

A aplicação de compostos orgânicos provenientes da compostagem de resíduos agroindustriais tem como objetivo fornecer MO e nutrientes para culturas e solos, como fonte alternativa de fertilização (KIEHL, 2010; MATOS, 2014). Portanto, para que a comercialização e aplicação desses compostos possa ser permitida, é preciso assegurar sua estabilização (BERNAL; ALBUQUERQUE; MORAL, 2009; MATOS, 2014). No Brasil, a Instrução Normativa Nº 25, de 23 de julho de 2009, apresenta definições, garantias, tolerâncias, registro, embalagem e rotulagem de fertilizantes orgânicos simples, mistos, compostos, organominerais e biofertilizantes com destino à agricultura (BRASIL, 2009). Já a Instrução Normativa Nº 27, de 05 de junho de 2006 (BRASIL, 2006) estabelece limites máximos para contaminantes em fertilizantes orgânicos (Tabela 9).

Tabela 9 Parâmetros de controle de compostos orgânicos de acordo com a IN 27/2006 e IN 25/2009 MAPA

Parâmetro	Limite MAPA	Inicial	E35	E63	E95
			Final		
Umidade máxima <sup>a</sup>	50,0*	39,93±2,43	45,4±1,27	42,22±1,14	47,29±1,11
N total mínimo <sup>a</sup>	0,5*	2,1±0,13	2,3±0,14	2,4±0,23	2,3±0,07
COT mínimo <sup>a</sup>	15,0*	46,6±0,24	35,9±2,5	27,3±0,8	24,7±0,9
CTC <sup>d</sup>	cd*	25,0±1,2	55,6±2,5	58,6±2,9	62,1±3,5
pH mínimo	6,0*	7,1±0,15	8,4±0,12	8,2±0,14	8,5±0,08
Relação C:N máxima	20,0*	22,2±1,4	15,6±2,1	11,4±1,2	10,7±0,08
Relação CTC:COT	cd*	0,54±0,03	1,6±0,09	2,1±0,11	2,5±0,14
Pb máximo <sup>c</sup>	150,0**	Nd	nd	nd	nd
Cd máximo <sup>c</sup>	3,00**	Nd	nd	nd	nd

E35 - 35 dias de estabilização; E63 - 63 dias de estabilização; E95 - 95 dias de estabilização; cd - conforme declarado; nd - não detectado; <sup>a</sup> Valores expressos em %; <sup>b</sup> Valores expressos em g.kg<sup>-1</sup>; <sup>c</sup> Valores expressos em mg.kg<sup>-1</sup>; <sup>d</sup> Valores expressos em cmol kg<sup>-1</sup>; \* IN Nº 25/2009; \*\* IN Nº 27/2006.

O parâmetro umidade não indica a bioestabilização do composto, porém a IN Nº 25 limita a 50%. Neste caso, os compostos orgânicos produzidos estão de acordo com os limites exigidos. Para todos os outros parâmetros os valores dos compostos orgânicos estabilizados em 35, 63 e 95 dias estão dentro dos limites determinados pelo MAPA, permitindo o uso dos compostos orgânicos.

Nesta abordagem vale destacar a fragilidade das instruções normativas do MAPA em limitar a utilização de compostos não estabilizados. Caso o processo de estabilização do

atual estudo apresentasse valor inicial de relação C:N abaixo de 20,0, poderíamos afirmar com base na legislação brasileira que o material inicial estaria estabilizado. Porém, na prática este fato não seria possível, pois o processo de degradação foi iniciado com resíduos recém gerados, apresentando compostos fitotóxicos indicados pelo baixo índice de germinação (Tabela 9). Neste caso, acredita-se que seja necessária uma revisão dos parâmetros e limites determinados pelas instruções normativas, podendo ser acrescentados parâmetros como índice de germinação e limites mínimos para CTC e relação CTC:COT.

### **5.3 Maturação e fase de armazenamento**

Encerrado o processo de estabilização e considerando os diferentes tempos desta etapa, os compostos finais foram peneirados e permaneceram em fase de maturação por 30 dias, seguidos de mais 30 dias da fase de armazenamento. Parâmetros determinados foram monitorados visando avaliar prováveis mudanças dessas fases (Tabela 10). Nessa fase, os dados foram analisados considerando um delineamento em parcelas subdivididas e as diferenças foram observadas entre o tempo de estabilização (E35, E63 e E95), o tempo da fase de maturação (0 e 30 dias) e a fase de armazenamento (+ 30 dias). A opção de enviar os compostos orgânicos para um período de maturação é justificada pela possibilidade de melhoria nas propriedades relacionadas ao seu uso como substrato para a produção de mudas, uma vez que suas características agrônômicas para o uso em cultura em grande escala são adequadas (Tabela 9).

Considerando as diferenças entre o dia 0 e o dia 30 do período de maturação em cada tratamento, é possível observar que as principais mudanças estatisticamente significativas ocorreram principalmente no tratamento E35 (Tabela 10). Nesta condição, como o tempo de estabilização foi menor do que nos outros tratamentos, os valores das variáveis CE, COT, P, Cs, Ps, CTC, relação CTC:COT e polifenóis foram alterados.

A CE, P e relação CTC:COT apresentaram aumento, estando correlacionado com a perda de carbono devido à redução de COT e Cs (CHAN; SELVAM; WONG, 2016). Os valores observados para CE em todos os tratamentos estão de acordo com Mulec et al. (2016) que indicam valor máximo de  $2,5 \text{ mS cm}^{-1}$  para uso agrícola. Valores excessivos de CE afetam negativamente o desenvolvimento de plantas, principalmente em fase de germinação, por isso a importância deste parâmetro (AWASTHI et al., 2014; YANG et al., 2015). Entretanto, maiores valores de CE indicam um composto rico em sais, podendo estar relacionado ao valor agrônômico do composto. Estes resultados confirmam que a degradação, mesmo que mínima, ainda continua após 35 dias de estabilização. Nesta fase, observa-se uma redução no conteúdo de Ps, podendo estar relacionado à lixiviação (CHAN; SELVAM; WONG, 2016). A relação CTC:COT só ficou abaixo de 1,7, valor indicado por Roig et al. (1988), para o tratamento E35 no início da fase de maturação, aumentando o valor após 30 e 60 dias.

A redução da porcentagem de Cs foi verificada entre o início e após 30 dias da fase de maturação. Este comportamento é proveniente do menor tempo de estabilização (35 dias) para o tratamento E35. Para os três tratamentos e em todas as etapas, os valores de Cs apresentaram-se abaixo dos limites de 1,7 e 1,0% indicados por Bernal, Albuquerque e Moral (2009) e Hue e Liu (1995), respectivamente.

Os valores de CTC nas fases de maturação e armazenamento para os tratamentos E63 e E95, estão de acordo com o valor mínimo de  $60 \text{ cmolc kg}^{-1}$  (BERNAL; ALBUQUERQUE; MORAL, 2009). Para o tratamento E35 os valores observados estão abaixo do indicado pelos autores, provavelmente devido ao menor tempo de estabilização dos resíduos (35 dias).

O valor dos polifenóis reduziram entre 0 e 30 dias, apresentando-se como a mudança mais significativa quanto ao uso do composto como substrato, estando diretamente relacionado à fitotoxicidade das mudas (HACHICHA et al., 2009). No entanto, mesmo com a diminuição do teor de polifenóis no tratamento E35 durante a fase de maturação, a porcentagem do IG permaneceu estatisticamente similar. Esse fato pode ser explicado pelo aumento do valor da CE neste tratamento (Tabela 10), inferindo a não influência dos polifenóis no IG, como sugerido por Pinho et al. (2017), que observaram que enquanto os dois tipos de resíduos sólidos de extrato de azeitona têm conteúdo fenólico semelhante, seus efeitos de fitotoxicidade foram diferentes. Para os três e em todas as etapas os valores de IG permaneceram acima de 50%, confirmando a maturação dos compostos juntamente com a ausência de componentes fitotóxicos maturação (BUSTAMANTE et al., 2008; BERNAL; ALBUQUERQUE; MORAL, 2009). Os valores observados para o IG foram superiores a 100%, classificando os compostos como fitoestimulante na germinação e crescimento da raiz das plantas (BELO, 2011).

A amostragem A30 dias refere-se à fase de armazenamento do composto em que o material está contido em sacos para comercialização. As mudanças neste período não foram importantes quanto ao valor agregado do composto final e provavelmente estão relacionadas à dificuldade de amostragem nos sacos.

O outro resultado observado na Tabela 10 está relacionado à diferença entre os tratamentos em cada tempo de maturação e armazenamento (letras maiúsculas). Nesse sentido e considerando as mudanças na qualidade dos compostos para uso em substrato, os valores de CTC e relação CTC:COT devem ser destacados, embora essa alteração tenha ocorrido devido ao tempo em que o tratamento E95 permaneceu em estabilização e não devido à fase de maturação ou armazenamento. Além da CTC utilizada para avaliar o grau de humificação e a capacidade de retenção de nutrientes do composto (BERNAL; ALBUQUERQUE; MORAL, 2009; ZHANG; SUN 2016; ONWOSI et al., 2017), a maturação também afeta a capacidade de retenção de água e a densidade aparente, melhorando as características do substrato para a produção de mudas.

Tabela 10 Principais características dos compostos orgânicos nos diferentes tempos de maturação e armazenamento

	pH	CE (mS.cm <sup>-1</sup> )	COT (%)	NTK (%)	P (g.kg <sup>-1</sup> )	K (g.kg <sup>-1</sup> )	Cs (%)	Ps (g.kg <sup>-1</sup> )	Ks (g.kg <sup>-1</sup> )	CTC (cmol kg <sup>-1</sup> )	CTC:COT	IG (%)	Polifenóis (mg.kg <sup>-1</sup> )
<b>E35</b>													
M0	8,3 aAB	1,6 cA	35,9 aA	2,3 aA	3,0 bB	5,8 aA	1,00 aA	0,22 aA	0,0224 aA	55,6 aA	1,6 bC	140,9 aB	510 aA
M30	8,2 aB	2,0 aA	29,1 bA	2,3 aA	3,6 aA	5,2 aA	0,64 bA	0,14 bA	0,0213 aA	52,8 aB	1,8 abC	133,7 aA	314 cB
A30	8,2 aB	1,8 bA	28,0 bA	2,5 aA	4,0 aA	5,9 aA	0,73 bA	0,14 bA	0,0243 aA	55,3 aB	2,0 aB	154,0 aA	375 bA
<b>E63</b>													
M0	8,2 bB	1,7 aA	27,3 aB	2,4 aA	3,8 aA	5,2 aAB	0,73 aB	0,12 aB	0,0202 aB	58,6 aA	2,2 aB	155,9 aAB	368 aB
M30	8,3 abAB	1,6 bC	27,1 aAB	2,4 aA	3,6 aA	5,2 aA	0,65 aA	0,13 aAB	0,0217 aA	59,4 aB	2,2 aB	151,2 aA	367 aA
A30	8,5aA	1,7 aA	27,9 aA	2,4 aA	3,5 aA	5,7 aA	0,70 aA	0,13 aA	0,0235 aA	65,3 aA	2,3 aA	174,0 aA	310 bB
<b>E95</b>													
M0	8,5 aA	1,6 bA	24,7 aC	2,3 aA	3,5 aAB	5,0 abB	0,63 aB	0,12 aB	0,0201 bB	62,1 aA	2,5 aA	191,6 aA	286 aC
M30	8,4 aA	1,7 abB	25,6 aB	2,3 aA	3,6 aA	4,9 bA	0,52 aA	0,10 aB	0,0204 bA	67,9 aA	2,6 aA	167,5 aA	326 aAB
A30	8,6 aA	1,8 aA	26,1 aA	2,4 aA	4,0 aA	5,7 aA	0,45 aB	0,12 aA	0,0241 aA	66,7 aA	2,6 aA	164,0 aA	307 aB

Médias seguidas pelas mesmas letras na coluna, não apresentam diferença estatística pelo teste de Tukey com uma probabilidade de 5% ( $p < 0,05$ ). Letra minúscula compara o tempo de maturidade/armazenamento dentro de cada tratamento, enquanto a letra maiúscula compara o tempo de maturidade/armazenamento entre os tratamentos. M0 - início da fase de maturação; M30 - após 30 dias na fase de maturação; A30 - 30 dias em armazenamento.

#### 5.4 Espectroscopia de infravermelho com transformada de Fourier (FTIR)

A espectroscopia de infravermelho com transformada de Fourier (FTIR) pode ser utilizada na caracterização da MO de compostos orgânicos produzidos por meio do processo de compostagem (BADDI et al., 2004; EL OUAQOUDI et al., 2015). Contudo, a interpretação dos espectros pode ser auxiliada por meio de ferramentas estatísticas, tais como análise de componentes principais (ACP) (Figura 18).

A componente principal 1 explica 37,8% da variância total dos dados, enquanto que as componentes principais 2 e 3, explicam 22,1 e 16,8% da variância total dos dados, respectivamente. A explicação total acumulada para as três componentes principais foi de 76,7% da variância total dos dados.

Por meio de análise gráfica é possível verificar a formação de três grupos (Figura 18). A variável que mais influenciou no agrupamento das diferentes observações foi o tempo do processo de estabilização (35, 63 e 95 dias). Também é possível afirmar que ocorreram mudanças na MO durante a fase de maturação e armazenamento, porém as mudanças mais intensas e significativas foram apresentadas em função do tempo de estabilização dos resíduos.

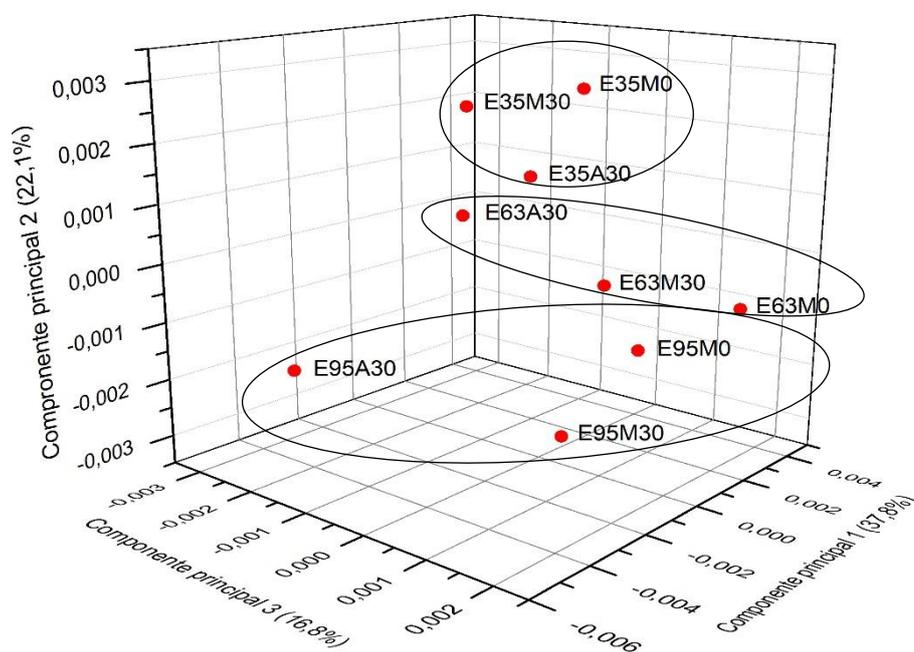


Figura 18 Gráfico 3D extraído de análise de componentes principais (ACP).

E35 - estabilização por 35 dias; E63 - estabilização por 63 dias; E95 - estabilização por 95 dias; M0 - início da fase de maturação; M30 - após 30 dias na fase de maturação; A30 - 30 dias em armazenamento.

Além da interpretação do espectro como um todo, pode-se determinar o índice de aromaticidade (IA), o qual consiste na razão entre a intensidade de absorção em 1620 e 2920  $\text{cm}^{-1}$ . Este índice pode ser utilizado para determinar o grau de mineralização da MO no processo de compostagem (CHEFETZ et al., 1996). Para este estudo o início da fase de maturação (M0) também representa o término do processo de estabilização para os diferentes tratamentos (E35, E63 e E95). Neste caso, é possível observar que o IA ao término do processo de estabilização, aumenta de acordo com o maior tempo em que os resíduos permaneceram no processo (Tabela 11). Portanto, observa-se maior mineralização da MO no tratamento em que o processo de estabilização foi conduzido por 95 dias, seguido pelos tratamentos conduzidos por 63 e 35 dias, respectivamente.

Tabela 11 Índice de aromaticidade (IA) dos compostos orgânicos obtidos

	E35	E63	E95
M0	1,5307	1,5821	1,6409
M30	1,6316	1,6533	1,6665
A30	1,6340	1,6199	1,5743

E35 - estabilização por 35 dias; E63 - estabilização por 63 dias; E95 - estabilização por 95 dias; M0 - início da fase de maturação; M30 - após 30 dias na fase de maturação; A30 - após 30 dias na fase de maturação + 30 dias em armazenamento.

Analisando o IA individualmente em cada tratamento, durante a fase de maturação (primeiros 30 dias), é possível verificar um crescimento do índice em todos os tratamentos (Tabela 11), indicando a ocorrência da mineralização da MO durante esta fase. Ao analisar a fase de armazenamento observa-se redução do índice, para E63 e E95, indicando a possibilidade de erro amostral devido à dificuldade na coleta das amostras.

A análise individual da intensidade de absorção em determinado número de onda ao longo dos espectros obtidos, também é muito utilizada em diversos estudos de compostagem: Chefetz et al. (1996); Baddi et al. (2004); Abouelwafa et al. (2008); Droussi et al. (2009 e El Fels et al. (2014); Fialho et al. (2010); Xi et al. (2012); Wang et al. (2017); Asses et al. (2018) e, de acordo com esses autores, os espectros gerados em análise de FTIR apresentam bandas típicas. Porém, tratando-se de processo de compostagem e mineralização da MO em compostos, basicamente os números de onda em 2920 e 1620  $\text{cm}^{-1}$  podem fornecer informações relacionadas a carbono alifático e aromático, respectivamente.

Os espectros obtidos ao término do processo de estabilização nos diferentes tempos de processo (E35, E63 e E95), apresentam variação na intensidade de absorção nos números de onda de 2920  $\text{cm}^{-1}$  e 1620  $\text{cm}^{-1}$  (Figura 19). Observando o ponto de

2920  $\text{cm}^{-1}$ , os processos de estabilização conduzidos por 35 e 63 dias (E35 e E63), respectivamente, apresentaram maior intensidade nesta região se comparado ao processo conduzido por 95 dias (E95), indicando maior presença de compostos alifáticos, ou seja, baixo grau de decomposição do material. Quanto mais estabilizado ou maturado, os compostos orgânicos tendem a apresentar menor intensidade de absorvância na faixa de 2920  $\text{cm}^{-1}$  (SMIDT; MEISSEL, 2007; KONG et al. (2018). Na faixa de 1620  $\text{cm}^{-1}$ , os tratamentos E95 e E63 apresentam maior absorvância se comparados ao tratamento E35, indicando maior presença de carbono aromático (SMIDT; MEISSEL, 2007; ASSES et al., 2017; KONG et al., 2018), confirmando a maior mineralização da MO.

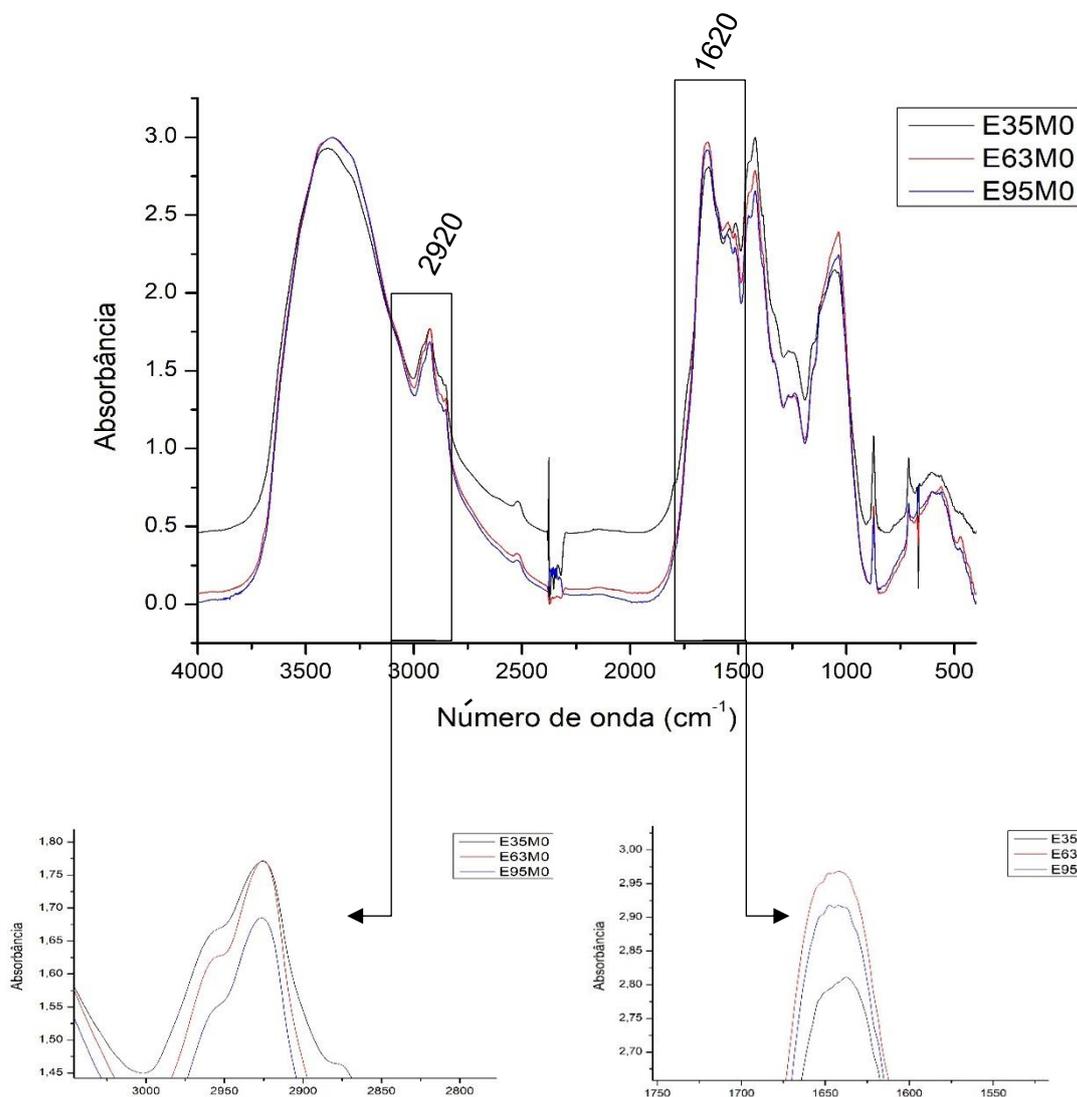


Figura 19 Espectro referente aos compostos orgânicos obtidos após o processo de estabilização e peneiramento para os tratamentos E35, E63 e E95.

Analisando os espectros obtidos para cada tratamento ao início e término da fase de maturação e término da fase de armazenamento, também é possível verificar

mudanças na composição da MO dos diferentes compostos obtidos. Para o tratamento em que o processo de estabilização foi conduzido por 35 dias (E35), a absorvância em  $2920\text{ cm}^{-1}$  foi menor ao término do processo de maturação (M30), comparado ao seu início (M0). Na fase de armazenamento (A60) este valor ainda foi reduzido (Figura 20). Esse comportamento reflete a redução de compostos alifáticos, e mesmo que o processo de degradação realizado pelos microrganismos seja mínimo nesta fase (KIEHL, 2010), as reduções foram detectadas.

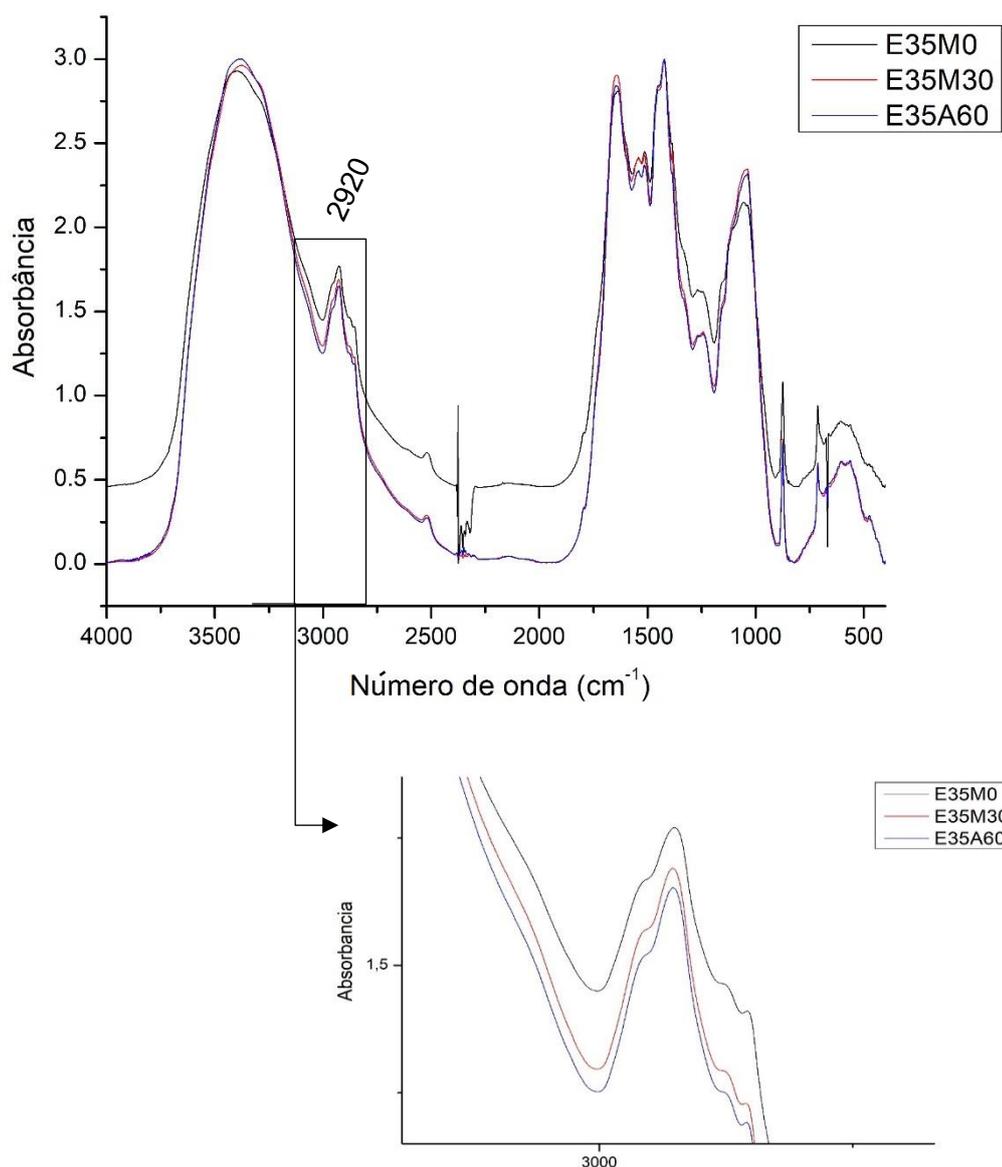


Figura 20 Espectro referente ao tratamento E35 nas fases de maturação e armazenamento.

O tratamento conduzido por 63 dias (E63) também apresentou maior absorvância ao início da fase de maturação na faixa de  $2920\text{ cm}^{-1}$  (Figura 21), indicando maior presença de compostos alifáticos, apresentando menor degradação do material comparado ao término da fase de maturação e armazenamento.

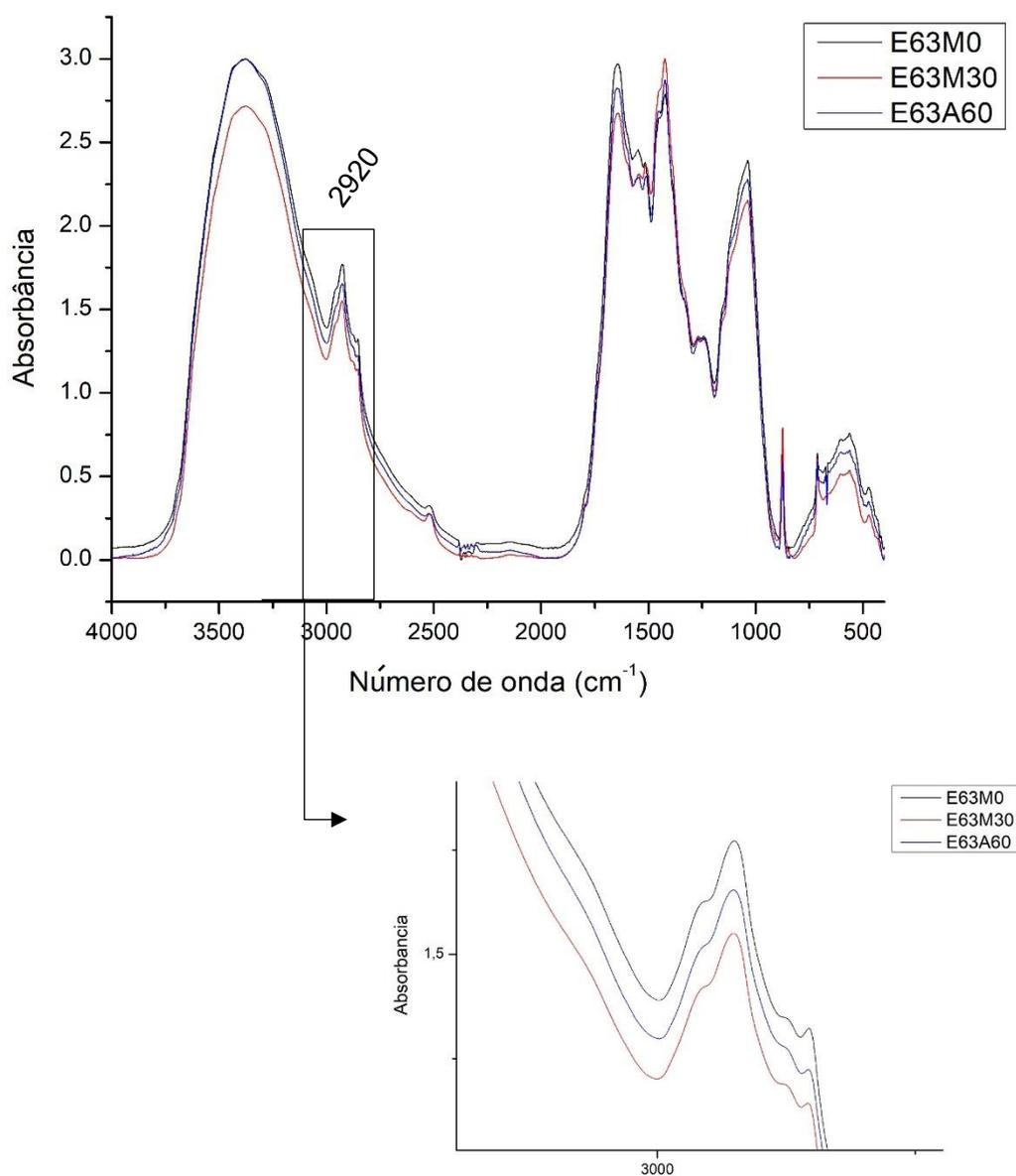


Figura 21 Espectro referente ao tratamento E63 nas fases de maturação e armazenamento.

Observando a intensidade da absorbância na faixa de  $1620\text{ cm}^{-1}$  para o processo de estabilização conduzido por 95 dias (E95), o término da fase de maturação e armazenamento apresenta maior valor comparado ao início (Figura 22), indicando a maior presença de carbono aromático, confirmando a maior mineralização da MO.

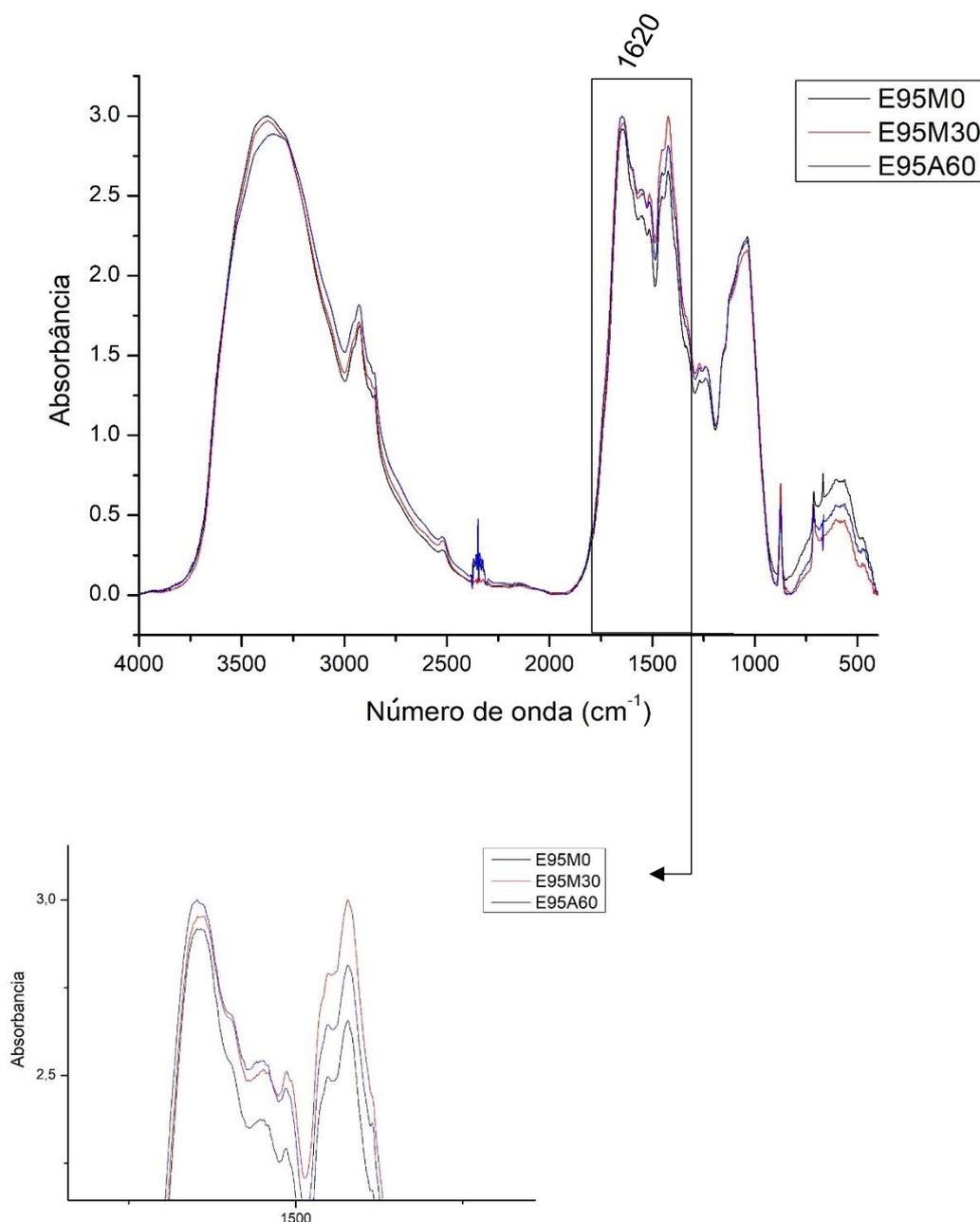


Figura 22 Espectro referente ao tratamento E95 nas fases de maturação e armazenamento.

Os resultados obtidos apresentam um pequeno crescimento na qualidade dos compostos orgânicos e mineralização da MO, quando submetidos a 30 dias de maturação. Este resultado corrobora com estudos realizados por outros autores.

Droussi et al. (2009), trabalhando com compostagem de resíduos do processamento de azeitona, verificaram redução de estruturas alifáticas e aumento de estruturas aromáticas durante a fase de maturação dos compostos orgânicos. El Fels et al. (2014), em compostagem realizada com lodo de esgoto e material lignocelulósico, também observaram a redução de compostos alifático e aumento de compostos aromáticos ao longo do processo de degradação dos resíduos. Em co-compostagem de lodo de esgoto com resíduos da industrialização de azeitona e resíduos verdes, Asses et al. (2018) constataram significativo aumento de estruturas aromáticas e redução de estruturas alifáticas. Kong et al. (2018) verificaram redução de compostos alifáticos e aumento de compostos aromáticos ao longo do processo de compostagem de esterco de frangos com palha de arroz.

### 5.5 Avaliação do valor econômico dos compostos orgânicos

Considerando a quantidade de nutrientes N, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> e K<sub>2</sub>O em cada tratamento e fase de maturação e armazenamento, os valores médios das fontes comerciais de ureia, DAP e cloreto de potássio de acordo com as cooperativas da região e o valor total combinado de cada composto orgânico foi calculado (Tabela 12).

Tabela 12 Valor de cada composto considerando o conteúdo de nutrientes (R\$/tonelada) (N, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> e K<sub>2</sub>O)

Nutriente <sup>a</sup>	E35			E63			E95		
	M0	M30	A30	M0	M30	A30	M0	M30	A30
N	56,10	57,10	62,31	58,59	60,32	60,82	57,10	57,84	59,83
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	27,73	32,91	36,18	34,18	32,45	32,18	32,00	32,45	36,73
K <sub>2</sub> O	14,41	12,77	14,65	12,95	12,95	14,16	12,40	12,23	14,18
Valor total combinado	98,24	102,78	113,15	105,72	105,73	107,16	101,50	102,53	110,74

<sup>a</sup> O valor em relação aos nutrientes foi calculado considerando 25% de matéria fresca na composição. E35 - 35 dias de estabilização; E63 - 63 dias de estabilização; E95 - 95 dias de estabilização; M0 - início da fase de maturação; M30 - após 30 dias da fase de maturação; A30 - 30 dias de armazenamento. Cotação euro 09/11/2017 - 3,80.

É possível observar que o valor combinado dos compostos orgânicos aumenta quando submetido à maturação e armazenamento. Este aumento ocorre devido a pequenas perdas de carbono, ocasionando a concentração de nutrientes nos compostos, e pode ser verificado principalmente no tratamento E35 (35 dias de estabilização), apresentando um crescimento de 13,2% do valor, em relação ao início da fase de maturação até o final do armazenamento (60 dias). É um resultado interessante, considerando que, durante a fase de maturação e armazenamento,

nenhum revolvimento foi realizado. Assim, o único custo adicional nessas fases foi o espaço ocupado pelo composto orgânico na planta de compostagem.

Os valores obtidos (Tabela 12) são superiores ao preço médio do composto orgânico comercializado na região oeste do estado do Paraná no ano de 2017 (R\$79,8) e semelhantes aos apresentados por Costa et al. (2017) em compostagem de resíduos agroindustriais com podas de árvores como principal fonte de carbono (R\$ 106,02 – convertido em reais utilizando cotação do euro em 09/11/2017). No trabalho mencionado, os autores conduziram o processo de estabilização por 91 dias, realizando um total de 16 revolvimentos. O valor combinado médio obtido neste estudo também é semelhante ao obtido por Jara-Samaniego et al. (2017) (R\$ 112,1 – convertido em reais utilizando cotação do euro em 09/11/2017) que estudaram a reciclagem dos resíduos sólidos municipais gerados na Região Chimborazo (Equador).

Apesar disso, o tratamento E35 (35 dias de estabilização) que apresenta condições adequadas para ser comercializado como um composto orgânico pelo Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento, o custo de produção é menor (Tabela 13) devido ao número de revolvimentos durante o tempo de estabilização (8 revolvimentos) em comparação com a média de revolvimentos durante o tempo de compostagem praticado nas plantas de compostagem da região oeste do estado do Paraná (16 revolvimentos durante 110 dias de compostagem em média).

Tabela 13 Valor gasto com combustível para máquinas levando em consideração a quantidade de revolvimentos

Nº revolvimentos	Gasto diário com combustível (R\$)	Gasto mensal com combustível (R\$)	Gasto anual com combustível (R\$)
8	101,66	3049,7	36956,7
12	152,50	4574,6	54895,1
16	203,30	6099,5	73193,5

Levando em consideração 176 toneladas de resíduos recebidos por dia por uma planta de compostagem, é possível verificar que a redução de revolvimentos pode contribuir significativamente na redução de gastos durante o processo de compostagem. A redução do tempo de estabilização de 95 para 35 dias acarreta na redução de revolvimentos, de 16 para 8. Esta redução de revolvimentos pode gerar uma economia no valor gasto com combustível para máquinas de R\$ 36.956,70 (50%) no período de um ano (Tabela 12). A redução de 16 para 12 revolvimentos pode gerar economia de R\$ 18.198,40 (25%) no montante gasto no período de um ano com combustível (Tabela 13). Esta economia no gasto de combustível pode acarretar na redução no preço do

composto orgânico final comercializado, proporcionando maior expansão e competitividade no mercado de fertilizantes.

## **5.6 Implicações sobre os resultados obtidos**

Considerando todos os resultados obtidos, é possível inferir sobre a viabilidade de produzir composto estável em 35 dias usando a estratégia apresentada. Além disso, as características da composição final obtida no tratamento E35 estão de acordo com os requisitos definidos pelo Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento.

O único aspecto a ser melhorado diz respeito à quantidade necessária de resíduo de poda de árvores urbanas para obter esses resultados. Por meio da estratégia apresentada, apenas 36% dos resíduos problema (resíduos de processamento de frangos de corte) são realmente estabilizados pela compostagem, uma vez que a poda de árvores é a maneira de obter os resultados e não necessariamente um problema. A quantidade elevada de resíduo de poda de árvores urbanas utilizado foi necessária para atingir uma relação C:N adequada. Devido à baixa relação C:N dos resíduos de processamento de frangos de corte, é necessária uma maior quantidade de fonte de carbono, e a fonte de carbono mais acessível na região oeste do estado do Paraná é a poda de árvores urbanas. Seria interessante mudar a fonte de carbono, mas a disponibilidade dela deve ser considerada e faz parte da solução do problema.

Desta forma, mais estudos devem ser desenvolvidos considerando a viabilidade de reutilizar o material retido na peneira, pois em média este material corresponde a 18,5% de todo o composto final estabilizado (Figura 14). Ao mesmo tempo, pode-se reduzir a porcentagem de poda de árvores na composição das leiras, adicionando outra fonte de carbono que apresente uma relação C:N maior, em menor quantidade. A fibra de algodão pode ser uma opção, uma vez que este desperdício esteja disponível na região de estudo.

Nesse sentido, este estudo representa o início de uma solução potencial para os resíduos agroindustriais da cadeia produtiva de frango, gerados em grande quantidade na região sul do Brasil e em outros países, como EUA e China (1º e o 3º principais produtores mundiais de frango, respectivamente).

## 6 CONCLUSÕES

A redução do tempo de estabilização para 35 dias combinado com oito revolvimentos não afetou negativamente os parâmetros de controle do processo de degradação de resíduos agroindustriais. Todos os compostos orgânicos produzidos em 35, 63 e 95 dias de processo apresentaram-se estabilizados, sendo adequados para uso agrícola.

Ao término do processo de estabilização, o composto orgânico produzido em 35 dias de processo estava de acordo com os limites para parâmetros físico-químicos determinados pelo Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento por meio da IN 25/2009, assim como os compostos produzidos em 63 e 95 dias de estabilização, atestando legalmente o uso agrícola.

As fases de maturação e armazenamento proporcionaram melhorias na qualidade dos compostos, principalmente para o tratamento em que o processo foi conduzido por 35 dias. A redução do tempo de compostagem afetou as transformações químicas e bioquímicas durante as fases de maturação e armazenamento entre os tratamentos. Essas transformações influenciaram as propriedades finais e o valor combinado do produto final obtido.

## 7 REFERÊNCIAS

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PROTEÍNA ANIMAL – ABPA. Relatório anual. Disponível em: <[http://abpa-br.com.br/storage/files/3678c\\_final\\_abpa\\_relatorio\\_anual\\_2016\\_portugues\\_web\\_reduzido.pdf](http://abpa-br.com.br/storage/files/3678c_final_abpa_relatorio_anual_2016_portugues_web_reduzido.pdf)>. Acesso em: 10 nov. 2017.
- ABOUELWAF, R.; BADDI, G. A.; SOUABI, S.; WINTERTON, P.; CEGARRA, J.; HAFIDI, M. Aerobic biodegradation of sludge from the effluent of a vegetable oil processing plant mixed with household waste: Physical-chemical, microbiological, and spectroscopic analysis. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 18, p. 8571-8577, 2008.
- APARECIDO, L. E. de O.; ROLIM, G. de S.; RICHETTI, J.; SOUZA, P. S. de; JOHANN, J. A. Köppen, Thornthwaite and Camargo climate classifications for climatic zoning in the State of Paraná, Brazil. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 40, n. 4, p. 405-417, 2016.
- ASSES, N.; FARHAT, A.; CHERIF, S.; HAMD, M.; BOUALLAGUI, H. Comparative study of sewage sludge co-composting with olive mill wastes or green residues: process monitoring and agriculture value of the resulting composts. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 114, p. 25-35, 2018.
- AWASTHI, M. K.; PANDEY, A. K.; KHAN, J.; BUNDELA, P. S.; WONG, J. W. C.; SELVAM, A. Evaluation of thermophilic fungal consortium for organic municipal solid waste composting. **Bioresource Technology**, v. 168, p. 214-221, 2014.
- BADDI, G. A.; ALBURQUERQUE, J. A.; GONZÁLVIZ, J.; CEGARRA, J.; HAFIDI, M. Chemical and spectroscopic analyses of organic matter transformations during composting of olive mill wastes. **International Biodeterioration and Biodegradation**, v. 54, n. 1, p. 39-44, 2004.
- BELO, S. R. S. **Avaliação de fitotoxicidade através de *Lepidium sativum* no âmbito de processos de compostagem**. 2011. 68 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Ambiente). Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade de Coimbra, Coimbra, 2011.
- 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, n. 22, p. 5444-5453, 2009.
- BERNAL, M. P.; NAVARRO, A. F.; ROIG, A.; CEGARRA, J.; GARCÍA, D. Carbon and nitrogen transformation during composting of sweet sorghum bagasse. **Biology and Fertility of Soils**, v. 22, n. 1-2, p. 141-148, 1996.
- BERNARDI, F. H. **Compostagem de resíduos agroindustriais: Incubatório**. 2011. 78f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola. Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, PR, 2011.
- BERNARDI, F. H. **Materiais lignocelulósicos na compostagem de resíduos da agroindústria do frango de corte**. 2015. 63f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola. Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, PR, 2015.

BOHACZ, J. Microbial strategies and biochemical activity during lignocellulosic waste composting in relation to the occurring biothermal phases. **Journal of Environmental Management**, v. 206, p. 1052-1062, 2018.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Instrução Normativa nº 27 de 05 de junho de 2006**. Brasília, DF, 2006.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Instrução Normativa nº 25, 23 de julho de 2009**. Brasília, DF, 2009.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Instrução Normativa nº 46 de 06 de outubro de 2011**. Brasília, DF, 2011.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Manual de métodos analíticos oficiais para fertilizantes e corretivos**. Brasília: MAPA/DAS/CGAL, 2014. 220p.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Exportação**. Disponível em: <<http://www.agricultura.gov.br/assuntos/saude-animal-e-vegetal/saude-animal/exportacao>>. Acesso em: 10 nov. 2017.

BUSTAMANTE, M. A.; PAREDES, C.; MARHUENDA-EGEA, F. C.; PÉREZ-ESPINOSA, A.; BERNAL, M. P.; MORAL, R. Co-composting of distillery wastes with animal manures: Carbon and nitrogen transformations in the evaluation of compost stability. **Chemosphere**, v. 72, n. 4, p. 551-557, 2008.

BUSTAMANTE, M. A.; RESTREPO, A. P.; ALBURQUERQUE, J. A.; PÉREZ-MURCIA, M. D.; PAREDES, C.; MORAL, R.; BERNAL, M. P. Recycling of anaerobic digestates by composting: effect of the bulking agent used. **Journal of Cleaner Production**, v. 47, p. 61-69, 2013.

BUTLER, T. A.; SIKORA, L. J.; STEINHILBER, P. M.; DOUGLASS, L. W. Compost age and sample storage effects on maturity indicators of biosolids compost. **Journal of Environmental Quality**, v. 30, n. 6, p. 2141-2148, 2001.

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, 2012.

CARNEIRO, L. J. **Compostagem de resíduos agroindustriais**: revolvimento, inoculação e condições ambientais. 2012. 78 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola. Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 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.

CAYUELA, M. L.; SÁNCHEZ-MONEDERO, M. A.; ROIG, A. Evaluation of two different aeration systems for composting two-phase olive mill wastes. **Process Biochemistry**, v. 41, p. 616-623, 2006.

CERDA, A.; ARTOLA, A.; FONT, X.; BARRENA, R.; GEA, T.; SÁNCHEZ, A. Composting of food wastes: status and challenges. **Bioresource Technology**, v. 248, p. 57-67, 2017.

CHAN, M. T.; SELVAM, A.; WONG, J. W. C. Reducing nitrogen loss and salinity during "struvite" food waste composting by zeolite amendment. **Bioresource Technology**, v. 200, p. 838-844, 2016.

CHEFETZ, B.; HATCHER, P. G.; HADAR, Y.; CHEN, Y. Chemical and Biological Characterization of Organic Matter during Composting of Municipal Solid Waste. **Journal of Environment Quality**, v. 25, n. 4, p. 776-785, 1996.

CHEN, Y.; YU, F.; LIANG, S.; WANG, Z.; LIU, Z.; XIONG, Y. Utilization of solar energy in sewage sludge composting: Fertilizer effect and application. **Waste Management**, v. 34, n. 11, p. 2014-2021, 2014.

CHEN, Z.; ZHANG, S.; WEN, Q.; ZHENG, J. Effect of aeration rate on composting of penicillin mycelial dreg. **Journal of Environmental Sciences (China)**, v. 37, p. 172-178, 2015.

COMISSÃO EUROPEIA. **End-of-waste Criteria for Biodegradable Waste Subjected to Biological Treatment (Compost & Digestate)**: Technical Proposals, 2014. Disponível em: <<http://ipts.jrc.ec.europa.eu/publications/pub.cfm?id=6869>>. Acesso em: 10 mar. 2017.

COSTA, M. S. S. de M.; COSTA, L. A. de M.; SESTAK, M.; OLIBONE, D.; SESTAK, D.; KAUFMANN, A. V.; ROTTA, S. R. Compostagem de resíduos da indústria de desfibrilação de algodão. **Engenharia Agrícola**, v. 25, n. 2, p. 540-548, 2005.

COSTA, M. S. S. de M. **Caracterização dos dejetos de novilhos superprecoces: reciclagem energética e de nutrientes**. 2005. 123f. Tese (Doutorado em Agronomia). Faculdade de Ciências Agronômicas, Universidade Estadual Paulista. Botucatu, 2005.

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

COSTA, M. S. S. de M.; CESTONARO, T.; COSTA, L. A. D. M.; ROZATTI, M. A. T.; CARNEIRO, L. J.; PEREIRA, D. C.; LORIN, H. E. F. Improving the nutrient content of sheep bedding compost by adding cattle manure. **Journal of Cleaner Production**, v. 86, p. 9-14, 2015.

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

COSTA, M. S. S. de M.; LORIN, H. E. F.; COSTA, L. A. de M.; CESTONARO, T.; PEREIRA, D. C.; BERNARDI, F. H. Performance of four stabilization bioprocesses of beef cattle feedlot manure. **Journal of Environmental Management**, v. 181, p. 443-448, 2016b.

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.; CARNEIRO, L. J. 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.

DICK, D. P.; KNICKER, H.; ÁVILA, L. G.; INDA JR, A. V.; GIASSON, E.; BISSANI, C. A. Organic matter in constructed soils from a coal mining area in southern Brazil. **Organic Geochemistry**, v. 37, n. 11, p. 1537-1545, 2006.

DROUSSI, Z.; D'ORAZIO, V.; PROVENZANO, M. R.; HAFIDI, M.; OUATMANE, A. Study of the biodegradation and transformation of olive-mill residues during composting using FTIR spectroscopy and differential scanning calorimetry. **Journal of Hazardous Materials**, v. 164, n. 2-3, p. 1281-1285, 2009.

EL FELLS, L.; ZAMAMA, M.; EL ASLI, A.; HAFIDI, M. Assessment of biotransformation of organic matter during co-composting of sewage sludge-lignocelulosic waste by chemical, FTIR analyses, and phytotoxicity tests. **International Biodeterioration and Biodegradation**, v. 87, p. 128-137, 2014.

EL OUAQOUDI, F.; EL FELLS, L.; LEMÉE, L.; AMBLÉS, A.; HAFIDI, M. Evaluation of lignocelulose compost stability and maturity using spectroscopic (FTIR) and thermal (TGA/TDA) analysis. **Ecological Engineering**, v. 75, p. 217-222, 2015.

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. Brasília: Embrapa Solos/Embrapa Informática Agropecuária/Embrapa Comunicação para Transferência de Tecnologia, 2009. 627p.

FERREIRA, D. F. **Estatística multivariada**, 2.ed. Lavras: UFLA, 2011.

FIALHO, L. L.; SILVA, W. T. L. da; MILORI, D. M. B. P.; SIMÕES, M. L.; MARTIN-NETO, L. Characterization of organic matter from composting of different residues by physicochemical and spectroscopic methods. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 6, p. 1927-1934, 2010.

FIGUEIREDO, P. G.; TANAMATI, F. Y. Adubação orgânica e contaminação ambiental. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 5, n. 3, p. 1-4, 2010.

FIORI, M. G. S.; SCHOENHALS, M.; FOLLADOR, F. A. C. Análise da evolução tempo-eficiência de duas composições de resíduos agroindustriais no processo de compostagem aeróbia. **Engenharia Ambiental**, v. 5, n. 3, p. 178-191, 2008.

FREIXO, A. A.; CANELLAS, L. P.; MACHADO, P. L. O. Propriedades espectrais da matéria orgânica leve-livre e leve intra-agregado de dois latossolos sob plantio direto e preparo convencional. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.26, p.445-453, 2002.

GAVILANES-TERÁN, I.; JARA-SAMANIEGO, J.; IDROVO-NOVILLO, J.; BUSTAMANTE, M. A.; MORAL, R.; PAREDES, C. Windrow composting as horticultural waste management strategy - A case study in Ecuador. **Waste Management**, v. 48, p. 127-134, 2016.

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

HACHICHA, S.; CEGARRA, J.; SELLAMI, F.; HACHICHA, R.; DRIRA, N.; MEDHIOUB, K.; AMMAR, E. Elimination of polyphenols toxicity from olive mill wastewater sludge by its co-composting with sesame bark. **Journal of Hazardous Materials**, v. 161, p. 1131-1139, 2009.

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.; KLUG, M.; SPILKI, F. R.; VAN DER SAND, S. T. 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.

HSU, J.; LO, S. E Effect of composting on characterization and leaching of copper, manganese, and zinc from swine manure. **Environmental Pollution**, v. 114, p. 119-127, 2001.

HUANG, G. F.; WONG, J. W. C.; WU, Q. T.; NAGAR, B. B. Effect of C/N on composting of pig manure with sawdust. **Waste Management**, v. 24, n. 8, p. 805-813, 2004.

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

IGLESIAS JIMÉNEZ, E.; PÉREZ GARCÍA, V. Determination of maturity indices for city refuse composts. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 38, n. 4, p. 331-343, 1992.

IMBEAH, M. Composting piggery waste: a review. **Bioresource Technology**, v. 63, n. 3, p. 197-203, 1998.

INSTITUTO AGRONÔMICO DO PARANÁ (IAPAR). **Cartas climáticas do estado do Paraná**. Documento 18. Londrina, IAPAR, 1994. 49 p.

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

IQBAL, M. K.; NADEEM, A.; SHERAZI, F.; KHAN, R. A. Optimization of process parameters for kitchen waste composting by response surface methodology. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 12, n. 5, p. 1759-1768, 2015.

JARA-SAMANIEGO, J.; PÉREZ-MURCIA, M. D.; BUSTAMANTE, M. A.; PÉREZ-ESPINOSA, A.; PAREDES, C.; LÓPEZ, M.; 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.

JURADO, M. M.; LÓPEZ, M. J.; MORENO, J. Increasing native microbiota in lignocellulosic waste composting: Effects on process efficiency and final product maturity. **Process Biochemistry**, v. 49, n. 11, p. 1958-1969, 2014.

JUAREZ, F. D.; M.; PRAHAUSER, B.; WALTER, A.; INSAM, H.; FRANKE-WHITTLE, I. H. Co-composting of biowaste and wood ash, influence on a microbially driven-process. **Waste Management**, v. 46, p. 155-164, 2015.

KIEHL, E. J. **Fertilizantes orgânicos**. Piracicaba: Agronômica Ceres, 1985.

KIEHL, E. J. **Novo fertilizantes orgânicos**. Piracicaba: Degaspari, 2010.

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

KOMILIS, D. P.; TZIOUVARAS, I. S. A statistical analysis to assess the maturity and stability of six composts. **Waste Management**, v. 29, n. 5, p. 1504-1513, 2009.

KONG, Z.; WANG, X.; LIU, Q.; LI, T.; CHEN, X.; CHAI, L.; LIU, D.; SHEN, Q. Evolution of various fractions during the windrow composting of chicken manure with rice chaff. **Journal of Environmental Management**, v. 207, p. 366-377, 2018.

LAZCANO, C.; GÓMEZ-BRANDÓN, M.; DOMÍNGUEZ, J. Comparison of the effectiveness of composting and vermicomposting for the biological stabilization of cattle manure. **Chemosphere**, v. 72, n. 7, p. 1013-1019, 2008.

LEAL, M. A. de A.; GUERRA, J. G. M.; ESPINDOLA, J. A. A.; ARAÚJO, E. da S. Compostagem de misturas de capim-elefante e torta de mamona com diferentes relações C:N. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 17, n. 21, p. 1195-1200, 2013.

LI, Z.; LU, H.; REN, L.; HE, L. Experimental and modeling approaches for food waste composting: a review. **Chemosphere**, v. 93, n. 7, p. 1247-1257, 2013.

MAGALHÃES, M. A.; MATOS, A. T. de; DENÍCULI, W.; TINOCO, I. D. F. F. Compostagem de bagaço de cana-de-açúcar triturado utilizado como material filtrante de águas residuárias da suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 10, n. 2, p. 466-471, 2006.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G. C.; OLIVEIRA, S. A. **Avaliação do estado nutricional das plantas**: princípios e aplicações. Piracicaba: POTAFOS, 1989. 201 p.

MATOS, A. T. de. **Tratamento e aproveitamento agrícola de resíduos sólidos**. Viçosa: UFV, 2014.

MAULINI-DURAN, C.; ARTOLA, A.; FONT, X.; SÁNCHEZ, A. Gaseous emissions in municipal wastes composting: Effect of the bulking agent. **Bioresource Technology**, v. 172, p. 260-268, 2014.

MELO, C. O.; SILVA, G. H. da; ESPERANCINI, M. S. T. Análise econômica da produção de frango de corte sob condições de risco no estado do Paraná. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 32, n. 6, p. 1919-1926, 2008.

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, p. 186-197, 2016.

MOUNEIMNE, A. H.; CARR, H. Effect of saponification on the anaerobic digestion of solid fatty residues. **Bioresource Technology**, v. 90, p. 89-94, 2003.

MULEC, O. A.; MIHELIČ, R.; WALOCHNIK, J.; GRIESSLER BULC, T. Composting of the solid fraction of blackwater from a separation system with vacuum toilets - Effects on the process and quality. **Journal of Cleaner Production**, v. 112, p. 4683-4690, 2016.

MUKHTAR, S.; KALSABI, A.; AHMED, A. **Carcass disposal**: a comprehensive review. National Agricultural Biosecurity Center Consortium USDA. APHIS Cooperative Agreement Project. Carcass disposal working group. Kansas State University, Kansas, 2004.

NAKASAKI, K.; HIRAI, H. Temperature control strategy to enhance the activity of yeast inoculated into compost raw material for accelerated composting. **Waste Management**, v. 65, p. 29-36, 2017.

ONWOSI, C. O.; IGBOKWE, V. C.; ODIMBA, J. N.; EKE, I. E.; NWANKWOALA, M. O.; IROH, I. N.; EZEOGU, L. I. Composting technology in waste stabilization: On the methods, challenges and future prospects. **Journal of Environmental Management**, v. 190, p. 140-157, 2017.

ORRICO, A. C. A.; LUCAS JÚNIOR, J. de; ORRICO JÚNIOR, M. A. P. Alterações físicas e microbiológicas durante a compostagem dos dejetos de cabras. **Engenharia Agrícola**, v. 27, n. 3, p. 764-772, 2007.

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, 2010.

ORRICO JÚNIOR, M. A. P.; ORRICO, A. C. A.; LUCAS JÚNIOR, J. de. Compostagem da fração sólida da água residuária de suinocultura. **Engenharia Agrícola**, v. 29, n. 3, p. 483-491, 2009.

PAGANS, E.; BARRENA, R.; FONT, X.; SÁNCHEZ, A. Ammonia emissions from the composting of different organic wastes. Dependency on process temperature. **Chemosphere**, v. 62, n. 9, p. 1534-1542, 2006.

PAIVA, E. C. R.; MATOS, A. T. de; AZEVEDO, M. A.; BARROS, R. T. P. de; COSTA, T. D. R. Avaliação da compostagem de carcaças de frango pelos métodos da composteira e de leiras estáticas aeradas. **Engenharia Agrícola**, v. 32, n. 5, p. 961-970, 2012.

PAREDES, C. Bio-degradation of olive mill wastewater sludge by its co-composting with agricultural wastes. **Bioresource Technology**, v. 85, p. 1-8, 2002.

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 Soils**, v. 32, n. 3, p. 222-227, 2000.

PEIXOTO, R. T. dos G. **Compostagem**: opção para o manejo orgânico do solo. Londrina: IAPAR, 1988.

PEREIRA NETO, J. T. **Manual de compostagem**: processo de baixo custo. Viçosa: UFV, 2007.

PETRIC, I.; ŠESTAN, A.; ŠESTAN, I. Influence of wheat straw addition on composting of poultry manure. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 87, n. 3, p. 206-212, 2009.

PINHO, I. A.; LOPES, D. V.; MARTINS, R. C.; QUINA, M. J. Phytotoxicity assessment of olive mill solid wastes and the influence of phenolic compounds. **Chemosphere**, v. 185, p. 258-267, 2017.

QIAN, X.; SHEN, G.; WANG, Z.; GUO, C.; LIU, Y.; LEI, Z.; ZHANG, Z. Co-composting of livestock manure with rice straw: Characterization and establishment of maturity evaluation system. **Waste Management**, v. 34, n. 2, p. 530-535, 2014.

RAJ, D.; ANTIL, R. S. Evaluation of maturity and stability parameters of composts prepared from agro-industrial wastes. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 3, p. 2868-2873, 2011.

RASHAD, F. M.; SALEH, W. D.; MOSELHY, M. A. Bioconversion of rice straw and certain agro-industrial wastes to amendments for organic farming systems: 1. Composting, quality, stability and maturity indices. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 15, p. 5952-5960, 2010.

RAUT, M. P.; PRINCE WILLIAM, S. P. M.; BHATTACHARYYA, J. K.; CHAKRABARTI, T.; DEVOTTA, S. Microbial dynamics and enzyme activities during rapid composting of municipal solid waste - a compost maturity analysis perspective. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 14, p. 6512-6519, 2008.

RICH, N.; BHARTI, A.; KUMAR, S. Effect of bulking agents and cow dung as inoculant on vegetable waste compost quality. **Bioresource Technology**, v. 252, p. 83-90, 2017.

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.

SAID-PULLICINO, D.; ERRIQUENS, F. G.; 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, Ó. J.; OSPINA, D. A.; MONTOYA, S. Compost supplementation with nutrients and microorganisms in composting process. **Waste Management**, v. 69, n. 26, p. 136-153, 2017.

SILVA, P. E. R. **Qualidade do composto orgânico em função da frequência de revolvimentos e das condições ambientais**. 2017. 49f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola. Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2017.

SMIDT, E.; MEISSL, K. The applicability of Fourier transform infrared (FT-IR) spectroscopy in waste management. **Waste Management**, v. 27, n. 2, p. 268-276, 2007.

STEVENSON, F. J. **Humus chemistry: Genesis, composition, reactions**. New York, John Wiley & Sons, 1994. 443p.

SUNADA, N. da S.; ORRICO, A. C. A.; ORRICO JUNIOR, M. A. P.; CENTURION, S. R.; OLIVEIRA, A. B. de M.; FERNANDES, A. R. M.; LUCAS JUNIOR, J. de; SENO, L. de O. Compostagem de resíduo sólido de abatedouro avícola. **Ciência Rural**, v. 45, n. 1, p. 178-183, 2015.

TATÀNO, F.; PAGLIARO, G.; GIOVANNI, P. di; FLORIANI, E.; MANGANI, F. Biowaste

home composting: Experimental process monitoring and quality control. **Waste Management**, v. 38, p. 72–85, 2015.

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

TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. A.; BOHNEN, H.; WOLKWEISS, S. J. **Análise de solo, plantas e outros materiais**. 2.ed., Porto alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1995. 174p

TURAN, N. G. The effects of natural zeolite on salinity level of poultry litter compost. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 7, p. 2097–2101, 2008.

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

VILLAR, I.; ALVES, D.; GARRIDO, J.; MATO, S. Evolution of microbial dynamics during the maturation phase of the composting of different types of waste. **Waste Management**, v. 54, p. 83-92, 2016.

WANG, Q.; AWASTHI, M. K.; ZHAO, J.; REN, X.; LI, R.; WANG, Z.; WANG, M.; ZHANG, Z. Improvement of pig manure compost lignocellulose degradation, organic matter humification and compost quality with medical stone. **Bioresource Technology**, v. 243, p. 771-777, 2017.

WU, L.; MA, L. Q.; MARTINEZ, G. A. Comparison of Methods for Evaluating Stability and Maturity of Biosolids Compost. **Journal of Environment Quality**, v. 29, n. 2, p. 424-429, 2000.

XI, B. D.; HE, X. S.; WEI, Z. M.; JIANG, Y.; LI, M.; LI, D.; LI, Y.; DANG, Q. Effect of inoculation methods on the composting efficiency of municipal solid wastes. **Chemosphere**, v. 88, n. 6, p. 744-750, 2012.

XIU-LAN, Z.; LI, B.; NI, J.; XIE, D. Effect of four crop straws on transformation of organic matter during sewage sludge composting. **Journal of Integrative Agriculture**, v. 5, p. 232-240, 2016.

YANG, F.; LI, G.; SHI, H.; WANG, Y. Effects of phosphogypsum and superphosphate on compost maturity and gaseous emissions during kitchen waste composting. **Waste Management**, v. 36, p. 70-76, 2015.

YUAN, J.; CHADWICK, D.; ZHANG, D.; LI, G.; CHEN, S.; LUO, W.; DU, L.; HE, S.; PENG, S. Effects of aeration rate on maturity and gaseous emissions during sewage sludge composting. **Waste Management**, v. 56, p. 403-410, 2016.

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.

ZMORA-NAHUM, S.; MARKOVITCH, O.; TARCHITZKY, J.; CHEN, Y. Dissolved organic carbon (DOC) as a parameter of compost maturity. **Soil Biology and Biochemistry**,

v. 37, n. 11, p. 2109–2116, 2005.

ZUCCONI, F.; PERA, A.; FORTE, M.; BERTOLDI, M. de. Evaluating toxicity of immature compost. **BioCycle**, v. 22, p. 54-57, 1981.