

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

**MATERIAIS LIGNOCELULÓSICOS NA COMPOSTAGEM DE RESÍDUOS DA
AGROINDÚSTRIA DO FRANGO DE CORTE**

FRANCIELI HELENA BERNARDI

**CASCADEL – PARANÁ
FEVEREIRO DE 2015**

FRANCIELI HELENA BERNARDI

**MATERIAIS LIGNOCELULÓSICOS NA COMPOSTAGEM DE RESÍDUOS DA
AGROINDÚSTRIA DO FRANGO DE CORTE**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola em cumprimento parcial aos requisitos para obtenção do título de Doutora em Engenharia Agrícola, área de concentração em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental.

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

**CASCADEL - PARANÁ
FEVEREIRO DE 2015**

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)

B444m

Bernardi, Francieli Helena

Materiais lignocelulósicos na compostagem de resíduos da agroindústria do frango de corte../Francieli Helena Bernardi. Cascavel, 2015.

63p.

Orientador: Prof^a. Dr^a. Mônica Sarolli Silva de Mendonça Costa

Tese (Doutorado) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná.
Programa de Pós-Graduação Stricto Sensu em Engenharia Agrícola

1. Resíduos agroindustriais. 2. Pátio de compostagem - Otimização. 3. Composto final – Valor agrônômico. 5. Respiração basal. 6. Atividade enzimática. I. Costa, Mônica Sarolli Silva de Mendonça Costa. II. Universidade Estadual do Oeste do Paraná. III. Título.

CDD 21.ed. 628.7466
636.5

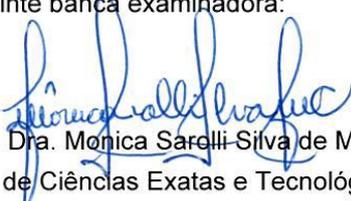
Ficha catalográfica elaborada por Helena Soterio Beijo – CRB 9^a/965

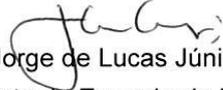
Texto revisado: português, inglês e normas por Dhandara Soares de Lima

FRANCIELI HELENA BERNARDI

"Materiais lignocelulósicos na compostagem de resíduos de agroindústria do frango de corte"

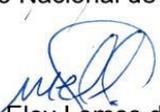
Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação "*Stricto Sensu*" em Engenharia Agrícola em cumprimento parcial aos requisitos para obtenção do título de doutor em Engenharia Agrícola, área de concentração Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, **aprovada** pela seguinte banca examinadora:


Orientadora: Profa. Dra. Monica Sarelli-Silva de Mendonça Costa
Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, Unioeste


Prof. Dr. Jorge de Lucas Júnior
Departamento de Engenharia Rural, UNESP


Prof. Dr. Carlos Alberto Casali
Colegiado do Curso de Agronomia, UTFPR


Dr. Luiz Antonio de Mendonça Costa
Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, CNPq/RHAE


Prof. Dr. Eloy Lemos de Mello
Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, Unioeste

Cascavel, 06 de fevereiro de 2015.

BIOGRAFIA

FRANCIELI HELENA BERNARDI – Filha de Olice Antônio Bernardi e Renilde Maria Bernardi, nascida em 14 de junho de 1986, natural da cidade de Palotina, estado do Paraná. Em 2008 graduou-se em Tecnologia em Meio Ambiente pela Universidade Estadual de Maringá – UEM –, *Campus* de Umuarama - PR. Em 2009, concluiu o curso de pós-graduação (*Lato sensu*) pela Faculdade Assis Gurgacz – FAG – Cascavel – PR, em Auditoria, Perícia e Gestão Ambiental. Mestre em Engenharia Agrícola – área de concentração: Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola (PGEAGRI) – UNIOESTE (2010). Ingressou como aluna de doutorado do PGEAGRI em 2011, orientada pela Profa. Dra. Mônica Sarolli Silva de Mendonça Costa.

Dedico esta dissertação aos meus pais Olice e Renilde Bernardi,
ao meu irmão, Anderson Bernardi, e ao meu namorado, Amélio Júnior
pelo carinho, o companheirismo e o apoio
à realização deste trabalho.

AGRADECIMENTOS

A Deus, pelo dom da vida, pela inspiração e o conforto em todos os momentos desta caminhada, por ter me concedido condições de concretizar mais uma conquista em minha vida.

À minha família, meus queridos pais, Renilde e Olice, meu irmão e minha cunhada, Anderson e Juliane, e ao meu namorado, Amélio Júnior, pelas orações, pela paciência e por terem se privado do seu tempo comigo para que eu concluísse esse trabalho. A vocês que sempre acreditaram na minha capacidade de vencer e me auxiliaram em tudo, obrigada por todo o carinho e o apoio, por proporcionarem a realização deste sonho, agradeço o amor e o esforço de cada dia, tudo que consegui devo a vocês;

À minha orientadora e amiga querida, professora Dra. Mônica Sarolli Silva de Mendonça Costa, e ao Professor Dr. Luiz Antonio de Mendonça Costa, pela dedicação constante, a ajuda, a paciência, a compreensão no desenvolvimento deste trabalho, por ser essa orientadora exemplar, e principalmente pelas orientações, que foram essenciais para o meu crescimento;

Às amigas de PGEAGRI, Natássia Jersak Cosmann, Carla Limberger Lopes, Shaiane Dal'Maso Lucas, Fernanda Cristina Araujo, pelo apoio e a companhia sempre, e principalmente pelas palavras de encorajamento;

Aos meus amigos do LARA, Leocir José Carneiro, Higor Lorin, Eder Bugatti, Marcos Rozatti, Victor Rozatti, Darci Leal, Bruno Ribeiro, Ana Maria, Daniele Borba, Mateus Barbosa e principalmente ao Dércio e à Paula Delise, que sempre me ajudaram. Obrigada a todos por tudo, pelo companheirismo, pelas risadas e o auxílio na condução do experimento e nas análises laboratoriais; sem vocês esse trabalho não teria se concretizado;

Às agências de fomento CAPES e Fundação Araucária pela bolsa de estudos durante o doutorado e pelos recursos financeiros, respectivamente;

Aos colegas do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, ao *campus* da UNIOESTE de Cascavel e aos seus funcionários, pela colaboração, em especial a Edison Barbosa da Cunha, Euro Kava Kailer e Fernando Leithardt e Seu Sírio, por serem sempre tão prestativos; a todos os professores que contribuíram de uma ou outra forma na minha formação;

Finalmente, agradeço a todos que de alguma forma, contribuíram para a realização deste trabalho e para minha formação.

MATERIAIS LIGNOCELULÓSICOS NA COMPOSTAGEM DE RESÍDUOS DA AGROINDÚSTRIA DO FRANGO DE CORTE

RESUMO

O processo de compostagem é utilizado como principal forma de estabilizar resíduos agroindustriais provenientes da cadeia produtiva do frango de corte. Trata-se dos resíduos gerados no período que antecede a fase de engorda e durante o abate e industrialização da carne, originalmente inadequados ao processo de compostagem por apresentarem altos teores de nitrogênio. Objetivou-se avaliar diferentes materiais lignocelulósicos disponíveis regionalmente como fonte de carbono a ser adicionado na compostagem destes resíduos. Os materiais lignocelulósicos avaliados foram: resíduos da desfibrilação do algodão, podas de árvores urbanas, serragem, bagaço de cana moído e capim napier triturado, que em mistura com os demais resíduos (cama de matrizeiro, resíduos de incubatório, lodo de flotador, tripa celulósica e carvão), constituíram os tratamentos. Foram montadas e monitoradas cinco leiras, com relação C:N em torno de 30. As leiras foram revolvidas duas vezes por semana no primeiro mês e uma vez por semana nos meses seguintes até a estabilização, confirmada pelo declínio da temperatura da leira até atingir os valores da temperatura ambiente. A cada revolvimento, a umidade foi corrigida para 60%. Os parâmetros avaliados foram o tempo de compostagem e as reduções de massa e volume (parâmetros relacionados à otimização do pátio de compostagem); perdas de N, P e K, concentração de N, P e K e relação ácidos húmicos:ácidos/fúlvicos – AH/AF que permitiram caracterizar o valor agronômico do composto final. Monitorou-se os parâmetros microbiológicos, como a respiração basal e a atividade enzimática de β -glucosidase, celulase, fosfatase ácida e alcalina. Com auxílio de técnicas da Análise Multivariada (Análise de Agrupamento e de Componentes Principais), concluiu-se que o tratamento em que se utilizou o resíduo da desfibrilação de algodão como fonte de carbono permite otimizar a utilização do pátio de compostagem e proporciona a produção de um composto orgânico com maior valor agronômico. Com relação aos parâmetros microbiológicos, estes foram mais intensos na fase termofílica, sendo a atividade de celulase a mais pronunciada.

PALAVRAS-CHAVE: otimização do pátio de compostagem; valor agronômico do composto final; respiração basal; atividade enzimática.

LIGNOCELLULOSIC MATERIALS IN POULTRY CHAIN AGROINDUSTRIAL WASTE COMPOSTING

ABSTRACT

The composting process has been used as the main way to stabilize agro-industrial waste from the broiler production chain. These wastes are generated in the run-fattening stage and during the slaughtering and processing of meat, originally inadequate to composting process due to its high levels of nitrogen. The objective of this research was to evaluate different lignocellulosic materials available regionally as a carbon source to be added to the composting process. The lignocellulosic materials were carding cotton waste, pruning of urban trees, sawdust, crushed sugarcane bagasse and crushed napier grass, which mixed with other wastes (reproductive poultry bedding, hatchery waste, flotation sludge, sausage skins and coal from boilers), constituted the treatments. Five windrows were set up and monitored, with C:N ratio of around 30. The windrows were turned twice a week in the first month and once a week in the following months until stabilization, confirmed by the decline of the windrow temperature until it reaches values of room temperature. At every turning, moisture was adjusted to 60%. The time of composting was evaluated, as well as mass reductions and volume (parameters related to optimization of the composting area); losses of N, P and K; concentration of N, P and K and the ratio of humic to fulvic acid - HA / FA that to characterize the agronomic value of the final compost, in addition to monitoring of microbiological parameters such as basal respiration and activity enzymatic β -glucosidase, cellulase, acid and alkaline phosphatase. With the aid of techniques of Multivariate Analysis (Cluster Analysis and Principal Component), it was concluded that the treatment which used the carding cotton waste as a carbon source allowed optimizing the use of composting area and provided the production of a organic compost with greater agronomic value. Regarding the microbiological parameters, these were most intense in the thermophilic phase, being the cellulase activity most accentuated.

KEY WORDS: broiler meat production chain wastes; optimization of the composting area; agronomic value of the final compost; basal respiration; enzymatic activity.

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS	VIII
LISTA DE FIGURAS	IX
1. INTRODUÇÃO	1
2. REVISÃO DE LITERATURA.....	3
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	9
3.1. CARACTERIZAÇÃO DOS RESÍDUOS ORGÂNICOS UTILIZADOS NO ESTUDO	9
3.1.1. <i>Resíduos utilizados como fonte de carbono</i>	9
3.1.1.1 <i>Resíduo da desfibrilação de algodão</i>	9
3.1.2. <i>Resíduos agroindustriais</i>	12
3.2. PROCESSO DE COMPOSTAGEM.....	17
3.2.1. <i>Caracterização geográfica da área de pesquisa</i>	17
3.2.2. <i>Condução do experimento</i>	18
3.3.2. <i>Parâmetros químicos e físicos avaliados</i>	21
3.3.3. <i>Parâmetros microbiológicos e bioquímicos utilizados</i>	22
3.4. DELINEAMENTO EXPERIMENTAL E ANÁLISE ESTATÍSTICA.....	24
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	26
4.1. OTIMIZAÇÃO DO PÁTIO DE COMPOSTAGEM.....	26
4.2. VALOR AGRONÔMICO DO COMPOSTO FINAL	34
4.3. ASPECTOS MICROBIOLÓGICOS.....	39
4.3.1. <i>Respiração basal</i>	39
4.3.2. <i>Atividades enzimáticas durante o processo de compostagem</i>	40
5. CONCLUSÕES	44
6. REFERÊNCIAS.....	45

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 COMPOSIÇÃO INICIAL DOS RESÍDUOS UTILIZADOS DURANTE O PROCESSO DE COMPOSTAGEM.....	16
TABELA 2 QUANTIDADE DE MATERIAL QUE SERÁ UTILIZADO EM CADA TRATAMENTO, EM KG NA MATÉRIA NATURAL	18
TABELA 3 VALORES DO TEMPO DE COMPOSTAGEM, REDUÇÕES DE MASSA E VOLUME E EQUAÇÕES DE REGRESSÃO DE MASSA E VOLUME DOS TRATAMENTOS	28
TABELA 4 QUANTIDADES MÉDIAS DE LIGNINA, CELULOSE E HEMICELULOSE PRESENTES NAS LEIRAS DE COMPOSTAGEM NO INÍCIO E NO FINAL DO PROCESSO BEM COMO AS REDUÇÕES E RELAÇÕES ENTRE AS FRAÇÕES	30
TABELA 5 QUANTIDADES MÉDIAS DE CARBONO E NITROGÊNIO, CONCENTRAÇÃO DE CARBONO E RELAÇÃO C:N NO INÍCIO E AO FINAL DO PROCESSO DE COMPOSTAGEM.....	33
TABELA 6 CORRELAÇÃO LINEAR ENTRE AS VARIÁVEIS	34
TABELA 7 COMPONENTES PRINCIPAIS (CPS), PROPORÇÃO DE VARIÂNCIA EXPLICADA PELOS CPS E PROPORÇÃO DE VARIÂNCIA ACUMULADA PARA OS CPS CALCULADOS EM FUNÇÃO DAS 10 VARIÁVEIS PESQUISADAS.....	34
TABELA 8 QUANTIDADES MÉDIAS DE MACRONUTRIENTES E % DE PERDAS DURANTE O PROCESSO	36
TABELA 9 VALORES MÉDIOS DAS CONCENTRAÇÕES DE N, P E K E PH NO COMPOSTO FINAL, ALÉM DA CE NO INÍCIO E FINAL DO PROCESSO.....	37
TABELA 10 CONCENTRAÇÕES MÉDIAS DE ÁCIDOS FÚLVICOS E HÚMICOS, NO INÍCIO E AO FINAL DO PROCESSO DE COMPOSTAGEM E RELAÇÃO ENTRE AH/AF.....	38
TABELA 11 INFORMAÇÕES SOBRE A FASE TERMOFÍLICA DO PROCESSO DE COMPOSTAGEM.....	40

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 ASPECTO DO RESÍDUO PROVENIENTE DA DESFIBRILAÇÃO DE ALGODÃO UTILIZADO NA COMPOSTAGEM DE RESÍDUOS AGROINDUSTRIAIS.....	9
FIGURA 2 ASPECTO DO RESÍDUO PROVENIENTE DA PODA DE ÁRVORES URBANAS UTILIZADO NA COMPOSTAGEM DE RESÍDUOS AGROINDUSTRIAIS.....	10
FIGURA 3 ASPECTO DO RESÍDUO PROVENIENTE DA SERRAGEM UTILIZADO NA COMPOSTAGEM DE RESÍDUOS AGROINDUSTRIAIS.	11
FIGURA 4 ASPECTO DO RESÍDUO PROVENIENTE DA CANA DE AÇÚCAR UTILIZADO NA COMPOSTAGEM DE RESÍDUOS AGROINDUSTRIAIS.	11
FIGURA 5 ASPECTO DO RESÍDUO PROVENIENTE DO CAPIM NAPIER UTILIZADO NA COMPOSTAGEM DE RESÍDUOS AGROINDUSTRIAIS.	12
FIGURA 6 ASPECTO DO RESÍDUO GERADO NO INCUBATÓRIO COMPONENTE DA COMPOSTAGEM DE RESÍDUOS AGROINDUSTRIAIS.	13
FIGURA 7 CAMA DE MATRIZEIRO COMPONENTE DA COMPOSTAGEM DE RESÍDUOS AGROINDUSTRIAIS.	14
FIGURA 8 LODO DE FLOTADOR DO ABATEDOURO DE AVES COMPONENTE DA COMPOSTAGEM DE RESÍDUOS AGROINDUSTRIAIS.	15
FIGURA 9 RESÍDUO DO CARVÃO REMANESCENTE DA CALDEIRA COMPONENTE DA COMPOSTAGEM DE RESÍDUOS AGROINDUSTRIAIS.	15
FIGURA 10 RESÍDUO DE INVÓLUCRO DE EMBUTIDOS COMPONENTE DA COMPOSTAGEM DE RESÍDUOS AGROINDUSTRIAIS.	16
FIGURA 11 LOCALIZAÇÃO GEOGRÁFICA DO MUNICÍPIO DE CASCAVEL/PR E DA ÁREA DO NEEA.	17
FIGURA 12 BALANÇA UTILIZADA PARA PESAGEM.	19
FIGURA 13 CAMADAS DAS LEIRAS NO INÍCIO DO PROCESSO COMPONENTE DA COMPOSTAGEM DE RESÍDUOS AGROINDUSTRIAIS.	19
FIGURA 14 CAIXA UTILIZADA PARA DETERMINAÇÃO DO VOLUME COM DIMENSÕES CONHECIDAS, LARGURA 1,21 M, ALTURA DE 0,80 M, E COMPRIMENTO DE 1,83 M.	20
FIGURA 15 DENDOGRAMA OBTIDO PELO MÉTODO DA LIGAÇÃO MÉDIA COM BASE NA DISTÂNCIA EUCLIDIANA.	27
FIGURA 16 GRÁFICO BIPLLOT A PARTIR DA ACP PARA OS PARÂMETROS QUE INDICAM A QUALIDADE DO COMPOSTO FINAL EM FUNÇÃO DAS DIFERENTES FONTES DE CARBONO.	35

FIGURA 17	COMPORTAMENTO DA RESPIRAÇÃO BASAL DURANTE O PROCESSO DE COMPOSTAGEM EM TODOS OS TRATAMENTOS AVALIADO A CADA 15 DIAS (A) E COMPORTAMENTO DA TEMPERATURA SEMANAL DURANTE O PROCESSO (B).....	39
FIGURA 18	COMPORTAMENTO DAS ATIVIDADES ENZIMÁTICAS FOSFATASE ÁCIDA (A), FOSFATASE BÁSICA (B), B-GLUCOSIDASE (C) E CELULASE (D) DURANTE O PROCESSO DE COMPOSTAGEM.....	41
FIGURA 19	COMPORTAMENTO DO PH DURANTE O PROCESSO DE COMPOSTAGEM.....	42

1. INTRODUÇÃO

A região Oeste do Estado do Paraná é uma das mais desenvolvidas em termos agroindustriais. A cadeia produtiva do frango de corte é a grande responsável por esta posição. Segundo dados da SEAB/DERAL, em 2014 foram abatidas mais de 1,3 bilhões de cabeças de frango no Paraná, ocupando este estado o primeiro lugar no ranking brasileiro, seguido pelo Rio Grande Sul e por Santa Catarina. Entre 2008 e 2012, os municípios de Cascavel e Toledo lideraram o ranking no número de cabeças abatidas, somando, os dois juntos, quase 450 milhões de aves abatidas em 2012. Esses números revelam o desenvolvimento da agroindústria na região, que vem aliado à geração significativa de resíduos sólidos, altamente poluentes, principalmente aqueles gerados no período que antecede a fase de engorda (matrizeiro e incubatório) e durante a fase de abate (lodo de flotador e tripa celulósica).

Nos últimos anos, o destino mais aceitável para estes resíduos tem sido o processo de compostagem. Várias usinas de compostagem foram instaladas próximas aos centros de produção, geralmente cooperativas, e têm trabalhado no sistema de leiras revolvidas a céu aberto. Entretanto, a limitação de área dos pátios de compostagem, aliada à velocidade com que os resíduos são produzidos, tem comprometido a qualidade do composto final.

Além disso, as características químicas dos resíduos gerados neste segmento agroindustrial, não são naturalmente adequadas ao processo de compostagem. A maioria dos resíduos apresenta quantidade significativa de nitrogênio, por se tratar de material de origem animal. Assim, para que o processo se desenvolva de forma eficiente, fontes de carbono precisam ser adicionadas à massa de compostagem para balancear a relação C:N. Dessa forma, pode-se promover a estabilização dos resíduos em tempo adequado e com o mínimo de perdas de nutrientes, principalmente o nitrogênio, altamente volátil durante a fase termófila do processo.

A escolha da fonte de carbono tem como premissa, por se tratar de um segmento econômico, a disponibilidade do material, ou seja, a proximidade e a facilidade na obtenção. Esta escolha, entretanto, pode não ser a ideal no que se refere à eficiência do processo. Relatos da literatura apontam para a importância da qualidade do carbono presente na fonte, se degradável ou recalcitrante (EKLIND; KIRCHMANN, 2000; ORRICO JR et al., 2007; BERNAL; ALBUQUERQUE; MORAL, 2009; PETRIC et al., 2009; LI et al., 2013; KHAN et al., 2014).

Assim, como a disponibilidade do material é fator preponderante nesta situação, a avaliação da eficiência das opções existentes torna-se um importante aliado na tomada de decisão.

A qualidade do carbono irá determinar fatores importantes no processo, como a otimização do pátio de compostagem, que engloba o tempo de compostagem e a redução de massa e volume. Quanto mais tempo a leira permanecer no pátio de compostagem para atingir a estabilidade e quanto menor a redução de massa e consequentemente volume, maior a área necessária. Neste sentido, fontes de carbono de fácil biodegradação apresentam menor tempo de compostagem e maiores reduções de massa e volume. Portanto, o conhecimento das frações que compõem o material vegetal (lignina, celulose e hemicelulose) torna-se necessário como ferramenta para a escolha do resíduo a ser usado como fonte de carbono.

Além dos parâmetros que monitoram a eficiência do processo de compostagem (temperatura, perda de massa e volume, tempo de compostagem) e daqueles que revelam o potencial fertilizante do produto final (concentração de macronutrientes, porcentagem de perdas de nutrientes, condutividade elétrica, pH, relação ácidos húmicos (AH)/ácidos fúlvicos (AF)), tem-se observado especial interesse na atividade microbológica e enzimática durante a compostagem. O comportamento da atividade enzimática torna-se importante para estabelecer uma relação entre a intensidade de degradação das frações específicas de carbono orgânico durante todo o processo, auxiliando na escolha da melhor fonte.

Como são muitas as variáveis que devem ser consideradas na escolha da principal fonte de carbono, ferramentas estatísticas, como a Análise Multivariada – Análise de Agrupamento e Análise de Componentes Principais, auxiliam na construção de uma resposta robusta, considerando aspectos relacionados à otimização do pátio de compostagem e do valor agrônômico do produto final.

Objetivou-se avaliar o efeito de diferentes materiais lignocelulósicos na compostagem de resíduos agroindustriais da cadeia produtiva do frango de corte, com relação à otimização do pátio de compostagem, do valor agrônômico do composto orgânico final e das atividades microbológica e enzimática durante o processo.

2. REVISÃO DE LITERATURA

Resíduos agroindustriais são aqueles provenientes da transformação de produtos (matéria-prima) de origem vegetal e animal. Com o aumento da agroindustrialização no estado do Paraná, e de forma expressiva na região oeste (MELO; PARÉ, 2007), tem-se observado um aumento significativo da produção de resíduos, principalmente por cooperativas que em sistema de integração são as grandes responsáveis pela transformação de produtos de origem animal, principalmente da cadeia produtiva de frangos de corte (MELO et al., 2008).

Estes resíduos têm características peculiares e são produzidos nas fases que antecedem a agroindústria e durante o processo de transformação. Um dos segmentos mais expressivos na região oeste é a cadeia produtiva do frango de corte, presente em todas as cooperativas da região (GOMES et al., 2006). Trata-se de resíduos gerados nas fases que antecedem a engorda (cama de matrizeiro e resíduos de incubatório), durante o abate e a industrialização da carne (lodo de flotador, tripa celulósica e carvão), os quais são detalhadamente descritos por Bernardi (2011).

No cenário atual, o meio para estabilização destes resíduos é o processo de compostagem. Tal processo ocorre na presença de oxigênio, quando o material orgânico é degradado, liberando calor e CO₂, gerando um produto denominado composto orgânico (COSTA et al., 2009; ORRICO JR. et al., 2009; BRITO et al., 2010; ORRICO JR. et al., 2012; CARNEIRO et al., 2013; COSTA et al., 2015).

Existem alguns fatores que interferem neste processo, como umidade correta (LUO et al., 2008; MILLER, 2009; JIANG et al., 2011; HUET et al., 2012), presença de ar (OGUNWANDE; OSUNADE, 2011; BARI; KOENIG, 2012; BLAZY et al., 2014; CHOWDHURY et al., 2014) e a relação entre os teores de carbono e nitrogênio da mistura a ser compostada (ZHU, 2007; GAO et al., 2010; SUN et al., 2011; KÜLCÜA; YALDIZ, 2014). Em conjunto, a qualidade do carbono presente no material utilizado na composição da relação C:N tem merecido destaque na literatura. Eklind e Kirchmann (2000) estudaram a dinâmica da decomposição de diferentes materiais usados como fontes de carbono (palha, folhas, madeira, fibras longa, papel e turfa) durante a compostagem da fração orgânica do lixo doméstico. Os autores concluem que as características das fontes de carbono influenciaram fortemente o processo de compostagem, destacando o teor inicial de lignina das misturas como altamente correlacionado com o residual de C orgânico. Komilis e Ham (2003) avaliaram o processo de biodegradação de sete componentes de resíduos sólidos e suas misturas, sob condições ótimas de aeração, e constataram que os materiais com alto teor de

lignina ou alto teor de açúcar apresentam, respectivamente, baixa e alta taxa de degradação. Bernal, Albuquerque e Moral (2009) apresentam revisão bibliográfica sobre a compostagem de resíduos animais e os critérios químicos para avaliação da maturidade de compostos orgânicos e relatam que, para produzir um composto orgânico de alta qualidade, a escolha do agente estruturante (fonte de carbono) adequado é essencial. Li et al. (2013) avaliaram o efeito de diferentes fontes de carbono sobre emissões de amônia e constataram que a combinação de sacarose e pó de palha tornam possível uma redução drástica das emissões de amônia pela imobilização do nitrogênio, o que não se observou quando sacarose ou pó de palha foram avaliados isoladamente. Zhou et al. (2014) avaliaram as substâncias húmicas formadas a partir da compostagem de resíduos de alimentos, serragem e resíduos de ervas medicinais chinesas em diferentes proporções e concluíram que a maior relação AH/AF foi observada na proporção de 1:1:1 dos resíduos utilizados. Também constataram que os altos teores de lignina dos resíduos de ervas chinesas melhoram e aceleram o processo de humificação do composto, pois fornecem o núcleo para a formação dos AH.

A qualidade do carbono utilizado como agente estruturante no processo de compostagem refere-se, principalmente, às proporções dos diferentes compostos de carbono presentes no material (carboidratos, aminoácidos, ácidos graxos, celulose, hemicelulose, lignina etc). O complexo de moléculas de lignina + celulose + hemicelulose define uma macromolécula denominada lignocelulose (SERRAMIÁ et al., 2010; FENG et al., 2011) e sua degradação é fator importante no processo de compostagem, sendo os resíduos das atividades agrícolas, sua principal fonte (JURADO et al., 2014). A dificuldade de degradação dos resíduos lignocelulósicos está ligada ao fato de que a lignina é um polímero altamente irregular e insolúvel, quimicamente ligado por ligações covalentes de hemicelulose. Além disso, o complexo lignina-carboidrato envolve a celulose na parede celular. Esta estrutura complexa inibe a transformação da lignocelulose e, conseqüentemente, retarda a degradação dos resíduos lignocelulósicos na natureza. Além disso, é geralmente aceito que a decomposição da lignina é o fator limitante do processo de compostagem (FENG et al., 2011).

Na literatura são apresentadas diferentes pesquisas em que se estudou o comportamento de resíduos lignocelulósicos durante o processo de compostagem (HUANG et al., 2010; SERRAMIÁ et al., 2010; PARADELO et al., 2013; LÓPEZ-GONZÁLEZ et al., 2013, 2014 e 2015; JURADO et al., 2014). Entretanto, diferentemente do foco deste trabalho, nos relatos citados busca-se melhorar a

eficiência da compostagem dos resíduos lignocelulósicos. Em se tratando de resíduos agroindustriais provenientes da cadeia produtiva do frango de corte, estes apresentam baixos teores de carbono. Neste caso e baseado em premissas relatadas na literatura, torna-se necessário estudar o comportamento de diferentes fontes de materiais lignocelulósicos na degradação de resíduos ricos em nitrogênio.

Neste sentido, dois trabalhos relatam a importância da disponibilidade de nitrogênio em promover a degradação do carbono: o primeiro conduzido por Serramiá et al. (2010), que avaliaram a degradação de resíduos da produção de azeite de oliva com as fontes de nitrogênio (poda de oliveira, dejetos de ovelhas, de cavalos e ureia); e o segundo de Cayuela et al. (2012), que utilizaram como fontes de nitrogênio farinha de carne e ossos, couro hidrolisado, farinha de sangue e farinha de cascos e chifres na composição com dois resíduos lignocelulósicos, a palha de trigo e *resíduos* da desfibrilação de algodão. Ambos atestaram os efeitos da disponibilidade do nitrogênio na composição das misturas, mas Serramiá et al. (2010) são categóricos ao afirmar que apenas a alta concentração de N mineral disponível (pelo uso de ureia) marcadamente afetou a degradação da fração lignocelulósica e reduziu a duração total do processo de compostagem.

Portanto, o que se pode inferir pelos relatos da literatura é que, muito além da relação C:N da mistura a ser compostada, a eficiência do processo é atingida desde que haja compatibilidade no consumo das formas disponíveis de carbono e nitrogênio, considerando três partes de C para uma parte de N (KIEHL, 2010). Neste sentido, dada a grande variabilidade da composição química dos diferentes resíduos agroindustriais e suas misturas, o entendimento do comportamento do processo de compostagem, considerando o consumo entre carbono e nitrogênio, só é possível com estudos como este.

Na tentativa de elucidar o comportamento do processo de compostagem de resíduos da agroindústria do frango de corte, surge o monitoramento da atividade microbológica, pois trata-se de uma reação bioquímica de decomposição da matéria orgânica realizada por microorganismos. A compostagem é um processo de auto aquecimento, e a temperatura é uma função da acumulação de calor gerado metabolicamente e é, simultaneamente, um determinante da atividade enzimática (TANG et al., 2007) e da respiração microbiana.

Diferentes fases são observadas dentro do processo de compostagem, que são principalmente a fase mesófila (< 40 °C) e a termófila (> 40 °C). Conforme a degradação microbiana vai aumentando, os microorganismos liberam calor, pois

possuem um metabolismo exotérmico, gerando durante a compostagem elevadas temperaturas.

A compostagem é um processo complexo, caracterizado pela intervenção de muitas comunidades microbianas diferentes. Algumas podem ficar ao longo de todo o processo, enquanto muitas outras estão presentes apenas quando as condições ambientais e nutricionais são apropriadas, como temperatura e natureza dos substratos orgânicos (STEGER et al., 2005; TIQUIA, 2005; VARGAS-GARCIA et al., 2010).

Um conhecimento da dinâmica de degradação de matéria orgânica e dos aspectos da atividade biológica são necessários para entender melhor a dinâmica do processo de compostagem. Alguns índices são utilizados para monitorar a atividade microbiana no processo de compostagem, dentre eles estão a medição da taxa de respiração basal (produção de CO₂), que indica o total de atividade metabólica de todos os processos microbiológicos que ocorrem durante a degradação do material orgânico. Isto tem sido utilizado como uma medida para monitorar a atividade microbiana e a degradação do material orgânico (GARCIA-GOMEZ; ROIG; BERNAL, 2003; ROS; GARCIA; HERNANDEZ, 2006; GOMEZ-BRANDON; LAZCANO; DOMINGUEZ, 2008; HACHICHA et al., 2009; BELYAEVA; HAYNES; STURM, 2012).

A respiração basal também pode ser utilizada como um dos parâmetros para avaliar o grau de estabilidade biológica do material compostado (GARCIA; GOMEZ; ROIG; BERNAL, 2003).

A maior parte das modificações que a matéria orgânica sofre durante a compostagem são mensuradas através das enzimas produzidas no processo. Assim, o acompanhamento das atividades enzimáticas em todo o processo fornece valiosas informações relacionadas à dinâmica de elementos nutricionais importantes, como C, N ou P, e contribui para uma melhor compreensão das transformações que ocorrem durante a compostagem (VARGAS-GARCIA et al, 2010).

Microorganismos não podem metabolizar diretamente as partículas insolúveis de materiais orgânicos. Em vez disso, eles produzem enzimas hidrolíticas extracelulares para despolimerizar os compostos maiores de fragmentos em compostos menores que são solúveis em água (TIQUIA, WAN; TAM, 2001). Enzimas extracelulares são conhecidas por estarem envolvidas na despolimerização dos diferentes constituintes de resíduos orgânicos (CAYUELA et al., 2008).

As enzimas são fundamentais para qualquer processo bioquímico. Agindo em sequências organizadas, elas catalisam as centenas de reações sucessivas pelas quais as moléculas dos nutrientes são degradadas, a energia química é conservada e

transformada, e as macromoléculas biológicas são sintetizadas a partir de moléculas precursoras simples (NELSON; COX, 2002). Caracterizar e quantificar a atividade enzimática durante a compostagem pode refletir a dinâmica do processo de compostagem em termos da decomposição de material orgânico e das transformações de nitrogênio, e pode fornecer informações sobre a maturidade do produto compostado (CAYUELA et al., 2012).

A evolução da atividade enzimática durante a compostagem pode ser utilizada como indicador adequado do estado e da evolução da matéria orgânica (CASTALDI; GARAU; MELIS, 2008) e poderia ser utilizada para caracterizar um índice confiável de estabilidade do composto. Importantes enzimas envolvidas no processo de compostagem incluem: celulases, que despolimerizam celulose, β -glucosidase que hidrolisam glicosídeos, proteases e ureases, que estão envolvidas com a mineralização de nitrogênio, fosfatases e arilsulfatases, que removem fosfatos e sulfatos a partir de compostos orgânicos.

Portanto, a atividade enzimática deve indicar a capacidade do composto para degradar uma ampla gama de substratos orgânicos comuns. Como consequência, as atividades enzimáticas específicas podem proporcionar uma caracterização do processo de compostagem, tanto em termos da taxa de transformação de resíduos orgânicos como dos produtos finais estabilizados. Além disso, a determinação de atividades enzimáticas, em contraste com a maior parte das técnicas de análises utilizadas para a avaliação da estabilidade da compostagem, é fácil, rápida e relativamente barata. Durante a compostagem, compostos como proteínas, celulose e hemicelulose são utilizados por microorganismos como fontes de C e N (MONDINI, FORNASIER; SINICCO, 2004).

Diversos autores trabalharam com a evolução da atividade enzimática durante o processo de compostagem. Cunha-Queda et al. (2007), acompanhando os parâmetros bioquímicos e microbiológicos durante o processo de compostagem de casca de pinheiro, casca de eucalipto, utilizando ureia para equilibrar a relação C:N, observaram as maiores quantidades de β -Glucosidase, aproximadamente $3 \mu\text{mol/g h}^{-1}$, celulases totais de aproximadamente $40 \mu\text{mol/g h}^{-1}$, fosfatase ácida e alcalina, $4 \mu\text{mol/g h}^{-1}$ e $5 \mu\text{mol/g h}^{-1}$, respectivamente.

Jurado et al. (2014) estudaram a evolução da atividade enzimática durante a compostagem de resíduos de horticultura, especificamente composto por plantas de tomate e serragem. Os autores verificaram diferentes concentrações das atividades enzimáticas. As maiores atividades da β -Glucosidase resultaram em

aproximadamente 5 $\mu\text{mol/g h}$, celulase aproximadamente 9 $\mu\text{mol/g h}$ e fosfatase alcalina de aproximadamente 20 $\mu\text{mol/g h}$.

A natureza de matéria prima determina a evolução do processo de compostagem. Os parâmetros biológicos fornecem informações valiosas para monitorar a evolução do processo, apesar da diversidade de condições e materiais (VARGAS-GARCIA et al., 2010).

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Caracterização dos resíduos orgânicos utilizados no estudo

3.1.1. Resíduos utilizados como fonte de carbono

Utilizou-se no processo de compostagem diferentes resíduos como fontes de carbono, dentre eles: resíduo da desfibrilação de algodão, resíduo de poda de árvores urbanas, serragem, bagaço de cana de açúcar e capim napier – fontes de resíduos produzidos na região em que se desenvolveu a pesquisa. Os mesmos estão descritos detalhadamente abaixo:

3.1.1.1 Resíduo da desfibrilação de algodão

Os resíduos da indústria de desfibrilação de algodão (Figura 1) apresentam-se sólidos, na forma de pequenos fragmentos, com granulometria fina (COSTA et al., 2005). O processo produtivo do algodão gera subprodutos desde a limpeza inicial, em que se retira o caroço, um subproduto nobre, que é destinado à produção de óleo para alimentação humana ou utilizado “*in natura*” na alimentação animal, até a produção dos tecidos, quando surgem subprodutos, como o resíduo de lixadeira, que são os resíduos mais pobres da fibra de algodão (GONÇALVES et al., 2010).



Figura 1 Aspecto do resíduo proveniente da desfibrilação de algodão utilizado na compostagem de resíduos agroindustriais.

Fonte: O Autor (2014).

3.1.1.2. Resíduo de poda de árvore urbana

Os resíduos de poda de árvore (Figura 2) podem ser obtidos, tanto na forma de materiais vegetais frescos e verdes, ricos em clorofila, os quais tendem a ser mais ricos em nitrogênio, quanto materiais secos e escuros, os quais não geram odores e nem impactos negativos ao meio ambiente, e ainda trazem vantagens ambientais e econômicas (BARATTA-JR; MAGALHÃES, 2010).

A realização de podas de árvores periódicas no meio urbano, para que não haja interferência na rede elétrica, acarreta em produção significativa de resíduos. Estes resíduos muitas vezes são dispostos em aterros, pois há falta de locais apropriados para essa disposição.



Figura 2 Aspecto do resíduo proveniente da poda de árvores urbanas utilizado na compostagem de resíduos agroindustriais.

Fonte: O Autor (2014).

3.1.1.3. Serragem

A serragem (Figura 3) é o resíduo proveniente da industrialização da madeira, quando estas são serradas. Em geral é descartada sem qualquer tratamento (REIS et al., 2010).



Figura 3 Aspecto do resíduo proveniente da serragem utilizado na compostagem de resíduos agroindustriais.

Fonte: O Autor (2014).

3.1.1.4. Resíduo de bagaço de cana de açúcar

A cana de açúcar passa por um processo de esmagamento para a extração do caldo, produzindo o bagaço (Figura 4). O bagaço de cana-de-açúcar é um subproduto fibroso. Este resíduo geralmente é produzido por indústria de destilados, açúcar e álcool.



Figura 4 Aspecto do resíduo proveniente da cana de açúcar utilizado na compostagem de resíduos agroindustriais.

Fonte: O Autor (2014).

Para a utilização deste resíduo no processo de compostagem, o bagaço foi seco ar e triturado em Triturador de Resíduos, Marca Trapp, Modelo TR 500.

3.1.1.5. Capim Napier

O Capim Napier (Figura 5) é uma gramínea muito utilizada para alimentação animal e como fonte de matéria orgânica. Também pode ser usado como fonte de carbono no processo de compostagem.

O capim napier utilizado no processo de compostagem foi cortado no momento da confecção da leira e triturado em ensiladeira acoplada a trator, Marca Nogueira, Modelo Pecus 9004.



Figura 5 Aspecto do resíduo proveniente do Capim Napier utilizado na compostagem de resíduos agroindustriais.

Fonte: O Autor (2014).

3.1.2. Resíduos agroindustriais

Os resíduos utilizados neste experimento foram fornecidos pela COPACOL – Cooperativa Agrícola Consolata, localizada no município de Cafelândia – PR.

3.1.2.1. Resíduo de Incubatório

O local onde incubam-se os ovos chama-se incubatório. Após 21 dias, os pintainhos nascem e são examinados, classificados e vacinados. Os pintainhos com um dia de vida são colocados em caixas e transportados em caminhões climatizados, para as granjas dos integrados, produtores rurais parceiros, que criam as aves, sob supervisão veterinária e técnica da empresa, até o ponto de abate. Os resíduos gerados no processo industrial de incubação de ovos (Figura 6) são compostos por cascas de ovos, películas, penugem, ovos não-eclodidos, pintainhos mal-formados e natimortos (BERNARDI, 2011).



Figura 6 Aspecto do resíduo gerado no incubatório componente da compostagem de resíduos agroindustriais.

Fonte: O Autor (2014).

3.1.2.2. Cama de matrizeiro

A cama de matrizeiro (Figura 7) é composta de maravalha e fezes de aves, recriadas no local pelo período que compreende o intervalo de 1 a 22 semanas de vida. Após o período de 22 semanas, as aves são encaminhadas para os matrizeiros de postura, retirando-se a cama. A destinação da cama é a aplicação em áreas agrícolas (BERNARDI, 2011).



Figura 7 Cama de matrizeiro componente da compostagem de resíduos agroindustriais.

Fonte: O Autor (2014).

3.1.2.3. Lodo de flotador

O lodo de flotador é resultante do processo de tratamento físico dos efluentes industriais da “linha vermelha”, caracterizada por efluentes que contêm sangue, provenientes de várias áreas do abate (Figura 8). O lodo de flotador é gerado quando o efluente passa pelo flotador. O sistema de tratamento é apenas físico, composto pelo sistema de microbolhas de ar, que faz com que as partículas sólidas contidas no efluente flitem e sejam retiradas por raspadores mecânicos, que separam o material flotado, armazenado em uma caixa anexa ao flotador. Por meio de bombeamento, este resíduo é encaminhado para a área de processamento do lodo, onde, por meio do sistema de tri-decanter, é centrifugado, num processo realizado em uma centrífuga de 3 fases (sólido/líquido/líquido), onde são separados o sólido, o óleo e a água. Os sólidos (lodo de flotador) são encaminhados para a agricultura, o óleo (graxa acida) é comercializado para queima em caldeira, e a água retorna ao processo de tratamento de efluentes (BERNARDI, 2011).



Figura 8 Lodo de flotor do abatedouro de aves componente da compostagem de resíduos agroindustriais.

Fonte: O Autor (2014).

3.1.2.4. Carvão remanescente da caldeira

O carvão é o resíduo da queima incompleta de cavacos de madeira (Figura 9). A exaustão da caldeira arrasta as partículas de carvão, as quais são removidas do fluxo gasoso por multiciclones (BERNARDI, 2011).



Figura 9 Resíduo do carvão remanescente da caldeira componente da compostagem de resíduos agroindustriais.

Fonte: O Autor (2014).

3.1.2.5. Tripa celulósica – Invólucro de embutidos

Este resíduo é formado pelas tripas celulósicas utilizadas no processo de cozimento da salsicha. Estas tripas (Figura 10) são removidas após o processo de resfriamento das salsichas cozidas (BERNARDI, 2011) e são compostas principalmente de carbono.



Figura 10 Resíduo de invólucro de embutidos componente da compostagem de resíduos agroindustriais.

A composição inicial dos resíduos utilizados no processo pode ser observada na Tabela 1.

Tabela 1 Composição inicial dos resíduos utilizados durante o processo de compostagem

Resíduo	CO (%)	COT (%)	C:N	NTK (%)	P (mg/kg)	K (mg/kg)	Lignina (%)	Celulose (%)	Hemicelulose (%)
Algodão	43,3	51,6	29,4	1,8	2246,0	6010,4	11,9	51,5	5,2
Poda	44,4	53,0	52,0	1,0	602,6	2666,1	25,0	44,3	6,8
Serragem	47,5	53,7	286,8	0,2	177,9	358,9	27,3	50,6	7,4
Bagaço	44,3	54,7	192,0	0,3	452,7	1469,3	10,4	42,4	14,5
Napier	39,4	50,6	41,2	1,2	1042,4	4035,4	10,1	43,9	18,4
Cama	38,1	45,9	21,5	2,1	11262,1	5637,5	14,5	23,4	7,7
Incubatório	9,3	10,8	6,0	1,8	2064,2	448,6	2,3	11,1	26,7
Lodo	46,6	50,2	6,3	7,9	12322,9	241,7	8,7	3,0	5,8
Invólucro	41,4	53,2	43,2	1,2	1363,5	1439,5	2,7	61,5	7,1
Carvão	11,1	35,5	155,7	0,2	2538,2	7366,8			

3.2. Processo de compostagem

3.2.1. Caracterização geográfica da área de pesquisa

O experimento foi conduzido no Núcleo Experimental de Engenharia Agrícola (NEEA) da Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE). O NEEA localiza-se na BR 467, Km 16, sentido Cascavel-Toledo no município de Cascavel, e possui as seguintes coordenadas 24° 48' latitude sul e 53° 26' longitude oeste, com altitude média de 760 metros.

O município, situa-se no Terceiro Planalto Paranaense, na Região Oeste do estado. O clima da região é Cfa, segundo a classificação de KÖPPEN, e do tipo subtropical mesotérmico superúmido, com precipitação média anual de 1800 mm, verões quentes, geadas pouco frequentes e tendência de concentração das chuvas nos meses de verão, sem estação seca definida. A temperatura média do município é de 20 °C e a umidade relativa do ar média é de 75% (IAPAR, 1998). Na Figura 11 é demonstrada a localização geográfica do município de Cascavel e do NEEA.

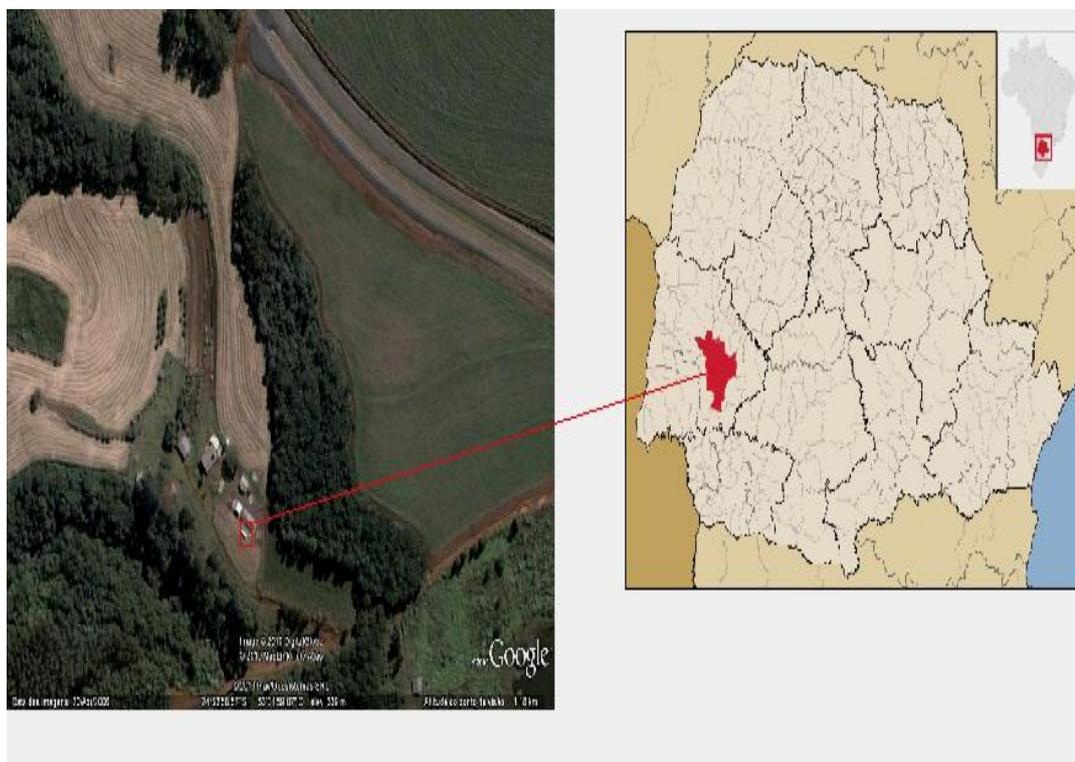


Figura 11 Localização geográfica do município de Cascavel/PR e da área do NEEA.

3.2.2. Condução do experimento

As leiras de compostagem foram confeccionadas em 26 de abril de 2014, em um pátio com piso de concreto e cobertura para proteger da incidência solar direta e das chuvas.

As leiras foram montadas no formato cônico, a fim de aproveitar melhor o pátio de compostagem e foram divididas em três partes, para coleta de amostras e análise estatística.

Os tratamentos foram constituídos de diferentes proporções dos resíduos anteriormente citados, alterando-se as diferentes fontes de carbono. Os demais resíduos foram idênticos para cada leira, sendo cinco misturas (leiras), conforme detalhado na Tabela 2. As misturas foram definidas em função da composição de carbono e nitrogênio dos resíduos, visando atingir relação C:N de aproximadamente 30. A quantidade (peso) das diferentes fontes de carbono utilizadas totalizou 50% do peso total da leira.

Tabela 2 Quantidade de material que será utilizado em cada tratamento, em KG na matéria natural

RESÍDUOS	T ₁ (kg)	T ₂ (kg)	T ₃ (kg)	T ₄ (kg)	T ₅ (kg)
Resíduo da desfibrilação de Algodão	140,0	0	0	0	0
Resíduo de poda de árvore	0	199,1	0	0	0
Serragem	0	0	202,0	0	0
Bagaço de cana	0	0	0	202,4	0
Capim Napier	0	0	0	0	384,0
Cama de matrizeiro	28,0	42,0	28,0	42,0	28,0
Invólucro embutidos (Tripa celulósica)	242,0	142,0	111,0	111,0	199,0
Resíduo de incubatório	16,0	49,0	66,0	66,0	33,0
Lodo flotador	22,0	33,0	88,0	91,0	22,2
Carvão remanescente caldeira	50,0	50,0	50,0	50,0	50,0
Total	498,0	515,1	545,0	562,2	716,2
Total MS (KG)	278,6	223,5	243,3	324,6	251,7

Os resíduos foram inicialmente pesados em balança digital para monitoramento da massa e dispostos em camadas (Figuras 12 e 13).



Figura 12 Balança utilizada para pesagem.

Fonte: O Autor (2014).



Figura 13 Camadas das leiras no início do processo componente da compostagem de resíduos agroindustriais.

Fonte: O Autor (2014).

Após o enleiramento dos resíduos, foram efetuados no primeiro mês, dois revolvimentos manuais por semana seguidos de rega e, nos segundo e terceiro meses, as leiras foram manualmente revolvidas uma vez por semana, seguido de rega. As amostras foram coletadas a cada 15 dias, em diferentes pontos de cada leira

e, ao final, formaram apenas uma amostra composta por leira. O armazenamento das amostras foi conforme sugerido para cada metodologia utilizada.

A temperatura da leira foi monitorada diariamente em seis pontos, com auxílio de termômetro de mercúrio, a uma profundidade de 25 cm. Por ocasião das medidas de temperatura das leiras, a temperatura ambiente também foi monitorada.

A umidade das leiras foi controlada semanalmente após cada revolvimento e ajustada com adição da quantidade de água necessária, para se obter aproximadamente 60% de umidade. O teor de umidade a campo foi determinado com o uso de micro-ondas, conforme metodologia adaptada de Tavares et al. (2008).

O procedimento para obtenção de peso e volume deu-se a cada 15 dias, para proporcionar a obtenção de equações representativas das reduções de peso e volume da leira durante o processo. A redução de volume foi monitorada com o auxílio de caixa de madeira (Figura 14), com as seguintes dimensões: largura 1,21 m, altura de 0,80 m, e comprimento de 1,83 m, onde os resíduos foram acondicionados para que se processasse a determinação do volume da leira, com o auxílio da trena para determinar a altura atingida pelo material. A massa foi monitorada com o uso de balança, pesando-se o material em galões. Considerou-se finalizado o processo quando a temperatura da leira ficou próxima à temperatura ambiente.



Figura 14 Caixa utilizada para determinação do volume com dimensões conhecidas, largura 1,21 m, altura de 0,80 m, e comprimento de 1,83 m.

Fonte: O Autor (2014).

3.3.2. Parâmetros químicos e físicos avaliados

A caracterização química dos resíduos “*in natura*” e dos compostos orgânicos foi realizada no início e ao final do processo de compostagem. As amostras que foram coletadas foram pré-secadas a 50 °C, em estufa de circulação forçada de ar, até massa constante, com a finalidade de evitar perdas, especialmente de N. Após esta secagem foram moídas e, então, utilizadas para a determinação dos minerais. Todos os resultados das análises foram corrigidos para a base seca (105 °C).

3.3.2.1. pH e condutividade elétrica

A condutividade elétrica (CE) e o pH foram determinados na solução, preparada a partir da amostra em suspensão com água destilada na proporção de 1:5 (m/v). Para leitura do pH foi utilizado potenciômetro de bancada da marca TECNAL, modelo TEC-3MP, e para a condutividade elétrica, condutivímetro de bancada da marca MS Tecnopon Equipamentos Especiais, modelo mCA 150.

3.3.2.2. Teores de Sólidos Totais, Umidade e Carbono Orgânico Total

Para a determinação de sólidos totais (ST), as amostras coletadas foram acondicionadas em cadinhos de porcelana, anteriormente pesadas para se obter a Tara (T), o peso úmido (Pu) do material e em seguida levadas à estufa de circulação forçada de ar, à temperatura de 105 °C até peso constante. A seguir, foram resfriadas em dessecador e pesadas novamente em balança com precisão de 0,01 g, obtendo-se o teor de sólidos totais. A umidade foi obtida por subtração entre o peso da amostra úmida e os sólidos totais.

Para a determinação do teor de Carbono orgânico total, os materiais secos obtidos após a determinação do teor de sólidos totais, foram levados à mufla em cadinhos de porcelana, devidamente pesados e mantidos a uma temperatura de 580 °C durante um período de 2 horas. Após resfriamento em dessecadores, os materiais foram pesados em balança com precisão de 0,0001g, obtendo-se por diferença o conteúdo de carbono orgânico total, conforme metodologia de Cunha-Queda et al. (2003).

O teor de sólidos totais foi determinado a partir de metodologia descrita por APHA (2005).

3.3.2.3. Quantificação de Nitrogênio, Fósforo e Potássio

Para a digestão se utilizou o bloco digestor, que promove a digestão total da matéria orgânica à base de ácido sulfúrico (H_2SO_4). Com o extrato obtido da digestão sulfúrica foi possível efetuar a determinação dos teores de Nitrogênio com o uso do Destilador de Kjeldahl, segundo metodologia proposta por Malavolta et al. (1997).

A determinação do Fósforo (P) foi por espectrometria, segundo Malavolta et al. (1997), em espectrofotômetro da marca Femto, modelo 700 Plus. O Potássio (K) foi determinado após digestão da amostra em ácido nitro-perclórico (EMBRAPA, 1999), em fotômetro da marca Digimed, modelo DM-62.

3.3.2.4. Ácidos húmicos e fúlvicos

Os teores de carbono das frações de ácidos húmicos e fúlvicos foram determinados pelo método de extração e fracionamento quantitativo de substâncias húmicas descrito por Benites, Madari e Machado (2003), no início e ao final do processo. Utilizou-se aproximadamente 150 mg de amostra, seca a 65 °C, sendo composta por 60 mg de Carbono. Após o fracionamento, utilizou-se uma alíquota de 1 ml de amostra da fração AH e AF e 4 ml de água destilada, para determinação de carbono em AH e carbono em AF em bloco digestor. Posteriormente foi realizada a titulação com sulfato ferroso até coloração vermelha.

3.3.2.5. Celulose, hemicelulose e lignina

Para determinação da celulose, hemicelulose e lignina, utilizou-se 0,5g de amostra, seca a 65 °C. A quantificação de celulose e hemicelulose foi obtida por meio da determinação de fibra em detergente neutro (FDN), fibra em detergente ácido (FDA) e lignina pelo método sequencial descrito por Campos et al. (2004), em aparelho de digestão de fibras da marca Marconi modelo MA444/CI.

3.3.3. Parâmetros microbiológicos e bioquímicos utilizados

3.3.3.1. Respiração Basal

A análise de respiração basal foi determinada segundo Garcia-Gomez, Roig e; Bernal (2003), com algumas modificações, em amostras coletadas quinzenalmente,

logo após cada revolvimento, durante todo o processo de compostagem. Amostras frescas, equivalente a 8 g, foram incubadas em frascos de plástico de aproximadamente 250 ml, a 26 °C durante 7 dias. O CO₂ produzido foi adsorvido em 10 ml de solução de NaOH 2 M colocados no interior do frasco contendo a amostra de composto.

A evolução de C-CO₂ foi por titulação da solução de NaOH com HCl 2M em um excesso de BaCl₂ (1%). A taxa de respiração basal foi expressa em mg C de CO₂KG de composto hora⁻¹, conforme cálculo abaixo:

$$\text{Respiração basal} = \frac{((V_b - V_a) * 2 * 6 * 1000)}{\text{Peso seco da amostra}} / 168$$

V_b: Volume gasto na titulação do branco;

V_a: Volume gasto na titulação da amostra;

2: Molaridade do Ácido Clorídrico;

168: horas de incubação.

Os outros valores permanecem constantes.

3.3.3.2. Atividades enzimáticas

As análises das atividades enzimáticas foram realizadas em seis coletas, respeitando as fases durante o processo em todos os tratamentos, conforme apresentado abaixo:

Coleta 1: Montagem do experimento;

Coleta 2: Final da fase mesofílica e início da fase termofílica;

Coleta 3: Fase termofílica;

Coleta 4: Fase termofílica;

Coleta 5: Final da fase termofílica e início da mesofílica;

Coleta 6: Final do processo.

As análises das atividades enzimáticas (fosfatases ácidas e básicas, celulases totais e β-Glucosidase) foram realizadas em extratos aquosos, preparados com amostras congeladas. A amostra não foi descongelada; para isso procedeu-se a raspagem da mesma para pesagem. As metodologias seguidas nesse experimento

foram resultantes das modificações realizadas por Cunha-Queda (1999), adaptadas dos métodos propostos por Hermann e Shann (1993) e Tabatabai (1982).

Para a preparação do extrato enzimático, pesou-se 10g de amostra fresca e adicionou-se 200 ml de água destilada. Após a adição de água foi realizada agitação em mesa agitadora durante 5 minutos e, após agitação, retiraram-se as alíquotas de cada extrato para determinação da atividade enzimática. As determinações das atividades enzimáticas foram efetuadas em duplicata, mais o branco para cada amostra.

Todas as leituras de absorbância foram realizadas num espectrofotômetro da marca Femto, modelo 700 Plus. Os resultados das atividades enzimáticas estão expressos em μmole de produto formado g^{-1} de matéria seca da amostra tempo^{-1} .

3.4. Delineamento experimental e Análise estatística

O delineamento experimental adotado foi o inteiramente casualizado, utilizando-se cinco tratamentos e três repetições (cada leira foi dividida em três partes), totalizando 15 unidades experimentais. Os dados foram submetidos à estatística multivariada, por meio da Análise de Componentes Principais e Análise de Agrupamentos.

Foi realizada a Análise de Componentes Principais para interpretação das relações entre as variáveis monitoradas referentes ao valor agrônômico do composto final e destas com os indivíduos pesquisados (tratamentos). Os Componentes Principais (CPs) foram extraídos a partir da matriz de correlação das variáveis originais, a fim de evitar interferências das unidades de medida das variáveis estudadas. Foram selecionados os CPs suficientes para explicar acima de 70% da variância dos dados (FERREIRA, 2011).

Com a Análise de Agrupamentos (Cluster), objetivou-se agrupar os indivíduos (tratamentos) em função das variáveis que compõem a otimização do pátio de compostagem (tempo de compostagem, % de massa e de volume). Para isso, foi calculada a matriz das distâncias euclidianas e, a partir desta, foi utilizado o método de agrupamento hierárquico aglomerativo da ligação média com a finalidade de formar os clusters. Os dados foram analisados utilizando o software estatístico STATISTIC 8.0.

A Análise de Variância (ANOVA) foi realizada para os dados referentes ao valor agrônômico do composto, a saber, % de perda de N, P e K; pH; CE e as concentrações de N, P, K, AH, AF e AH/AF.

Inicialmente foram verificadas as pressuposições do modelo, posteriormente havendo influência de algum tratamento na variável resposta, utilizou-se o teste de Tukey ($p < 0,05$) para comparação das médias. Os dados foram analisados utilizando o software estatístico STATISTIC 8.0.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Otimização do pátio de compostagem

O tempo necessário para estabilização dos resíduos agroindustriais, como de quaisquer outros resíduos por meio do processo de compostagem, é influenciado principalmente, pela umidade correta (LUO et al., 2008; MILLER, 2009; JIANG et al., 2011; HUET et al., 2012), presença de ar (OGUNWANDE; OSUNADE, 2011; BARI; KOENIG, 2012; BLAZY et al., 2014; CHOWDHURY et al., 2014), relação entre os teores de carbono e nitrogênio da mistura a ser compostada (ZHU, 2007; GAO et al., 2010; SUN et al., 2011; KÜLCÜA; YALDIZ, 2014) e também pela qualidade do carbono (BERNAL; ALBUQUERQUE; MORAL, 2009; LI et al., 2013; KHAN et al., 2014).

Além do tempo de compostagem, outros dois fatores também influenciam na otimização do uso do pátio de compostagem, são eles: a redução de massa e volume, que irão determinar o espaço ocupado pela leira durante sua estabilização. Na Espanha, Jurado et al. (2014) relatam que, apesar de algumas estratégias de gestão terem sido recentemente adotadas, muitos problemas relacionados ao tempo e área necessária para um tratamento adequado e qualidade do produto final ainda não foram resolvidos.

A Figura 15 mostra a análise de agrupamento dos tratamentos em função do tempo de compostagem, redução de massa e volume. Pode-se observar a formação de dois agrupamentos. O primeiro formado pelos tratamentos 1, 2, 4 e 5 e, no segundo, isoladamente encontra-se o tratamento em que se utilizou como fonte de carbono a serragem (T_3). À exceção do uso de serragem como principal fonte de carbono na compostagem dos resíduos agroindustriais, todas as outras fontes testadas são opções interessantes do ponto de vista da otimização do pátio de compostagem. Os valores relativos ao tempo de compostagem e redução massa e volume podem ser visualizados na Tabela 3.

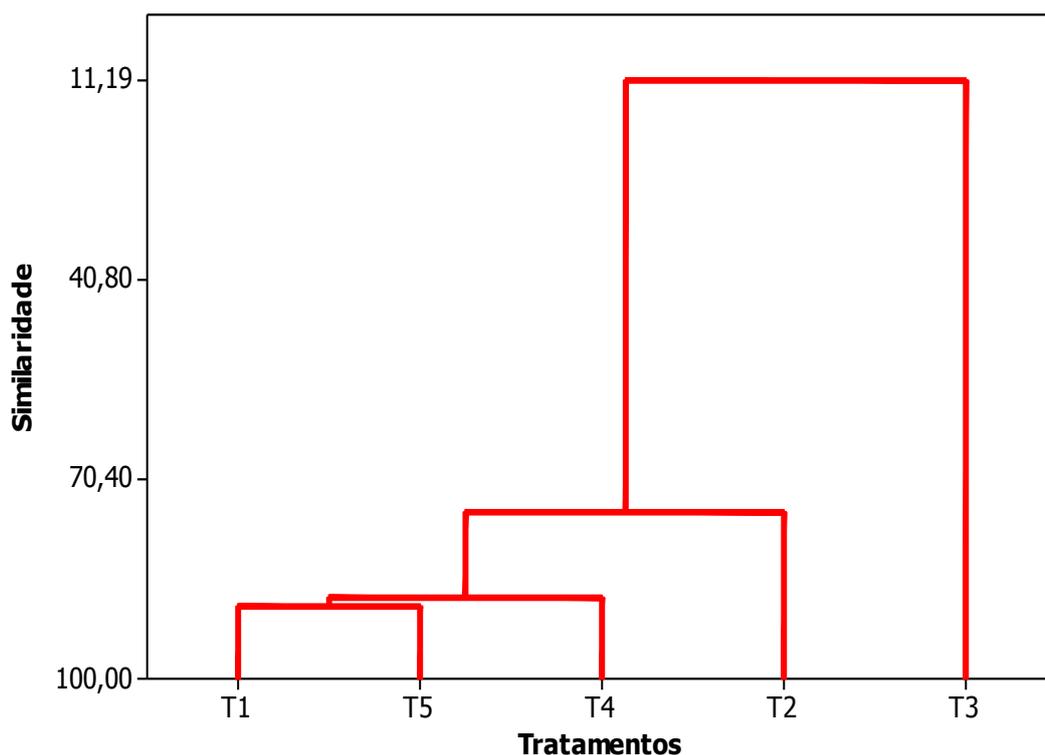


Figura 15 Dendrograma obtido pelo método da ligação média com base na distância euclidiana.

A compostagem de resíduos agroindustriais provenientes da cadeia produtiva do frango de corte é uma realidade regional. Pesquisas vêm sendo desenvolvidas desde 2009 pelo Laboratório de Análise de Resíduos Agroindustriais da UNIOESTE. Bernardi (2011), ao compostar resíduos agroindustriais provenientes da cadeia produtiva do frango encontrou, em média, 67 dias para o tempo de compostagem; 41% de redução de massa e 54% de redução de volume. Entretanto, nesta pesquisa, a relação C:N variou muito entre os tratamentos. Já Carneiro (2012), ao avaliar o efeito de revolvimentos, presença ou não de cobertura e inóculo com relação C:N igual em todos os tratamentos, obteve tempo médio de compostagem de 96 dias, 73% de redução de massa e 61% de redução de volume no tratamento cujas características são as mesmas desta pesquisa.

Tabela 3 Valores do tempo de compostagem, reduções de massa e volume e equações de regressão de massa e volume dos tratamentos

TRAT	Tempo (dias)	Massa Seca (kg)		% R	Equação redução massa	r ²	Volume (m ³)		%R	Equação redução volume	r ²
		Inicial	Final				Inicial	Final			
T ₁	84	278,4	096,4	65	$y = 0,0368x^2 - 5,164x + 271,31$	0,987	2,93	0,5	83	$y = 0,0005x^2 - 0,07009x + 2,724$	0,953
T ₂	91	223,5	111,5	50	$y = 0,0116x^2 - 2,1703x + 215,63$	0,949	3,81	0,6	85	$y = 0,0006x^2 - 0,0794x + 3,0594$	0,773
T ₃	154	243,3	096,4	60	$y = 0,0068x^2 - 1,7454x + 216,98$	0,886	1,93	0,5	75	$y = 8E-05x^2 - 0,0191x + 1,5925$	0,821
T ₄	91	324,6	109,3	65	$y = 0,0331x^2 - 5,0308x + 298,86$	0,984	6,96	0,7	89	$y = 0,0011x^2 - 0,1528x + 5,5467$	0,781
T ₅	91	251,3	081,2	68	$y = 0,0255x^2 - 4,0836x + 247,43$	0,993	3,21	0,5	84	$y = 0,0004x^2 - 0,0628x + 2,8054$	0,900

T₁: algodão; T₂: Poda de árvores urbanas; T₃: serragem; T₄: bagaço de cana; T₅: capim napier

A diferença no comportamento das leiras 1, 2, 4 e 5 para a leira 3 (serragem), pode ser explicada pela qualidade do carbono presente nas diferentes fontes e pelas relações entre as diferentes frações deste carbono (lignina, celulose e hemicelulose). Bernal e Moral (2009), em sua revisão sobre a compostagem de resíduos animais e os critérios químicos para avaliação da maturidade do composto, já alertavam para a importância da qualidade do carbono, tanto para promover a estabilização como para diminuir as perdas de nitrogênio. Na Tabela 4 podem-se observar as quantidades de lignina, celulose e hemicelulose e suas reduções durante o processo, bem como as relações entre as frações.

Como pode ser observado na Tabela 4, a leira que continha resíduos da desfibrilação de algodão como principal fonte de carbono (T_1) apresentou as menores quantidades de lignina e as maiores quantidades de celulose no início do processo. No final, a redução média de lignina foi de 17%, enquanto que, para a celulose, a redução foi de 92%. Já a leira que continha serragem como principal fonte de carbono (T_3), apresentou as maiores quantidades de lignina e quantidades menores de celulose quando comparada a T_1 no início do processo. No final, este tratamento apresentou redução de 41% de lignina e 87% de redução de celulose. A elevada redução das frações lignina e celulose deste tratamento pode ser explicada pelo tempo de compostagem. Enquanto T_1 apresentou temperaturas médias no interior da leira semelhantes à temperatura ambiente aos 84 dias, T_3 apresentou a mesma situação com 154 dias, ou seja, 70 dias a mais. Alguns fatores colaboraram para este resultado. Considerando que a lignina é a fração de mais difícil degradação e que T_2 , T_3 e T_4 apresentaram valores estatisticamente semelhantes, esta não deve ter sido a razão para a diferença no tempo de compostagem. Entretanto, entre T_2 , T_3 e T_4 , o que difere é o tamanho das partículas. No caso de T_3 , a serragem como fonte de carbono, o tamanho das partículas é bem menor do que os cavacos da poda de árvores urbanas ou mesmo do bagaço de cana. Se, por um lado, tamanhos menores de partícula facilitam o ataque microbiano, por outro, também dificultam a aeração (LHADI et al., 2006; BUENO et al., 2008; YANG et al., 2013). Além disso, o parâmetro utilizado como sinalizador para o final do processo de compostagem foi a temperatura, normalmente utilizado na maioria dos trabalhos (LHADI et al., 2006; CARNEIRO et al., 2013; COSTA et al., 2015). Assim, no caso da poda e do bagaço de cana, após o consumo dos polissacarídeos mais disponíveis e de parte da lignina, o que restou, por ter textura grosseira, acabou por atuar como material inerte, ou seja, não sofreu o ataque

Tabela 4 Quantidades médias de lignina, celulose e hemicelulose presentes nas leiras de compostagem no início e no final do processo bem como as reduções e relações entre as frações

TRAT	Lignina			Celulose			Hemicelulose			Celulose/Lignina		ILC*	
	kg												
	I	F	%R	I	F	%R	I	F	%R	I	F	I	F
T ₁	28,9 c	23,8 a	17 bC	163,9 a	13,4 b	92 aA	6,8 d	2,7 c	61 aB	5,7a	0,56c	0,14 c	0,60 a
T ₂	30,4 ab	24,7 a	19 bC	62,6 c	15,9 a	74 dA	12,2 c	6,7 b	44 bB	2,1d	0,64bc	0,29 a	0,52 b
T ₃	36,5 a	21,3 b	41 aB	102,7 b	13,2 b	87 bcA	9,5 cd	9,5 a	0 cC	2,8cd	0,62c	0,25 ab	0,48 c
T ₄	32,9 ab	19,3 b	41 aC	106,0 b	15,7 a	85 cA	27,1 b	8,5 a	69 aB	3,2bc	0,81a	0,20 bc	0,44 d
T ₅	26,3 c	15,5 c	41 aC	109,2 b	11,1 c	90 abA	32,6 a	8,6 a	74 aB	4,2b	0,72ab	0,16 c	0,44 d

T₁: algodão; T₂: Poda de árvores urbanas; T₃: serragem; T₄: bagaço de cana; T₅: capim napier. *Índice Lignocelulósico = Lignina / (lignina + celulose + hemicelulose). I: início do processo; F: final do processo; %R: porcentagem de redução. Letras minúsculas iguais comparam médias entre os tratamentos em cada variável. Letras maiúsculas comparam médias dentro de cada tratamento com relação às % de redução de lignina, celulose e hemicelulose. Letras minúsculas ou maiúsculas iguais não diferem entre si pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade.

microbiano como a serragem, que por sua granulometria, continuou sendo degradada pelos micro-organismos.

Outra constatação observada na Tabela 4 diz respeito às porcentagens de redução das diferentes frações do carbono. Pode-se observar que as reduções de celulose foram mais significativas, seguidas das reduções de hemicelulose e, por fim, as reduções na fração lignina. Este fato também foi observado por Komilis e Ham (2003), que avaliaram a biodegradação de resíduos sólidos com alto teor de lignina ou açúcar; Vargas-García et al. (2007), compostando diferentes resíduos provenientes de atividades agrícolas com uso de inoculantes, e Paradelo et al. (2013), durante a compostagem de resíduos lignocelulósicos de vinícolas na Espanha. Ainda a esse respeito, observa-se que não houve redução da fração hemicelulose no tratamento T₃, em que se utilizou serragem como fonte de carbono. Fato também observado por López-González et al. (2013), compostando resíduos de plantas de tomate com maravalha.

A relação entre a quantidade de celulose e de lignina (C/L) é mencionada por Paradelo et al. (2013) como um indicativo da evolução da matéria orgânica durante o processo de compostagem. Quanto maiores estes valores, menos estabilizados encontram-se os resíduos. Komilis e Ham (2003) afirmam que valores superiores a 4,04 são indicativos de resíduos frescos, ou seja, crus. Neste sentido, T₁ e T₅, representariam as misturas de resíduos menos estabilizados no início do processo de compostagem. Por outro lado, segundo os mesmos autores, quanto menores os valores da relação C/L, aproximando-se de 0,5, indica a maturidade do composto final, fato observado em T₁ no final do processo. O índice Lignocelulósico (ILC) apresentado na Tabela 4 foi apresentado por Paradelo et al. (2013) baseado em Melillo et al. (1989). Este índice é utilizado como um indicador da qualidade dos resíduos vegetais, e dá uma ideia do potencial de biodegradabilidade de um material. Quanto menor ILC, maior o potencial de degradabilidade, uma vez que trata-se da relação entre a quantidade de lignina e o somatório dos polissacarídeos solúveis e insolúveis (neste caso, lignina / (lignina + celulose + hemicelulose). Assim, no início do processo de compostagem, T₁ apresentava o maior potencial de degradabilidade, seguido de T₅.

Além dos índices apresentados na Tabela 4, vários autores têm discutido sobre a necessidade de reconhecer outros que permitam avaliar a estabilização dos resíduos após processo de compostagem. Bernal, Albuquerque e Moral (2009) afirmam que a integração de vários índices, mais confiáveis, parece ser a única opção para a avaliação do estágio de maturidade/estabilidade dos materiais em compostagem. A relação C:N é a mais utilizada, mas tem sido foco de algumas considerações, já que, dependendo do resíduo, não retrata

fielmente a condição de estabilização, principalmente quando da presença de serragem e biochar (KHAN et al., 2014).

Entretanto, nesta pesquisa, os resultados da relação C:N (Tabela 5) apresentaram a mesma lógica daqueles obtidos pela relação celulose/lignina e ILC, ou seja, quando utilizaram-se resíduos da indústria de desfibrilação de algodão como principal fonte de carbono (T₁), observou-se a menor relação C:N no final do processo (11). A maior relação C:N ao final do processo foi observada quando utilizou-se a serragem como principal fonte de carbono. Entretanto, o valor obtido ainda encontra-se na faixa de estabilização segundo dados apresentados por Bernal; Albuquerque e Moral (2009), ou seja, $C:N \leq 25$. Além disso, a temperatura média da leira, apresentou-se próxima à ambiente, portanto, o processo foi considerado finalizado.

Com base nos valores de carbono apresentados (em massa), pode-se calcular a taxa de decomposição, ou seja, a quantidade de carbono degradado por dia, em função do tempo de compostagem. Os valores obtidos são dados em kg carbono dia⁻¹ e apresentam a seguinte ordem: 1,24 (T₁) > 1,08 (T₅) > 1,02 (T₄) > 0,64 (T₂) > 0,49 (T₃). As menores taxas de decomposição apresentadas por T₂, T₃ e o T₄ estão relacionadas, inversamente, com as maiores concentrações de lignina nestes tratamentos no início do processo (PARADELO et al., 2013), ou seja, T₃>T₄>T₂>T₁>T₅ (Tabela 4).

Tabela 5 Quantidades médias de carbono e nitrogênio, concentração de carbono e relação C:N no início e ao final do processo de compostagem

TRATAMENTO	CARBONO		CARBONO		NITROGÊNIO		C:N	
	%		kg					
	Início	Final	Início	Final	Início	Final	Início	Final
T ₁	49,9 a	36,2 a	139,1 a	34,8 a	4,8 a	3,2 a	29 bc	11 c
T ₂	42,3 bc	32,9 ab	94,6 d	36,7 a	4,1 b	2,4 b	23 c	15 b
T ₃	43,3 b	30,6 b	105,3 c	29,5 b	3,1 c	1,3 d	34 b	23 a
T ₄	39,9 c	32,8 ab	129,7 b	37,0 a	3,2 c	2,5 b	41 a	15 b
T ₅	50,1 a	33,8 ab	126,1 b	27,4 b	4,4 ab	1,8 c	29 bc	16 b

T₁: algodão; T₂: Poda de árvores urbanas; T₃: serragem; T₄: bagaço de cana; T₅: capim napier. Letras minúsculas comparam médias entre os tratamentos em cada variável e se iguais não diferem entre si pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade.

4.2. Valor agronômico do composto final

A qualidade do carbono presente na principal fonte deste elemento influenciou o valor agronômico do composto final, representado pelas % de perdas de N, P e K; concentrações finais de macronutrientes, pH, CE, C:N e AH/AF. Para a análise conjunta destes fatores, fez-se uso de uma ferramenta da Análise Multivariada denominada Análise de Componentes Principais (ACP).

Primeiramente, submetem-se as variáveis de interesse a uma análise de correlação linear, cujo resultado é apresentado na Tabela 6.

Tabela 6 Correlação linear entre as variáveis

	N	P	K	pH	CE	AH/AF	%N	%P	%K	C:N
N	1,00									
P	0,11	1,00								
K	0,86	-0,03	1,00							
pH	0,19	-0,59	0,46	1,00						
CE	0,93	0,11	0,96	0,26	1,00					
AH/AF	0,39	0,21	0,07	-0,41	0,24	1,00				
%N	-0,53	-0,36	-0,08	0,62	-0,32	-0,72	1,00			
%P	-0,31	0,62	-0,48	-0,87	-0,32	0,05	-0,41	1,00		
%K	-0,39	-0,47	-0,04	0,05	-0,15	-0,25	0,48	-0,09	1,00	
C:N	-0,93	0,06	-0,77	-0,10	-0,85	-0,50	0,60	0,30	0,20	1,00

Considerando a presença de correlações de magnitude moderada a alta entre as variáveis (Tabela 6), fica evidente a dependência entre as mesmas e a importância em utilizar uma análise estatística que contemple isso na sua interpretação, como a ACP (LATTIN et al. 2011).

A partir da ACP foram selecionados os dois primeiros CPs, suficientes para explicar 75,1% da variância dos dados (Tabela 7).

Tabela 7 Componentes principais (CPs), proporção de variância explicada pelos CPs e proporção de variância acumulada para os CPs calculados em função das 10 variáveis pesquisadas

Componentes	Proporção de variância (%)	Proporção de acumulada (%)
CP1	42,8	42,8
CP2	32,3	75,1

A Figura 16 ilustra as associações entre os dois primeiros CPs com os tratamentos.

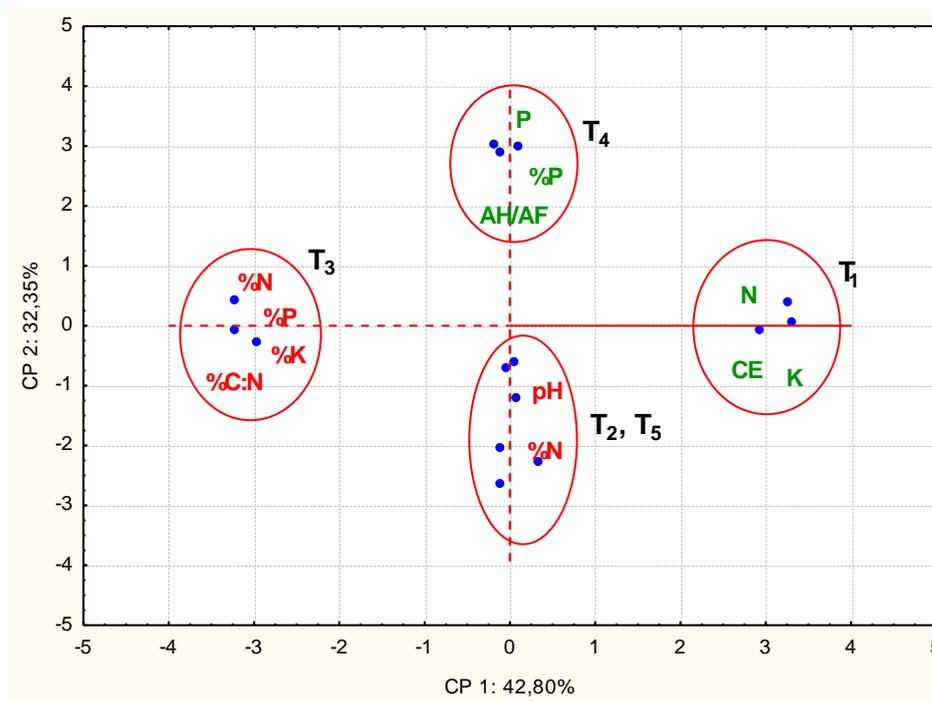


Figura 16 Gráfico Biplot a partir da ACP para os parâmetros que indicam a qualidade do composto final em função das diferentes fontes de carbono.

As variáveis mais significativas para CP1 foram as concentrações de N e K e a CE do composto final (que se correlacionaram positivamente) e as perdas de N, P e K e a C:N (que se correlacionaram negativamente). Assim, como pode ser observado pela Figura 16, em uma análise conjunta dos parâmetros que contribuem para caracterizar o valor agrônomo de um composto orgânico, T₁, tratamento em que se utilizou resíduo da desfibrilação de algodão como principal fonte de carbono, apresenta um composto final com as maiores concentrações de N e K, bem como maior CE. Por outro lado, o tratamento em que se utilizou a serragem como principal fonte de carbono (T₃), em uma análise conjunta dos parâmetros que caracterizam a qualidade agrônoma do composto orgânico, apresenta as maiores perdas de N, P e K e a maior C:N no composto final, configurando-se como a opção menos interessante dentre as estudadas neste experimento.

No CP2, destacaram-se como variáveis correlacionadas positivamente a concentração de P, as perdas de P e a relação AH/AF. Negativamente surgiram as variáveis pH e as perdas de N. Pela Figura 16 observa-se que T₄, tratamento em que se empregou o bagaço de cana como principal fonte de carbono, é o que apresenta a maior concentração de P no composto final, embora também tenha apresentado a maior perda deste elemento durante o processo. Esta fonte de carbono também permitiu que o composto final

apresentasse o maior índice de estabilidade, AH/AF e os menores valores de pH, bem como uma das menores perdas de N.

Os valores que foram utilizados na ACP serão apresentados detalhadamente a seguir.

Na Tabela 8 são apresentados os resultados referentes às perdas dos macronutrientes durante o processo de compostagem.

Tabela 8 Quantidades médias de macronutrientes e % de perdas durante o processo

TRAT	N			P			K		
	I(kg)	F(kg)	%R	I(kg)	F(kg)	%R	I(kg)	F(kg)	%R
T ₁	4,8 a	3,2 a	34,0 b	0,5 ab	0,4 b	21,9 bc	1,9 b	1,5 a	21,2 d
T ₂	4,1 b	2,4 b	40,3 b	0,4 bc	0,3 b	16,7 c	1,2 c	0,8 b	32,1 c
T ₃	3,1 c	1,3 d	59,5 a	0,6 a	0,4 b	31,6 ab	0,7 d	0,4 c	34,0 bc
T ₄	3,2 c	2,5 b	21,7 c	0,8 a	0,5 a	40,3 a	1,3 c	0,8 b	37,8 b
T ₅	4,4 ab	1,8 c	59,4 a	0,3 c	0,3 c	18,7 c	2,4 a	1,0 b	57,6 a

T₁: algodão; T₂: Poda de árvores urbanas; T₃: serragem; T₄: bagaço de cana; T₅: capim napier. Letras minúsculas comparam médias entre os tratamentos em cada variável e se iguais não diferem entre si pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Perdas de nutrientes durante o processo de compostagem diminuem o valor fertilizante do composto final e causam danos ambientais (EKLIND; KIRCHMANN, 2000; SOMMER, 2001; PARKINSON et al., 2004; BERNAL; ALBUQUERQUE; MORAL, 2009; LI et al., 2013; WANG et al., 2013). As perdas de N podem ser por volatilização, desnitrificação ou lixiviação (PARKINSON et al., 2004; KIM et al., 2008; BERNAL; ALBUQUERQUE; MORAL, 2009) e por lixiviação, no caso de P e K (SOMMER, 2001; PARKINSON et al., 2004; HATTEN et al., 2005; CARNEIRO et al., 2013).

Observa-se que as maiores reduções de N ocorreram em T₃ e T₅. Esta constatação revela duas situações distintas. No caso de T₅, em que a principal fonte de carbono foi o capim napier, houve uma disponibilização imediata de açúcares mais facilmente degradados (pode-se verificar a quantidade de hemicelulose do tratamento na Tabela 4), que imobilizaram o N inicialmente. Entretanto, esta imobilização de N termina com a diminuição dos compostos lábeis (LI et al., 2013). No caso de T₃, a principal fonte de carbono é a serragem, material mais recalcitrante, que não apresenta disponibilidade imediata de carbono lábil e, portanto, não permite a imobilização do N inorgânico presente (NAKSHINIEV et al., 2014). Além disso, a presença da lignina retarda a biodegradação da

celulose e hemicelulose em materiais lignocelulósicos porque atua como uma barreira física para proteger os carboidratos (HUANG et al., 2010).

As maiores perdas de P foram observadas em T₃ e T₄, em que se utilizou a serragem e o bagaço de cana como principais fontes de carbono, respectivamente. As perdas de P estão relacionadas à lixiviação da sua fração inorgânica. Assim, deve-se assumir que em ambos os tratamentos, houve maior mineralização do P durante o processo de compostagem e que a fração solúvel foi perdida durante a adição de água nos revolvimentos. No caso de T₄, as fibras do bagaço de cana realmente favorecem as perdas por deixar o material com textura mais grosseira. Porém, no caso de T₃, as perdas não foram favorecidas pela textura do material em compostagem. Neste caso, pode-se pensar que o maior tempo de compostagem tenha favorecido as perdas.

Quanto ao K, a maior redução foi observada no tratamento em que se utilizou o capim napier como principal fonte de carbono. Este tratamento apresentou também as maiores quantidades de K no início do processo. O K pode ser considerado o mais móvel dos nutrientes no sistema solo-planta e, particularmente, na planta (MALAVOLTA, 2005). Dentre os resíduos que constituíram o T₅, o capim napier foi o que mais contribuiu com o K. Assim, uma explicação para a acentuada perda de K em T₅ (57,6%) está na condição física do capim napier no momento da construção da leira (recém colhido e triturado), ou seja, com alta umidade e grande quantidade de K. Quando do início do processo, este nutriente provavelmente se soltou das fibras e foi perdido por lixiviação, mesmo não tendo havido excesso de água nas leiras.

Na Tabela 9 são apresentadas as concentrações finais dos macronutrientes, pH e condutividade elétrica dos compostos finais, o que evidenciam seus valores agrônômicos.

Tabela 9 Valores médios das concentrações de N, P e K e pH no composto final, além da CE no início e final do processo

TRAT	N	P	K	pH	CE	
	%	mg.kg ⁻¹	mg.kg ⁻¹		I	F
T ₁	3,3 a	4043 a	15748 a	9,3 b	4,3 a	6,2 a
T ₂	2,2 b	3092 b	7410 c	9,4 a	2,7 b	2,9 c
T ₃	1,3 c	3945 a	4489 d	8,9 c	2,4 bc	1,6 d
T ₄	2,2 b	4085 a	6904 c	7,5 d	3,1 b	3,4 c
T ₅	2,2 b	3248 b	12755 b	9,5 a	1,7 c	4,5 b

T₁: algodão; T₂: Poda de árvores urbanas; T₃: serragem; T₄: bagaço de cana; T₅: capim napier. Letras minúsculas comparam médias entre os tratamentos em cada variável e se iguais não diferem entre si pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Discutindo valores finais, pode-se dizer que os compostos orgânicos produzidos estão todos dentro dos valores mínimos exigidos pelo MAPA (IN 25) para comercialização, a saber: $N \geq 0,5\%$; $pH \geq 6,0$; $C \geq 15,0$; $C:N \leq 20$. Os teores de P, K e a CE não apresentam valores mínimos, mas para fins de comparação, pode-se citar os valores obtidos nas duas pesquisas anteriores a esta. Bernardi (2011) observou média de 1,5% de N; 1.629 mg kg⁻¹ de P; 30.816 mg kg⁻¹ de K; pH de 7,7 e CE 6,1 mS cm⁻¹. Carneiro (2012) encontrou 2,57% de N; 8.213 mg kg⁻¹ de P e 29.750 mg kg⁻¹; pH em torno de 8,0 e CE em torno de 6 mS cm⁻¹. Ou seja, nos dois casos, valores inferiores de N, P e pH, mas superiores de K e CE, indicativo de uma relação C:N baixa no início do processo.

Na Tabela 10 são apresentadas as concentrações finais de ácidos húmicos e fúlvicos e a relação entre ambos.

Tabela 10 Concentrações médias de ácidos fúlvicos e húmicos, no início e ao final do processo de compostagem e relação entre AH/AF

TRAT	Ácidos Fúlvicos (AF)		Ácidos Húmicos (AH)		AH/AF	
	mg g ⁻¹ composto					
	Início	Final	Início	Final	Início	Final
T ₁	22,2 c	9,7 c	7,1 d	11,3 c	0,3 b	1,2 ab
T ₂	35,6 b	16,3 b	13,8 b	19,6 b	0,4 ab	1,2 ab
T ₃	18,2 c	8,0 c	8,5 cd	7,3 c	0,5 a	0,9 b
T ₄	56,6 a	18,4 b	23,3 a	24,1 a	0,4 ab	1,3 a
T ₅	63,8 a	22,0 a	10,5 c	22,1 ab	0,2 c	1,0 ab

T₁: algodão; T₂: Poda de árvores urbanas; T₃: serragem; T₄: bagaço de cana; T₅: capim napier. Letras minúsculas comparam médias entre os tratamentos em cada variável e se iguais não diferem entre si pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Pode-se observar uma diminuição na concentração de AF e um aumento de AH, considerando o início e o final do processo de compostagem, em praticamente todos os tratamentos (à exceção de T₃ considerando AH). Zhou et al. (2014) observaram este comportamento e afirmam que processos eficientes de compostagem apresentam rápida degradação dos materiais orgânicos produzindo ácidos húmicos.

A relação entre ácidos húmicos (AH) e fúlvicos (AF), AH/AF, é considerada um índice que expressa a maturidade do composto, pois indica incremento na taxa de polimerização do material (IGLESIAS-JIMÉNEZ; BARRAL SILVA; MARHUENDA-EGEA, 2007), assim, quanto maior esta relação, maior a estabilidade do composto. Costa et al. (2015) observaram que maiores quantidades de cama de ovinos (casca de arroz) em mistura com dejetos de bovinos causam diminuição do índice AH/AF, provavelmente por se

tratar de material mais recalcitrante. Neste experimento, o aumento da relação AH/AF foi devido mais à redução de AF do que ao aumento de AH, como também foi observado por Raj e Antil (2011), que avaliaram parâmetros de estabilidade e maturidade em compostos preparados com resíduos agroindustriais.

4.3. Aspectos microbiológicos

4.3.1. Respiração basal

A intensidade da respiração basal (Figura 17a) é maior na fase termófila da compostagem (Tabela 1). Este comportamento durante a fase termófila pode ser atribuído à presença de materiais facilmente degradáveis que estimulam a comunidade microbiana (GOMEZ-BRANDON; LAZCANO; DOMÍNGUEZ, 2008).

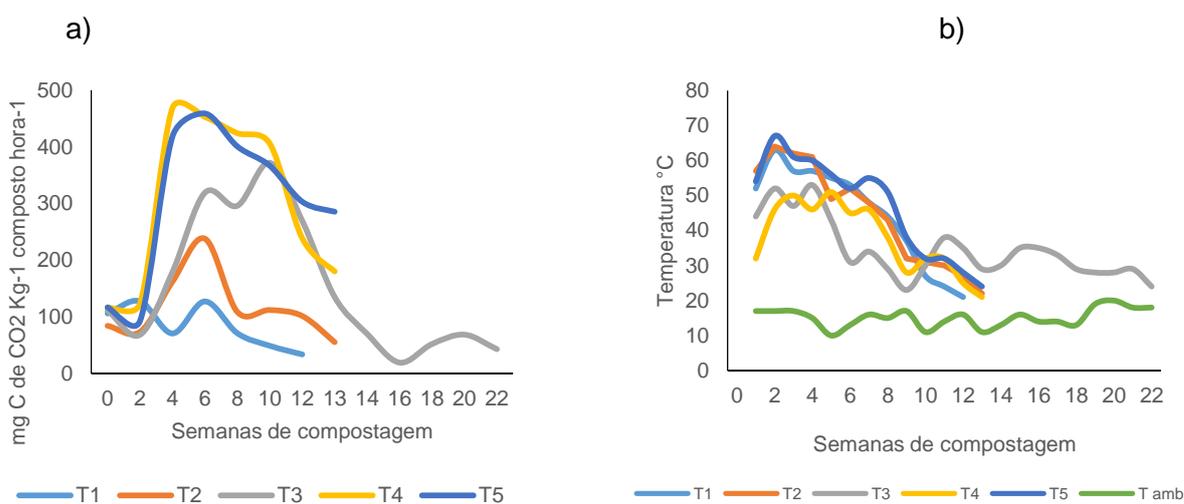


Figura 17 Comportamento da respiração basal durante o processo de compostagem em todos os tratamentos avaliado a cada 15 dias (a) e comportamento da temperatura semanal durante o processo (b).

A Tabela 11 demonstra a duração da fase termofílica, o pico de temperatura diária, temperatura máxima diária e a temperatura máxima semanal para cada tratamento.

Tabela 11 Informações sobre a fase termofílica do processo de compostagem

Tratamentos	Duração fase termofílica (semanas)	Pico de Temperatura (dia)	Temperatura máxima diária (°C)	Temperatura máxima semanal (°C)
T ₁	1 a 8	9	67	63
T ₂	1 a 8	13	67	64
T ₃	1 a 5	26	61	53
T ₄	2 a 7	31	60	51
T ₅	1 a 8	13	69	67

O comportamento da respiração basal durante o processo de compostagem, para todos os tratamentos, demonstrou duas diferentes fases cinéticas de mineralização do Carbono. Uma primeira fase com uma inclinação mais acentuada, indicativo da decomposição rápida dos substratos mais facilmente biodegradáveis e um alto grau de atividade microbiana, e uma segunda fase, quando estabiliza a produção de CO₂. Apenas os compostos mais resistentes permanecem e a atividade microbiana diminui, reduzindo a taxa de mineralização (ROS; GARCIA; HERNANDEZ, 2006).

O tratamento T₃ apresentou redução da respiração basal (Figura 17a) na 8ª semana de experimento e um novo pico na 10ª semana; o mesmo foi evidenciado na temperatura (Figura 17b). A temperatura é um indicativo de atividade microbiana. Quando as condições ambientais são ideais para a atividade microbiana, microorganismos mesófilos e termófilos decompõem rapidamente o substrato, aumentando a temperatura por meio da liberação de calor metabólico (HACHICHA et al., 2009).

4.3.2. Atividades enzimáticas durante o processo de compostagem

A maior intensidade das atividades enzimáticas avaliadas ocorre durante a fase termófila do processo de compostagem, para todos os tratamentos (Figura 18). Vários autores, trabalhando com atividade enzimática durante o processo de compostagem, observam o mesmo comportamento, aumento da atividade enzimática na fase termofílica e redução na fase de cura (CUNHA-QUEDA et al., 2007; TIQUIA et al., 2002; GOYAL; DHULL; KAPOOR, 2005; ZENG et al., 2010; CASTALDI; GARAU MELIS, 2008; VARGAS-GARCIA et al., 2010; JURADO et al., 2014).

Inicialmente, a temperatura da leira de compostagem aumenta, como consequência da rápida degradação da matéria orgânica facilmente disponível e compostos nitrogenados por microorganismos. À medida que a matéria orgânica se torna mais estabilizada, a atividade microbiana, a taxa de decomposição da matéria orgânica e a temperatura

diminuem, marcando o fim da fase termófila (ROS; GARCÍA; HERNANDEZ, 2006), diminuindo assim a atividade enzimática.

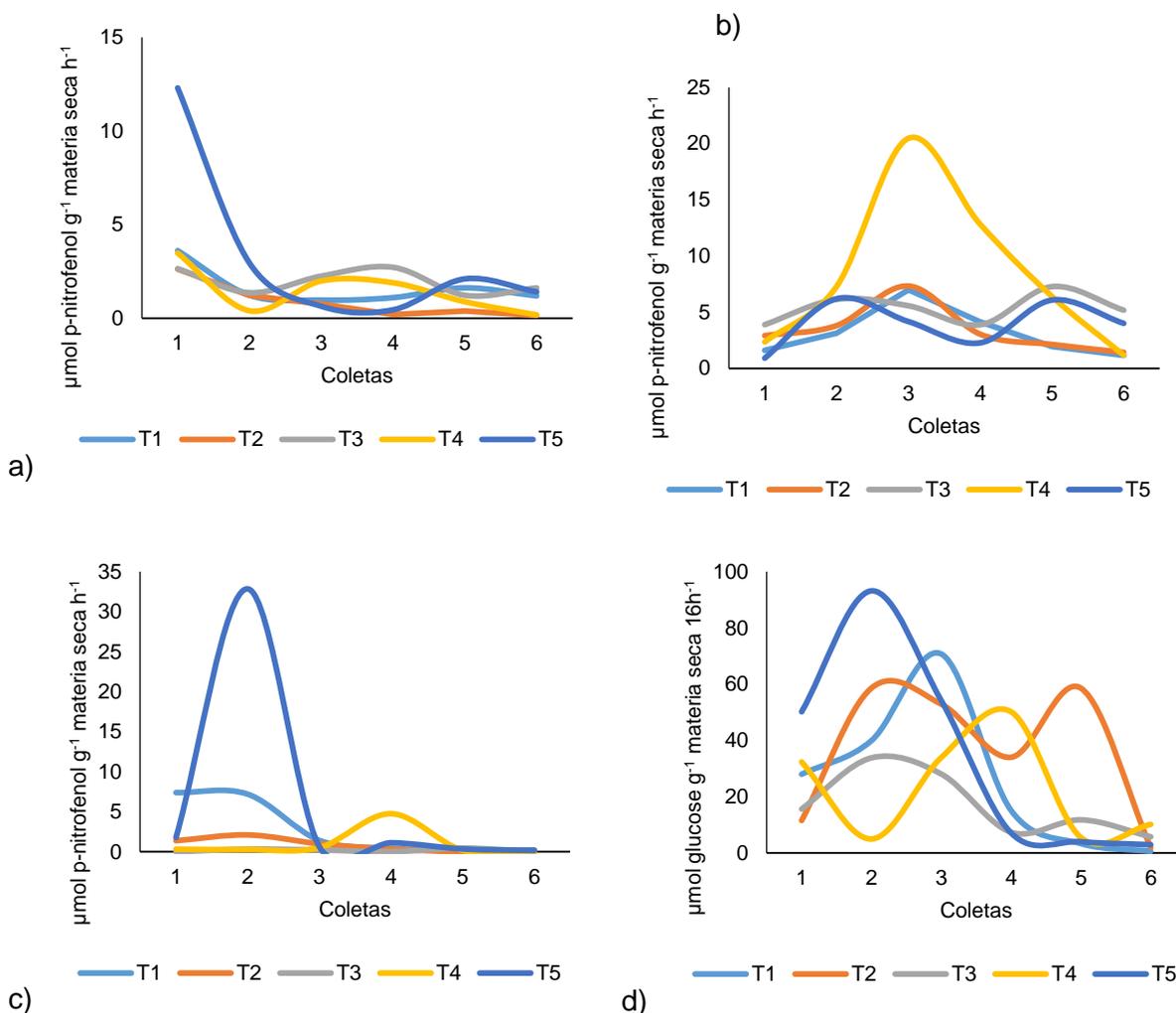


Figura 18 Comportamento das atividades enzimáticas Fosfatase Ácida (a), Fosfatase Básica (b), β -Glucosidase (c) e Celulase (d) durante o processo de compostagem.

Fosfatase é uma enzima chave no ciclo do fósforo, pois hidrolisa compostos de fósforo orgânico e transforma-os em diferentes formas de fósforo inorgânico, que são assimiláveis pelas plantas. Esta enzima é relevante para a caracterização do processo de compostagem, uma vez que é sintetizada apenas por micro-organismos (RAUT et al., 2008).

A maior intensidade da atividade fosfatase ácida (Figura 18a) foi observada no tratamento T₅, que apresentou um dos menores valores de pH no início do processo, 7,3 (Figura 19). Com o tempo de compostagem, o pH atingiu valores muito maiores do que o ótimo para esta enzima, implicando assim em baixos valores registrados para essa atividade (CAYELA et al, 2008) e declínio da atividade (CUNHA-QUEDA et al., 2007). Valores mais elevados de fosfatase ácida no início do processo foram detectados por outros autores

(CUNHA-QUEDA et al., 2007). A diminuição da atividade inicial da fosfatase ácida em todos os tratamentos é consistente com a evolução do pH (CUNHA-QUEDA et al., 2007).

A Figura 19 apresenta os valores do comportamento do pH, respeitando as mesmas coletas de análise da atividade enzimática.

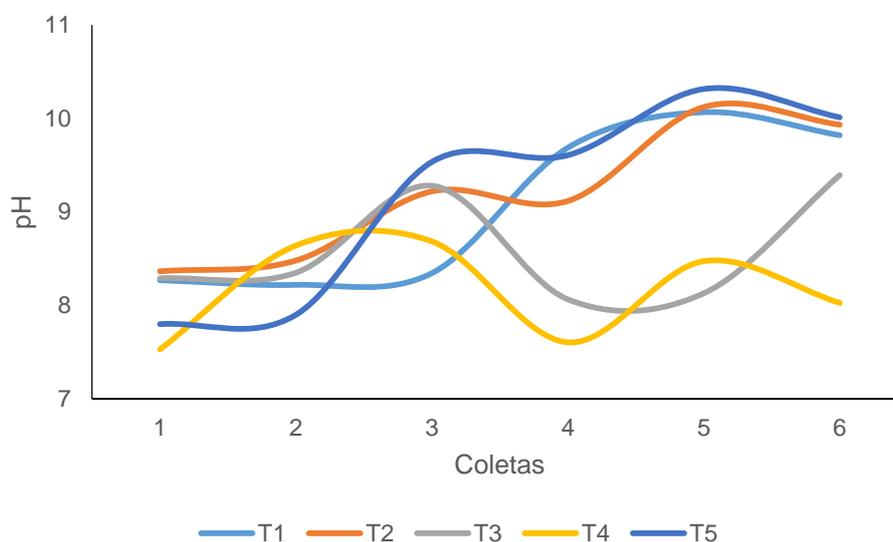


Figura 19 Comportamento do pH durante o processo de compostagem.

A maior atividade da fosfatase alcalina (Figura 18b) foi observada no tratamento T₄, que também apresentou a maior quantidade inicial de fósforo total (0,78 kg de P) dentre os tratamentos. A atividade elevada de fosfatase pode ser relacionada com a quantidade de fosfato presente na mistura de compostagem (RAUT et al., 2008).

Outro fator relacionado com o declínio da atividade enzimática da fosfatase alcalina pode estar relacionado à temperatura. Temperaturas superiores a 55 °C apresentam declínio acentuado das atividades enzimáticas (TIQUIA; MICHEL, 2001; TIQUIA; WAN; TAM, 2001). No experimento, o T₄ apresentou temperaturas médias semanais menores que em outros tratamentos (Tabela 11).

As atividades enzimáticas das β -Glucosidases e celulasas estão envolvidas na degradação de compostos de carbono, fornecendo energia para os microorganismos (CUNHA-QUEDA et al., 2007). A β -Glucosidase é uma das enzimas que regulam o ciclo do carbono, enzima esta, que hidrolisa celobiose a unidades de glicose (FARINAS, 2011). A sua atividade, portanto, indica a presença de matéria orgânica lábil (CASTALDI; GARAU; MELIS, 2008).

O maior valor da atividade enzimática da β -Glucosidase foi verificado no tratamento T₁ (Figura 18c). Cunha-Queda et al. (2007), Castaldi, Garau e Melis (2008), demonstraram

atividade enzimática da β -Glucosidase, apresentando evolução semelhante, aumento da sua atividade enzimática na etapa inicial e diminuição durante a fase de cura. Este decréscimo pode ser atribuído à diminuição da matéria orgânica no final do processo (HE et al., 2012), considerando que uma das maiores reduções de matéria orgânica neste experimento, foi visualizada no tratamento T₁. O mesmo apresentou a maior quantidade de matéria orgânica total no início do processo e a menor relação C:N no final do processo.

O decréscimo da atividade da celulase total no final do processo foi observado também por Cunha-Queda et al. (2007), justificando restar um carbono mais recalcitrante devido à presença de grandes quantidades de lignina e menor teor de celulose. As celulases são enzimas envolvidas na degradação da celulose presente no material de compostagem (GOYAL; DHULL; KAPOOR, 2005; RAUT et al., 2008). Estas enzimas quebram a celulose em celobiose (FARINAS, 2011).

O tratamento que apresentou o maior pico de atividade celulase foi o tratamento T₅, seguido pelo T₁ (Figura 18d); os mesmos possuem as maiores quantidades iniciais de celulose e as maiores reduções de celulose no experimento. O aumento da atividade da celulase até o último dia de experimento, nos tratamentos T₂ e T₄, indicou a disponibilidade de celulose no substrato até o final do processo (RAUT et al., 2008).

Picos de atividade enzimática da celulase foram observados no processo, principalmente no tratamento T₂. Raut et al. (2008) explicam que a diminuição da atividade de celulase, seguida por um aumento nas fases posteriores, pode ocorrer devido ao crescimento insuficiente do fungo celulítico durante a fase inicial de compostagem, que cresceu mais durante a fase posterior, aumentando, conseqüentemente, a atividade.

As menores atividades enzimáticas de celulase e β -Glucosidase foram observadas no tratamento T₃; o mesmo possui a maior quantidade de lignina, um carbono mais recalcitrante, mais resistente à decomposição biológica, por causa da sua estrutura química (FARINAS, 2011). A lignina confere limitação suficiente para retardar, ou mesmo impedir completamente, a atuação microbiana sobre o material, interferindo na hidrólise e bloqueando o acesso das celulases à celulose (FARINAS, 2011).

O pico do tratamento T₄ coincide com uma diminuição de pH. A redução do pH pode explicar o aumento da atividade, pois menores valores de pH aumentam a atividade da celulase e β -glucosidase (MARGESIN; CIMADOM; SCHINNER, 2006).

5. CONCLUSÕES

À exceção do uso de serragem como principal fonte de carbono na compostagem dos resíduos agroindustriais, todas as outras fontes testadas são opções interessantes do ponto de vista da otimização do pátio de compostagem.

Resíduos da indústria de desfibrilação de algodão como fonte de carbono para a compostagem de resíduos agroindustriais otimizam a utilização do pátio de compostagem e proporcionam a produção de um composto orgânico com maior valor agronômico.

A intensidade da atividade microbiana e enzimática é maior na fase termofílica, sendo a atividade de celulase a mais pronunciada quando da compostagem de resíduos agroindustriais da cadeia produtiva do frango de corte.

6. REFERÊNCIAS

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20th. Washington, DC: APHA, 2005.

BARATTA-JR, A. P.; MAGALHÃES, L. M. S. Aproveitamento de resíduos de poda de árvore da cidade do Rio de Janeiro para compostagem. **Revista de Ciências Agro-ambientais**, Alta Floresta, v. 8, n. 1, p.113-125, 2010.

BARI, Q.H.; KOENIG, A. Application of a simplified mathematical model to estimate the effect of forced aeration on composting in a closed system. **Waste Management**, v.32, p. 2037-45, 2012.

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

BENITES, V.M.; MADARI, B.; MACHADO, P.L.O. A. **Extração e fracionamento quantitativo de substâncias húmicas do solo: um procedimento simplificado de baixo custo**. Comunicado técnico. EMBRAPA. Ministério da agricultura, pecuária e abastecimento. Rio de Janeiro, out. 2003.

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

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

BLAZY, V.; GUARDIA, A. de; BENOIST, J.C.; DAUMOIN, M.; LEMASLE, M.; WOLBERT, D.; BARRINGTON, S. Odorous gaseous emissions as influence by process condition for the forced aeration composting of pig slaughterhouse sludge. **Waste Management**, v. 34, p. 1125-1138, 2014.

BRITO, L. M.; AMARO, A.L.; MOURAO, I.; COUTINHO, J. Compostagem da fracção sólida do chorume com palha de azevém (*Lolium multiflorum* Lam.) ou tojo (*Ulex europaeus* L.). **Revista de Ciências Agrárias [online]**, v.33, n.1, p. 267-276. ISSN 0871-018X, 2010.

BUENO, P.; TAPIAS, R.; LOPEZ, F.; DÍAZ, M.J. Optimizing composting parameters for nitrogen conservation in composting. **Bioresource Technology**, v.99, p. 5069–5077, 2008.

CAMPOS, F. P. de; NUSSIO, C. M. B.; NUSSIO, L. G. **Métodos de Análise de Alimentos**. Piracicaba: FEALQ, 2004. 135 p.

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**, Jaboticabal, v.33, n.4, p.796-807, 2013.

CASTALDI, P.; GIOVANNI, G.; MELIS, P. Maturity assessment of compost from municipal solid waste through the study of enzyme activities and water-soluble fractions **Waste Management**, v. 28, p. 534–540, 2008.

CAYUELA M. L.; SÁNCHEZ-MONEDERO, M.A.; ROIG A.; SINICCO, T. Biochemical changes and GHG emissions during composting of lignocellulosic residues with different N-rich by-products. **Chemosphere**, v. 88, p.196–203, 2012.

CAYUELA, M.L.; MONDINI, C.; SANCHEZ-MONEDERO,M.A.; ROIG, A. Chemical properties and hydrolytic enzyme activities for the characterisation of two-phase olive mill wastes composting **Bioresource Technology**, v. 99, p. 4255–4262, 2008.

CHOWDHURY, M.A.; NEEGAARD, A. de; JENSEN, L.S. Potential of aeration flow rate and bio-char addition to reduce greenhouse gas and ammonia emissions during manure composting. **Chemosphere**, v.97, p. 16-25, 2014.

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 desfibração de algodão. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 25, n. 2, p. 540-548, 2005.

CUNHA-QUEDA, A.C.F. **Dinâmica do azoto durante a compostagem de materiais biológicos putrescíveis**. 1999. 257 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Agroindustrial, Universidade Técnica de Lisboa, Instituto Superior de Agronomia, Lisboa, 1999.

CUNHA-QUEDA, A.C; RIBEIRO, H.M.; A. RAMOS, A.; CABRAL, F. Study of biochemical and microbiological parameters during composting of pine and eucalyptus bark. **Bioresource Technology**, v. 98, p. 3213–3220, 2007.

EKLIND, Y.; KIRCHMANN, H. Composting and storage of organic household waste with different litter amendments. I: carbon turnover. **Bioresource Technology**, v.74, p. 115-124, 2000.

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, 1999. 370p.

FARINAS, C. S. **A parede celular vegetal e as enzimas envolvidas na sua degradação**. São Carlos: Embrapa Instrumentação, 13 p.; 2011.

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

FERREIRA, I. C. P. V.; ARAUJO, A. V. de; NASCIMENTO, A. L.; CAVALCANTI, T. F. do M.; SANTOS, L. D. T. Cobertura morta e adubação orgânica na produção de alface e supressão de plantas daninhas. **Revista Ceres**, Viçosa, v. 60, n.4, p. 582-588, 2013.

GAO, M.; FANGYUAN, L. YUB, A.; LI, B.; YANG, L. Evaluation of stability and maturity during forced-aeration composting of chicken manure and sawdust at different C/N ratios. **Chemosphere**, v. 78, p. 614-619, 2010.

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

GOMES, L.F.S.; SOUZA, S.N.M. de; BARICCATTI, R.A.; SOUZA, J. de. Potencial de produção de biodiesel a partir do óleo de frango nas cooperativas do Oeste do Paraná. **Revista Varia Scientia**, Cascavel, v. 4, n. 8, p. 133-146, 2004.

GOMEZ-BRANDON, M.; LAZCANO, C.; DOMINGUEZ, J. The evaluation of stability and maturity during the composting of cattle manure. **Chemosphere**, v.70, p. 436–444, 2008.

GONÇALVES, C. C. de M.; PAIVA, P. C. de A.; DIAS, E. S.; SIQUEIRA, F. G. de; HENRIQUE, F. Avaliação do cultivo de *Pleurotus sajor-caju* (Fries) Sing. sobre o resíduo de algodão da indústria têxtil para a produção de cogumelos e para alimentação animal. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 34, n. 1, p. 220-225, 2010.

GOYAL, S.; DHULL, S.K.; KAPPOR, K.K. Chemical and biological changes during composting of different organic wastes and assessment of compost maturity **Bioresource Technology**, v. 96, p. 1584–1591, 2005.

ZENG, G.; YU, M.; CHEN, Y.; HUANG, D.; ZHANG, J.; HUANG, H.; JIANG, R.; YU, Z. Effects of inoculation with *Phanerochaete chrysosporium* at various time points on enzyme activities during agricultural waste composting. **Bioresource Technology**, v.101, p.222–227, 2010.

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

HATTEN, N.R.; BORAZJANI, H.; DIEHL, S. **Leaching of nitrogen, phosphorous, and potassium from sawdust amended with chicken litter**. Proceedings of Mississippi Water Resources Conference, 2005.

HE, Y.; XIE, K.; XU, P.; HUANG, X.; GU, W.; ZHANG, F.; TANG, S. Evolution of microbial community diversity and enzymatic activity during composting **Research in Microbiology**, v.164, p. 189-198, 2013.

HUANG, D.L.; ZENG, G.M.; FENG, C.L.; HUA, S.; LAI, C.; ZHAO, M.H.; SU, F.F.; TANG, L.; LIU, H.L. Changes of microbial population structure related to lignin degradation during lignocellulosic waste composting. **Bioresource Technology**, v. 101, p. 4062-4067, 2010.

HUET, J.; DRUILHE, C.; TRÉMIER, A.; BENOIST, J.C.; DEBENEST, G. The impact of compaction, moisture content, particle size and type of bulking agent on initial physical properties of sludge-bulking agent mixtures before composting. **Bioresource Technology**, v. 114, p.428-436, 2012.

IGLESIAS-JIMÉNEZ, E.; BARRAL-SILVA, M. T.; MARHUENDA-EGEA, F. C. **Indicadores de la estabilidad y madurez Del compost**. In: MORENO-CASCO, J.; MORAL-HERRERO, R. (Eds.) Compostaje. Madrid: Mundi-Prensa, p. 243–284, 2007.

JIANG, T.; SCHUCHARDT, F.; LI, G.; GUO, R.; ZHAO, Y. Effect of C/N ratio, aeration rate and moisture content on ammonia and greenhouse gas emission during the composting. **Journal of Environmental Sciences**, v.23, n.10, p. 1754-1760, 2011.

JURADO, M.M; SUÁREZ-ESTRELLA, F.; VARGAS-GARCÍA, M.C.; LÓPEZ, M.J.; LÓPEZ-GONZÁLEZ, J.A.; MORENO, J. Increasing native microbiota in lignocellulosic waste

composting: Effects on process efficiency and final product maturity. **Process Biochemistry**, v.49, p.1958-1969, 2014.

JURADO, M.M.; SUÁREZ-ESTRELLA, F.; VARGAS-GARCÍA, M.C.; LÓPEZ, M.J.; LÓPEZ-GONZÁLEZ, J.A.; 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 **Waste Management**, v. 26, p. 1108–1118, 2006.

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

KIEHL, E. J. **Novos fertilizantes orgânicos**. 1. ed. Piracicaba: Agronômica Ceres, 2010. 238p.

KIM, Y.J.; CHOI, W.J.; LIM, S.S.; KWAK, J.H.; CHANG, S.X.; KIM, H.Y.; YOON, K.S.; RO, H.M. Changes in nitrogen isotopic compositions during composting of cattle feedlot manure: Effects of bedding material type. **Bioresource Technology**, v.99, p. 5425-5458, 2008.

KOMILIS, D.P.; HAM, R.K. The effect of lignin and sugars to the aerobic decomposition of solid wastes. **Waste Management**, v. 23, p.419-423, 2003.

KÜLCÜA, R.; YALDIZ, O. The composting of agricultural wastes and the new parameter for the assessment of the process. **Ecological Engineering**, v. 69, p. 220-225, 2014.

KULIKOWSKA, D.; KLIMIUK, E. **Co-composting of sewage sludge with lignocellulosic amendments - assessment of compost quality**. doi:10.1016/j.jbiotec.2010.09.212, 2010.

LHADI, E.K.; TAZI, H.; AYLAJ, M.; GENEVINI, P.L.; ADANI, F. Organic matter evolution during co-composting of the organic fraction of municipal waste and poultry manure. **Bioresource Technology**, v. 97, p. 2117-2123, 2006.

LI, Y.; LI, W.; LIU, B.; WANG, K.; SU, C.; WU, C. Ammonia emissions and biodegradation of organic carbon during sewage sludge composting with different extra carbon sources. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 85, p. 624-630, 2013.

LÓPEZ-GONZÁLEZ, J.A.; LÓPEZ, M.J.; VARGAS-GARCÍA, M.C.; SUÁREZ-ESTRELLA, F.; JURADO, M.; MORENO, J. Tracking organic matter and microbiota dynamics during the stages of lignocellulosic waste composting. **Bioresource Technology**, v. 146, p. 574-584, 2013.

LÓPEZ-GONZÁLEZ, J.A.; SUÁREZ-ESTRELLA, F.; VARGAS-GARCÍA, M.C.; LÓPEZ, M.J.; JURADO, M.M.; MORENO, J. Dynamics of bacterial microbiota during lignocellulosic waste composting: Studies upon its structure, functionality and biodiversity. **Bioresource Technology**, v. 175, p. 406-416, 2015.

LÓPEZ-GONZÁLEZ, J.A.; VARGAS-GARCÍA, M.del.C.; LÓPEZ, M.J.; SUAREZ-ESTRELLA, F.; JURADO, M.; MORENO, J. Enzymatic characterization of microbial isolates from lignocellulose waste composting: Chronological evolution. **Journal of Environmental Management**, v. 145, p. 137-146, 2014.

LU, W.; CHEN, T.B.; ZHENG, G.D.; GAO, D.; ZHANG, Y.A.; GAO, W. Effect of moisture adjustments on vertical temperature distribution during forced-aeration static-pile composting of sewage sludge. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 52, p. 635-642, 2008.

MALAVOLTA, E. **ABC da adubação**. 5 ed. São Paulo: Agronomica Ceres, 1989. 292 p.

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

MARGESIN, R.; CIMADOM, J.; SCHINNER, F. Biological activity during composting of sewage sludge at low temperatures. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 57, p. 88–92, 2006.

MELO, C. O. de.; PARRE, J.L. Índice de desenvolvimento rural dos municípios paranaenses: determinantes e hierarquização. **Rev. Econ. Sociol. Rural [online]**. v.45, n.2, p. 329-365. ISSN 0103-2003, 2007.

MELO, C. O. de; SILVA, G. H. da.; ESPERANCINI, M. S. T. Análise econômica da produção de frango de corte sob condições de risco no estado do Paraná. **Ciênc. agrotec. [online]**, v.32, n.6, p. 1919-1926. ISSN 1413-7054, 2008.

MONDINI, C.; FORNASIER, F.; SINICCO T. Enzymatic activity as a parameter for the characterization of the composting process **Soil Biology & Biochemistry**, v.36, p. 1587–1594, 2004.

MORENO, J. Evolution of enzymatic activities and carbon fractions throughout composting of plant waste **Journal of Environmental Management**, v.133, p. 355-364, 2014.

NAKSHINIEV, B.; PERERA, C.; BIDDINIKA, M.K.; GONZALES, H.B.; SUMIDA, H.; YOSHIKAWA, K. Reducing ammonia volatilization during composting of organic waste through addition of hydrothermally treated lignocellulose. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 96, p. 58-62, 2014.

NELSON, D.I.; COX, M. **Lehninger - Princípios de Bioquímica**. 3. ed. São Paulo: Sarvier, 2002. 1009 p.

OGUNWANDE, G.A.; OSUNADE, J.A. Passive aeration composting of chicken litter: Effects of aeration pipe orientation and perforation size on losses of compost elements. **Journal of Environmental Management**, v. 92, p. 85-91, 2011.

ORRICO JUNIOR, M. A. P.; ORRICO, A.C.A.; LUCAS JR.; J. de. SAMPAIO, A. A. M.; FERNANDES, A. R. M.; OLIVEIRA, E. A. de. Compostagem dos dejetos da bovinocultura de corte: influência do período, do genótipo e da dieta. **R. Bras. Zootec. [online]**, v.41, n.5, p. 1301-1307. ISSN 1806-9290, 2012.

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

PARKINSON, R.; GIBBS, P.; BURCHETT, S.; MISSELBROOK, T. Effect of turning regime and seasonal weather conditions on nitrogen and phosphorus losses during aerobic composting of cattle manure. **Bioresource Technology**, v.91, p. 171-178, 2004.

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

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

REIS, M. F. dos; DUCCA, F.; FERDINANDI, D. M.; ZONETTI, P. da C.; ROSADO, F. R. Análise de substratos alternativos para o cultivo de *Pleurotus ostreatoroseus* e *Pleurotus florida*. **Revista em Agronegócios e Meio Ambiente**, Maringá, v. 3, n. 2, p. 79-91, 2010.

ROS, M.; GARCÍA, C.; HERNANDEZ, T. A full-scale study of treatment of pig slurry by composting: Kinetic changes in chemical and microbial properties. **Waste Management** v. 26, p.1108–1118, 2006.

SÁNCHEZ-MONEDERO, M.A.; SERRAMIÁ, N.; GARCÍA-ORTIZ VIVANTOS, C.; FERNÁNDEZ-HERNÁNDEZ, A.; ROIG, A. Greenhouse gas emissions during composting of two-phase olive mill wastes with different agroindustrial by-products. **Chemosphere**, n. 81, p.18-25, 2010.

SERRAMIÁ, N.; SÁNCHEZ-MONEDERO, M.A.; FERNÁNDEZ-HERNÁNDEZ, A.; GARCÍA-ORTIZ CIVANTOS, C.; ROIG, A. Contribution of the lignocellulosic fraction of two-phase olive-mill wastes to the degradation and humification of the organic matter during composting. **Waste Management**, v. 30, p. 1939–1947, 2010.

SOMMER, S.G. Effect of composting on nutrient loss and nitrogen availability of cattle deep litter. **European Journal of Agronomy**, v. 14, p. 123-133, 2001.

STEGER, K.; EKLIND, Y.; OLSSON, J.; SUNDH, I. Microbial community growth and utilization of carbon constituents during thermophilic composting at diferente oxygen levels. **Microbial Ecology** v.50, p.163–171, 2005.

SUN, W.; HUANG, G.H.; ZENG, G.; QIN, X.; YU, H. Quantitative effects of composting state variables on C/N ratio through GA-aided multivariate analysis. **Science of the Total Environment**, v. 409, p. 1243-1254, 2011.

TANG, J.C.; SHIBATA, A.; ZHOU, Q.; KATAYAMA, A. Effect of Temperature on Reaction Rate and Microbial Community in Composting of Cattle Manure with Rice Straw. **Journal of bioscience and bioengineering**, v. 104, No. 4, p. 321–328, 2007.

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

TIQUIA, S.M.; WAN, J.H.C.; TAM, N.F.Y. Extracellular enzyme profiles during co-composting of poultry manure and yard trimmings. **Process Biochemistry**, v.36, p.813–820, 2001.

TIQUIA S.M.; MICHEL JR, F.C. **16S rDNA-based analysis of bacterial diversity in livestock manure compost**. Proceedings of the International Conference on Microbiology of Composting and Other Biodegradation Processes. Springer Verlag, Germany, 2001 (in review).

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

TIQUIA, S.M. Microbial community dynamics in manure composts based on 16s and 18s rDNA T-RFLP profiles. **Environmental Technology**, v.26, p.1101–1114, 2005.

VARGAS-GARCÍA, M.C.; SUÁREZ-ESTRELLA, F.; LÓPEZ, M.J.; MORENO, J. Microbial population dynamics and enzyme activities in composting processes with different starting materials **Waste Management**, v. 30, p. 771–778, 2010.

WANG, X.; SELVAM, A.; CHAN, M. WONG, J.W.C. Nitrogen conservation and acidity control during food wastes composting through struvite formation. **Bioresource Technology**, v. 147, p.17-22, 2013.

YAN, Z.; SONG, Z.; LI, D.; YUAN, Y.; LIU, X.; ZHENG, T. The effects of initial substrate concentration, C/N ratio, and temperature on solid-state anaerobic digestion from composting rice straw. **Bioresource Technology**, v. 177, p. 266–273, 2015.

YANG, F.; LI, G.X.; YANG, Q.Y.; LUO, W.H. Effect of bulking agents on maturity and gaseous emissions during kitchen waste composting. **Chemosphere**, v.93, p.1393–1399, 2013.

ZHOU, Y.; SELVAM, A.; WONG, J.W.C. Evaluation of humic substances during co-composting of food waste, sawdust and Chinese medicinal herbal residues. **Bioresource Technology**, v.168, p.229–234, 2014.

ZHU, N. Effect of low initial C/N ratio on aerobic composting of swine manure with rice straw. **Bioresource Technology**, v. 98, p. 9-13, 2007.