

DANILO JOSÉ SANTOS GOMES

**ACELERAÇÃO DA COMPOSTAGEM EM RESPOSTA À INOCULAÇÃO
BACTERIANA**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Manejo e Conservação de Ecossistemas Naturais e Agrários, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

Orientadora: Lílian Estrela Borges Baldotto

Coorientador: Marihus Altoé Baldotto

**Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca da Universidade Federal
de Viçosa - Campus Florestal**

T

G631
2021
Gomes, Danilo José Santos, 1986-
Aceleração da compostagem em resposta à inoculação
bacteriana / Danilo José Santos Gomes. – Florestal, MG, 2021.
88 f. : il. ; 29 cm.

Inclui apêndices.

Orientador: Lílian Estrela Borges Baldotto.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa.

Inclui bibliografia.

1. Biotecnologia. 2. Microbiologia do solo. 3. Adubação orgânica. 4. Manejo do solo. 5. Substâncias húmicas. 6. Compostagem. 7. Inoculação bacteriana. 8. Resíduos orgânicos. I. Universidade Federal de Viçosa. Instituto de Ciências Agrárias. Mestrado em Manejo e Conservação de Ecossistemas Naturais e Agrários. II. Título.

631.8

DANILO JOSÉ SANTOS GOMES

**ACELERAÇÃO DA COMPOSTAGEM EM RESPOSTA À INOCULAÇÃO
BACTERIANA**


Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Manejo e Conservação de Ecossistemas Naturais e Agrários, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

APROVADA: 03 de março de 2021

Assentimento:



Danilo José Santos Gomes
Autor



Lílian Estrela Borges Baldotto
Orientadora

“Dedico este trabalho a todos os produtores rurais do Brasil, com o intuito de poder contribuir para o crescimento do setor agrário e ajudar a torná-lo cada dia mais economicamente viável, ecologicamente sustentável e socialmente justo.”

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus, acima de todas as coisas.

Aos meus familiares e amigos que me apoiaram e motivaram.

Aos professores Maribus e Lílian pela oportunidade e confiança.

À Leila e à Débora por me auxiliarem nos trabalhos laboratorial, ao Jerônimo e ao Antônio por me auxiliarem nos trabalhos de campo e a Dona Marlene que ajudou nos trabalhos de campo e laboratório.

Aos estudantes de Graduação que sempre prontificaram em ajudar.

À Priscila, Letícia e Bruno que foram meus companheiros de caminhada, mestrandos do Programa MCENA.

Agradeço ao Professor Clarindo pelo incentivo e apoio.

Aos setores de Apicultura e Piscicultura do Instituto de Ciências Agrárias da Universidade Federal de Viçosa pela compreensão e suporte.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

“O mundo é um eterno devir”. (Heráclito de Éfeso)

RESUMO

GOMES, Danilo José Santos, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, março de 2021. **Aceleração da compostagem em resposta à inoculação bacteriana.** Orientadora: Lílian Estrela Borges Baldotto. Coorientador: Maribus Altoé Baldotto.

Reduzir o tempo de compostagem e melhorar a qualidade do produto final são os principais desafios na produção de compostos orgânicos. No processo de compostagem, o material orgânico é degradado por microrganismos aeróbicos. Por isso, a manipulação desses microrganismos influencia a degradação do material. A inoculação de bactérias eficientes na degradação de material orgânico proporciona uma mudança na dinâmica do processo de compostagem. O objetivo foi avaliar o efeito da inoculação bacteriana durante o processo de compostagem e o crescimento de plantas de milho em resposta à aplicação dos compostos orgânicos produzidos. O experimento de condução das leiras de compostagem foi realizado com quatro tratamentos (T1) sem inoculação; (T2) inóculo total aplicado no tempo zero; (T3) inóculo total aplicado na 4ª semana e (T4) inóculo parcial (metade no tempo zero e metade 4ª semana), e cada tratamento teve quatro repetições. O inóculo total foi constituído por bactérias amilolíticas, proteolíticas, celulolíticas, queratinolíticas, ligninolíticas e solubilizadoras de fosfato. No T4 as bactérias amilolíticas, proteolíticas e celulolíticas foram inoculadas no tempo zero e as bactérias queratinolíticas, ligninolíticas e solubilizadoras de fosfato foram inoculadas na 4ª semana. As 16 leiras de compostagem foram conduzidas por 120 dias. O monitoramento das leiras foi feito diariamente e as coletas de material foram feitas semanalmente. Foi avaliado o tempo de duração do processo de compostagem e a qualidade do composto produzido. Terminado o processo de compostagem foi realizado o bioensaio em casa de vegetação para avaliar o crescimento de plantas de milho (híbrido triplo de milho – Biomatrix 3061) em resposta à aplicação dos compostos orgânicos. Neste experimento, também foi realizado com quatro tratamentos. Cada tratamento refere-se a um composto orgânico produzido no experimento anterior: composto T1, composto T2, composto T3 e composto T4. O experimento foi realizado em delineamento inteiramente ao acaso com seis repetições. A unidade experimental foi um pote de plástico com capacidade de 2 dm³. Os potes foram preenchidos com solo e o composto orgânico (total de 24 unidades experimentais). Foram conduzidas duas plantas de milho por vaso durante

30 dias. A inoculação de bactérias degradadoras de substâncias orgânicas e solubilizadoras de fosfato nas leiras de compostagem modificou o processo de compostagem. As temperaturas observadas nos primeiros 30 dias (antes da inoculação da 4ª semana) foram superiores nas leiras que receberam o inóculo parcial (T4). Porém, a inoculação não reduziu o tempo de compostagem. A inoculação também interferiu no produto final. As leiras que receberam a inoculação total (inicial e após 4ª semana) apresentaram uma menor relação C/N em comparação com as leiras que não foram inoculadas. No fracionamento da matéria orgânica, os teores de huminas foram superiores no tratamento que recebeu o inóculo parcelado (T4). O composto inoculado não modificou a resposta inicial do milho à adubação orgânica. Conclui-se que, a inoculação de bactérias nas leiras melhorou o processo de compostagem e a qualidade do composto orgânico. A composição do inóculo e o momento da inoculação influenciaram na qualidade do composto orgânico. E a inoculação não interferiu no desenvolvimento inicial das plantas de milho.

Palavras-chave: Biotecnologia. Microbiologia do solo. Adubação orgânica. Manejo do solo. Substâncias húmicas.

ABSTRACT

GOMES, Danilo José Santos, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, March, 2021. **Acceleration of composition in response to bacterial inoculation.** Advisor: Lílian Estrela Borges Baldotto. Co-advisor: Maribus Altoé Baldotto.

To reduce the composting time and improve the quality of the final product are the main challenges in the production of organic compost. In the composting process, organic material is degraded by aerobic microorganisms. Therefore, the manipulation of these microorganisms influences the degradation of the material. The inoculation of bacteria efficient in the degradation of organic material provides a change in the dynamics of the composting process. The objective was to evaluate the effect of inoculation during the composting process and the growth of corn plants in response to the application of the produced organic compost. The composting windrows experiment was carried out with four treatments (T1) without inoculation; (T2) total inoculum applied at time zero; (T3) total inoculum applied in the 4th week and (T4) partial inoculum (half in time zero and half in the 4th week), and each treatment had four repetitions. The total inoculum consisted of amylolytic, proteolytic, cellulolytic, keratinolytic, ligninolytic and phosphate solubilizing bacteria. In T4, amylolytic, proteolytic and cellulolytic bacteria were applied at time zero and keratinolytic, ligninolytic and phosphate solubilizing bacteria were applied in the 4th week. The 16 composting windrows were conducted for 120 days. The windrows were monitored every days and the material sampling were made once a week. The duration of the composting process and the quality of the compost produced were evaluated. After the composting process was completed, the bioassay was carried out in a greenhouse to evaluate the growth of corn plants (triple corn hybrid – Biomatrix 3061) in response to the application of organic compost. This experiment was also made with four treatments. Each treatment refers to one of the organic compost produced in the first experiment: T1 compost, T2 compost, T3 compost and T4 compost. The experiment was carried out in a completely randomized design with six replications. The experimental unit was a plastic pot with a capacity of 2 dm³. The pots were filled with soil and organic compost (total of 24 experimental units). Two corn plants per pot were conducted for 30 days. The inoculation of bacteria degrading organic substances and phosphate solubilizers in the composting windrows changed the composting process. The temperatures observed in the first

30 days (before the inoculation of the 4th week) were higher in the windrows that received the partial inoculum (T4). However, the inoculation did not reduce the composting time. The inoculation also improved the quality of the final product. The windrows that received total inoculation (initial and after 4 weeks) showed a lower C/N ratio compared to the windrows that was not inoculated. In the fractionation of organic matter, the amounts of humine were higher in the treatment that received the parceled inoculum (T4). The inoculated compost did not modify the initial response of corn to organic fertilization. In conclusion, the inoculation of bacteria in the windrows improved the composting process and the quality of the organic compost. The composition of the inoculum and the moment of inoculation influenced the quality of the organic compost. And inoculation did not interfere with the initial development of corn plants.

Keywords: Biotechnology. Soil microbiology. Organic fertilization. Soil management. Humic substances.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL.....	11
2	HIPÓTESE.....	13
3	OBJETIVOS.....	13
3.1	Geral.....	13
3.2	Específicos.....	13
4	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	14
4.1	Material Orgânico.....	14
4.2	Processo de Compostagem.....	16
4.3	Bactérias degradadoras.....	20
4.4	Fracionamento da matéria orgânica do solo.....	22
4.5	Adubação orgânica na cultura do Milho.....	24
5	TRABALHOS.....	26
5.1	Aceleração da Compostagem em Resposta à Inoculação Bacteriana.....	26
5.1.1	INTRODUÇÃO.....	30
5.1.2	MATERIAIS E MÉTODOS.....	32
5.1.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	38
5.1.4	CONCLUSÕES.....	53
5.1.5	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	54
5.2	Efeitos dos compostos orgânicos inoculados com bactérias degradadoras sobre a cultura do milho.....	58
5.2.1	INTRODUÇÃO.....	60
5.2.2	MATERIAIS E MÉTODOS.....	61
5.2.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	64
5.2.4	CONCLUSÕES.....	67
5.2.5	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	68
6	CONCLUSÕES.....	71
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	72
	APÊNDICES.....	81

1 INTRODUÇÃO GERAL

Estima-se que foram produzidos 39,5 milhões de toneladas de resíduos orgânicos sólidos, pelos municípios brasileiros, no ano de 2018 (ABRELPE, 2019). A maior parte dos resíduos são descartados no ambiente, em aterros ou lixões, o que causa prejuízos ambientais (poluição de ambientes) e sanitários (proliferação de insetos e contaminações) além de perdas econômicas já que possui um potencial de uso na produção de adubos orgânicos (BRASIL, 2010).

Além dos resíduos orgânicos oriundos das regiões urbanas, há um grande volume de resíduos que são produzidos pelas atividades agrícolas e agroindustriais na forma de palhadas e esterco principalmente. O lodo de esgoto produzido no saneamento básico e os materiais orgânicos descartados das áreas urbanas (podas de árvores ou descarte da jardinagem), são resíduos orgânicos produzidos em grande volume, podendo chegar a milhares de toneladas por ano (JUNIOR et al., 2005; KOMATSU et al., 2019; OLIVEIRA et al., 2019; SIQUEIRA; ABREU, 2016). Portanto, no Brasil, há uma grande produção de resíduos orgânicos que estão sendo subutilizados. Estes resíduos serão denominados neste trabalho como “material orgânico” uma vez que podem ser utilizados como matéria-prima para diversos processos para o reaproveitamento desse material.

O reaproveitamento do material orgânico pode ser definido como uma forma de reciclagem. A Política Nacional de Resíduos Sólidos do Brasil pela lei Nº 12.305, de 02 de agosto de 2010 defini a reciclagem como um processo de transformação dos resíduos sólidos que envolve a alteração de suas propriedades físicas, físico-químicas ou biológicas, com vistas à transformação em insumos ou novos produtos (BRASIL, 2010).

Os materiais orgânicos são transformados pela ação dos microrganismos. Na presença de oxigênio, os microrganismos atuam consumindo as cadeias carbônicas e disponibilizando nutrientes. Na ausência de oxigênio, os microrganismos são capazes de produzir gases inflamáveis, que podem ser utilizados para a geração de energia. Com isso, os materiais orgânicos apresentam um grande potencial tanto para a produção de energia quanto para a produção de fertilizantes orgânicos (OLIVEIRA, 2019; DA SILVA JANUÁRIO et al., 2019; COSTA et al., 2019). Dentre as formas de destinação do material orgânico (reciclagem do material), a compostagem

é um método eficaz para degradar e estabilizar os materiais orgânicos, sendo utilizada para produzir fertilizante orgânico ou condicionador que melhoram a qualidade e a fertilidade do solo (BERNAL et al., 2009).

A compostagem é um processo microbiológico de decomposição aeróbica. Este processo é influenciado pela disponibilidade de nutrientes, composição de materiais utilizados, temperatura, concentração de oxigênio, umidade, pH e tamanho de partícula (LÓPEZ-GONZÁLEZ et al., 2015). O composto formado pode ter seu volume reduzido em até 50% comparado ao volume inicial, além de ser utilizado como fertilizante ou condicionador de solo (LIAO et al., 2017).

Dentre as principais limitações do processo, está o tempo gasto para se obter um composto orgânico, que pode demorar até 120 dias (BELLAVÉR & KONZEN, 2013), e as perdas de nutrientes (CARNEIRO et al., 2013), principalmente as perdas de nitrogênio por volatilização e o potássio por lixiviação.

Vários fatores interferem no processo de compostagem alterando o tempo necessário para obter o composto e a qualidade do produto final. Proporcionar condições adequadas de umidade, aeração, relação C/N, tamanho de partícula e monitoramento da temperatura favorece a multiplicação de microrganismos e acelera o processo de degradação (KIEHL, 2010).

Nas condições ideais, a compostagem apresenta um ambiente para o desenvolvimento de uma grande diversidade de microrganismos. E dentro desta comunidade de microrganismos existem populações específicas que são fundamentais para degradar o material orgânico e estabilizar o composto (PARTANEN et al., 2010).

Os microrganismos degradadores de compostos orgânicos são fundamentais para o processo de compostagem. Estes microrganismos produzem enzimas que atuam nos mais diversos substratos. López-González et al, (2015) mostra a dinâmica da colonização de microrganismos durante a compostagem, a fase inicial predomina os microrganismos termófilos, com o avanço da compostagem as populações de microrganismos mesófilos aumentam e na fase de estabilização há um aumento das populações de microrganismos ligninolíticos. Estas sucessões de populações microbiológicas, que ocorre durante as fases de produção do composto, estão ligadas a disponibilidade de carbono no material (ZHONG, 2018).

Durante o processo de compostagem, as bactérias se destacam por realizar uma rápida colonização e apresentar uma grande biomassa (VILLAR et al. 2016) o que mostra a importância das bactérias na dinâmica do processo. Na fase de maturação da compostagem há predominância de grupos de microrganismos especializados (TIQUIA et al., 2002). Portanto, com o avanço do processo de compostagem há uma seleção de populações mais adaptadas ao novo ambiente formado.

A inoculação de bactérias degradadoras nas leiras de compostagem visa modificar a dinâmica das populações durante o processo de compostagem de modo a acelerar o processo de compostagem e melhorar a qualidade do material produzido com aumento da disponibilidade de nutrientes. Reduzindo o tempo, consegue aumentar a capacidade produtiva da área de compostagem e um composto de qualidade contribui para o aumento da produtividade das lavouras.

2 HIPÓTESE

O uso de bactérias amilolíticas, celulolíticas, ligninolíticas, queratinolíticas e proteolíticas e bactérias solubilizadoras de fosfato no processo de compostagem reduz o tempo para a obtenção e melhora a qualidade do composto.

3 OBJETIVOS

3.1 Geral

Avaliar o tempo gasto para obter o composto e a qualidade do composto obtido quando inoculado com bactérias degradadoras de substâncias orgânicas e solubilizadoras de fosfato.

3.2 Específicos

- (i) verificar o momento mais adequado para aplicação do inóculo bacteriano;
- (ii) analisar o efeito do parcelamento do inóculo sobre as leiras de compostagem;
- (iii) avaliar as frações orgânicas do composto obtido;
- (iv) acompanhar os teores de nutrientes no processo de compostagem;

(v) acompanhar o comportamento da temperatura, pH e condutividade elétrica das leiras de compostagem;

(vi) avaliar o crescimento inicial do milho em resposta à adubação com os compostos orgânicos formados.

4 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

4.1 Material Orgânico

O Brasil produz, anualmente, grandes quantidades de material orgânico. Nas áreas urbanas há uma grande produção de material orgânico, seja na forma de resíduo sólido, lodo de esgoto ou da manutenção das áreas verdes. Outros setores que produzem grandes quantidades de material orgânico são o setor agropecuário e agroindustrial. No ano de 2018, os municípios brasileiros foram responsáveis pela produção de 79 milhões de toneladas de resíduos sólidos urbanos (ABRELPE, 2019). Deste total, mais de 50% é composto por material orgânico (ABRELPE, 2012), portanto são coletados, nas áreas urbanas do Brasil, cerca de 39,5 milhões de toneladas de material orgânico sólido, por ano.

Os setores agropecuário e agroindustrial também geram grandes quantidades de resíduos orgânicos tanto na produção de alimentos quanto na transformação destes. A produção de grãos teve um crescimento de 6,4% na safra 2018/2019 atingindo 242 milhões de toneladas de grãos produzidos (CONAB, 2019). Com o crescimento da produção também cresce a produção de materiais orgânicos principalmente palhadas e cascas.

O Brasil abate cerca de 32 milhões de bovinos, 44 milhões de suínos e 5,8 trilhões de frangos por ano (IBGE, 2019) sendo um dos principais produtores de carne do mundo. Esta cadeia produtiva gera grandes quantidades de materiais orgânicos tanto na fase criação (como a cama de frango, dejetos e sobras de ração) quanto no abate e processamento da carne.

Outro material orgânico que apresenta grande volume de produção no Brasil é o lodo de esgoto. Segundo a Norma técnica NBR7229 da ABNT (1993) estima-se que uma pessoa gera de 100 a 160 litros de esgoto por dia o que gera cerca de um

litro de lodo de esgoto fresco. Considerando a população brasileira como um todo, a geração de lodo de esgoto torna uma importante fonte de material orgânico pelo volume que é produzido.

O descarte inadequado destes materiais orgânicos desencadeia problemas ambientais, além de ser um desperdício de material. Grande parte deste material pode ser reciclado e gerar renda com a produção de energia e fertilizantes (OLIVEIRA, 2019; DA SILVA JANUÁRIO et al., 2019; COSTA et al., 2019).

Todos estes materiais apresentados são fontes de cadeias carbônicas e nutrientes que podem ser utilizados por uma grande variedade de organismos. A ação desses organismos degrada o material orgânico, modificando suas características iniciais. A degradação orgânica por ser definida como a transformação do material orgânico em compostos mais estáveis com a vantagem de aumento dos teores e disponibilidades de nutrientes (KIEHL, 1985).

Porém, a degradação do material orgânico é uma ação complexa devido à diversidade de compostos existentes no material. O material orgânico é constituído por compostos que estão disponíveis para uso imediato dos microrganismos e por polímeros orgânicos que necessitam passar por um ataque enzimático para que os microrganismos consigam utilizar o carbono e outros nutrientes que estão presentes nestes compostos poliméricos (JURADO et al., 2015). Dependendo das características do material a degradação pode ser rápida ou lenta.

O tempo necessário para degradar o material é variado. Materiais que apresentam maior teor de carbono lábil (cadeias carbônicas mais solúveis) e/ou maior teor de nutrientes (principalmente o nitrogênio) tem sua degradação mais rápida do que materiais ricos em compostos lignocelulóticos (ZHOU et al., 2014). A lignina é considerada compostos de carbono recalcitrante por apresentar uma degradação lenta (BIANCHI, 2011). Com isso, materiais orgânicos com maiores teores de lignina tem uma degradação mais lenta.

Compostos ligninolíticos, assim como os compostos celulolíticos, merecem destaque dentre dos compostos orgânicos a serem degradados, pela abundância em que se encontram no ambiente terrestre. A matéria orgânica terrestre é composta principalmente por celulose e lignina, a primeira lábil e a última, considerada recalcitrante (SANTOS JÚNIOR, 2018). A lignina é o segundo composto orgânico natural mais abundante da terra, sendo o primeiro a celulose (SCHLESINGER,

1977). A relação entre os teores destes compostos é um fator que pode controlar a velocidade de degradação do material orgânico

Conhecer as características do material orgânico é de fundamental importância para estudar a forma mais adequada de realizar sua destinação final sem prejudicar o meio ambiente. A destinação incorreta gera grandes prejuízos. O uso destes materiais com fertilizantes, sem antes realizar um tratamento, não é recomendado, pois a decomposição do material orgânico libera calor o que pode levar a morte do sistema radicular das plantas no processo de decomposição (BALDOTTO; BALDOTTO, 2014), além disso, os nutrientes e compostos bioativos não estão adequadamente disponíveis para serem utilizados pelas plantas.

Dentre as formas de tratamento do material orgânico, a compostagem tem as vantagens de reduzir o volume de material e produzir fertilizantes orgânicos (LIAO et al., 2017). Mas o processo pode ter duração de 120 dias ou mais dependendo do material a ser compostado e se não realizado adequadamente pode haver também perdas de nutrientes reduzindo a qualidade do composto.

4.2 Processo de Compostagem

O processo de compostagem é utilizado para estabilização de materiais sólidos orgânicos por meio da ação de microrganismos e aumento da disponibilidade de nutrientes. Esses microrganismos decompõem os materiais orgânicos, pela oxidação biológica que libera calor, dióxido de carbono e vapor de água (SOUZA et al., 2016).

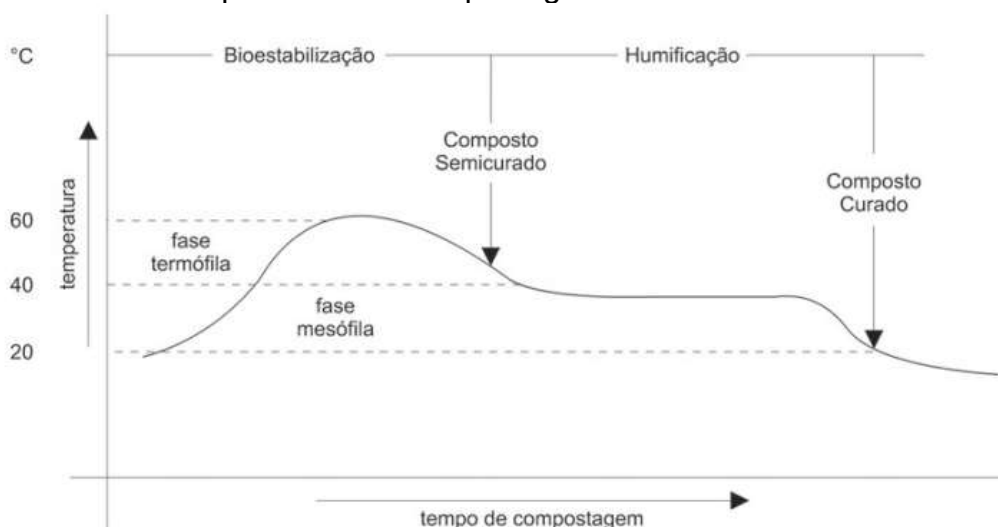
Por se tratar de uma degradação biológica e aeróbica, é necessário proporcionar um ambiente ideal para o desenvolvimento dos microrganismos em todas as fases da compostagem. As comunidades microbianas são influenciadas principalmente pela relação C/N (carbono e nitrogênio), temperatura, pH, umidade e aeração (KIEHL, 1985) além da granulometria do material a ser compostado (LORIN, 2019). No processo de compostagem, Baldotto e Baldotto (2014), citam a composição inicial dos materiais orgânicos, a aeração, a temperatura e a umidade como os principais fatores que influenciam a velocidade do processo.

Estes fatores são interligados, ou seja, a modificação de um fator poderá interferir no comportamento de outros fatores. A temperatura se destaca entre os fatores por influenciar o processo de compostagem (tanto na descontaminação do

material como na sucessão de populações microbológica) e na sua composição final, ela está associada com a maioria dos parâmetros fundamentais, tais como: razão C/N, circulação de oxigênio, pH, teor de umidade, tamanho de partículas, porosidade e humificação (ZHAO et al., 2016; AZIM et al., 2018).

A temperatura é um fator que deve ter uma atenção especial por sua dinâmica no processo de compostagem. Zhang et al (2015) considera a temperatura uma importante variável para avaliar a performance do processo de compostagem, a taxa de decomposição e a atividade microbológica. É por meio da temperatura que se determina as fases do processo de compostagem, como mostra a Figura 1.

FIGURA 1 – Fases do processo de compostagem.



Fonte: Adaptado D'Almeida & Vilhena, 2000.

Na primeira fase, a temperatura precisa estar próxima da faixa de 55 a 65 °C, nesta fase há uma proliferação de microrganismos termófilos; a próxima fase a temperatura reduz e fica entorno de 40 °C, que é a ideal para a proliferação de microrganismos mesófilos; na última fase, o material se encontra em temperatura ambiente e há uma redução das populações microbológicas que está relacionada com a diminuição da disponibilidade de cadeias carbônicas (JURADO, et al. 2015; LÓPEZ-GONZÁLEZ et al., 2015). O material orgânico passa por uma estilização biológica, química e física, promovendo a humificação do material (BALDOTTO; BALDOTTO, 2014).

O tamanho das leiras influencia diretamente a temperatura interna. Leiras menores podem não conseguir manter as temperaturas adequadas na fase inicial por ter uma maior relação entre área superficial e o volume compostado. Uma forma de corrigir este problema é usar uma menor a relação C/N inicial de modo a compensar o tamanho da leira. Mesmo assim, leiras menores de 1,5 m de largura e 1,5 m de altura têm dificuldades de atingir temperaturas adequadas para a fase inicial (KIEHL, 2004; PEREIRA NETO, 2007).

Na composição das leiras, deve-se definir a proporção de cada material orgânico para que, no início do processo de compostagem, a relação entre carbono e nitrogênio (relação C/N) fique entre 25 a 30 unidades de carbono para cada unidade de nitrogênio. Trabalhar com relações que apresentam maior teor de carbono retardam a ação dos microrganismos e dificulta a esterilização do material por não atingir as temperaturas adequadas. E trabalhar com relações que apresentam menor teor de carbono ocorre a decomposição acelerada o que leva a uma grande perda de nitrogênio na forma de gás (INÁCIO; MILLER, 2009).

Durante o processo de compostagem os teores de carbono tendem a reduzir e os teores de nitrogênio tendem a concentrar, por tanto há uma redução da relação C/N com a evolução do processo (LÓPEZ-GONZÁLEZ et al., 2015). A relação C/N é uma das variáveis indicadoras de maturidade do composto. No processo de compostagem a relação tende a reduzir e é considerado um composto maturado quando atinge a relação de 20 para 1 ou relações menores (RASAPOOR et al., 2016).

O pH influencia o crescimento dos microrganismos e na inibição ou ativação de enzimas. Cada microrganismo, apresenta uma faixa de pH ótima para seu desenvolvimento. A faixa de pH entre 6 e 7,5 é ideal para a maioria das bactérias. O que torna a compostagem um ambiente adequado para o desenvolvimento das bactérias, já que durante o processo de compostagem o pH pode oscilar de 6 a 8 (NADIA et al., 2015).

A manutenção da umidade durante o processo de compostagem exige muita atenção, uma vez que está sujeita a uma oscilação brusca. A temperatura, aeração e/ou revolvimento podem levar a perdas de vapor d'água (VILELA, 2019). A umidade adequada auxilia na ação das enzimas, pois a água é o veículo de transporte e o meio aonde irá ocorrer as reações químicas. Leiras de compostagem com a

umidade abaixo ou acima do ideal prejudicam o desenvolvimento dos microrganismos. A umidade ideal para o processo de compostagem é de 55% (BIDONE; POVINELLI, 1999). Na fase inicial é recomendável fazer o umedecimento das leiras após a operação de aeração do material, pois aumenta a liberação de vapor d'água.

Além de reduzir a umidade, a operação de aeração também interfere na temperatura das leiras e faz a oxigenação do material. A aeração pode ser feita revolvendo as leiras ou com a aeração mecânica que injeta ar no interior das leiras (VILELA, 2019). O revolvimento do material é uma operação mais trabalhosa, mas além de oxigenar faz a homogeneização do material.

A granulometria do material também irá interferir na dinâmica do processo. Material grosseiro dificulta o umedecimento do material e a manutenção da umidade além de reduzir o contato do material com a comunidade microbiana reduzindo assim sua capacidade de colonização. Durante o processo de compostagem, materiais com granulometria de 2 mm apresenta uma maior abundância e diversidade de bactérias que materiais com granulometria de 5 mm (LIU et al, 2018).

Material com granulometria muito fina retém muita umidade por reduzir a evaporação da água (ZHANG; SUN, 2014), além de dificultar a diminuição da temperatura e reduzir a aeração da leira. O tamanho da partícula afeta as condições físicas durante o processo de compostagem e influencia tanto a atividade microbiana quanto a degradação do material (LIU et al, 2018).

Ao final do processo de compostagem, o produto final deve apresentar uma coloração escura, uniforme com aspecto de pó de café, livre de odor e estar na temperatura ambiente. Segundo a Instrução Normativa 61 de 08 de julho de 2020 do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, para comercializar composto orgânico sólido como fertilizante, ele deve atender os seguintes critérios de qualidade: umidade máxima de 50%, nitrogênio total – mínimo 0,5%(5 g kg⁻¹), carbono orgânico – mínimo de 15%(15 dag kg⁻¹), relação C/N – máximo de 20 (MAPA, 2020).

Em um ambiente favorável, tanto para o desenvolvimento dos microrganismos, como para o ataque enzimático, há uma otimização do processo de compostagem. Assim, controlar as variáveis relação C/N, temperatura, umidade, aeração, tamanho da leira, composição dos materiais e granulometria é fundamental

para uma compostagem de boa qualidade. No presente trabalho, a variável diversidade biológica será estudada, visando otimizá-la para melhorar a qualidade do composto e antecipar o final da compostagem.

4.3 Bactérias degradadoras

Durante o processo de compostagem, vários microrganismos são capazes de degradar a matéria orgânica, mas a ação de bactérias, actinobactérias e fungos são predominantes. Dentre as comunidades microbianas que fazem a biotransformação do material orgânico, as bactérias se destacam por apresentarem uma maior versatilidade de metabolismo (LÓPEZ-GONZÁLEZ et al., 2015).

As bactérias se destacam dentre os microrganismos decompositores, pois conseguem colonizar o ambiente mais rápido do que os outros microrganismos. No processo de compostagem, a ação das bactérias é mais significativa na degradação do material, principalmente no início da compostagem em condições termofílicas, degradando carboidratos, proteínas primárias e açúcares (VILELA, 2019).

Dentro da dinâmica do processo de compostagem as populações de microrganismos modificam os materiais orgânicos e são modificados pelos mesmos. A comunidade microbiológica e as atividades enzimáticas mudam suas características de acordo com o material orgânico utilizado, ou seja, a dinâmica da comunidade microbiológica e das atividades enzimáticas é diretamente influenciada pelas características do material orgânico a ser compostado (VILLAR, et al., 2016). Zhong et. al. (2018) lista a temperatura, pH, umidade e a concentração de amônia (NH_4^+) como os principais fatores que influenciam na comunidade microbiana durante o processo.

Na fase inicial do processo de compostagem, pela disponibilidade de carbono facilmente degradável e de nutrientes, há um crescimento exponencial das populações microbianas. Estas populações começam a atacar o material orgânico, consumindo o carbono disponível. Com isso, o material sofre uma grande redução do seu volume. Com a evolução da compostagem a disponibilidade de carbono reduz assim como as populações de microrganismos, além de selecionar populações de microrganismos capazes de sobreviver em ambientes com pouco carbono disponível. López-González et al. (2015) demonstrou as oscilações das atividades enzimáticas das bactérias e actinobactérias durante a compostagem e

mostrou que, na fase inicial, a maior parte da atividade das enzimas amilases, proteases e celulasas são produzidas por bactérias e com a evolução da compostagem há uma redução na atividade destas enzimas. Já a atividade das enzimas ligninolíticas é aumentada com a evolução do processo de compostagem atinge seu maior potencial próximo do final do processo.

Ao estudar a fase de maturação do processo de compostagem Villar et al. (2016) mostra um decréscimo na atividade das enzimas celulasas e proteases após a fase termófila. López-González et al. (2015) observou a atividade das enzimas solubilizadoras de fosfato e detectou que a ação destas enzimas se concentra na fase inicial do processo de compostagem, no momento em que há mais demanda por nutrientes.

Na fase termófila e mesófila a microbiota amilolítica e proteolítica estão mais ativas (com mais unidades formadoras de colônias) do que na fase com temperatura ambiente; a microbiota celulolítica e ligninolítica apresenta mais unidades formadoras de colônias (ufc) na fase final com a temperatura próximo da ambiental (JURADO et al., 2015). Mesmo com maior atividade na fase final o número de ufc da microbiota celulolítica e ligninolítica é inferior quando comparado com o número de ufc da microbiota amilolítica e proteolítica no final da compostagem.

Entender o comportamento destes microrganismos no processo de compostagem e definir em que momento eles são mais importantes no processo pode trazer vantagens na produção de compostos orgânicos e deixar o sistema mais eficiente. Dentre as formas de melhorar a atuação dos microrganismos, a inoculação de bactérias que são eficientes na degradação de material orgânico se mostra uma alternativa viável e rentável. Verificou-se uma redução de 30 dias no tempo de compostagem quando inoculadas com microrganismos eficientes, o inóculo continha bactérias heterotróficas, fungos filamentosos e leveduras (PAREDES FILHO; FLORENTINO, 2016).

Já a inoculação de bactérias e enzimas celulasas na fase inicial do processo de compostagem teve como resposta o aumento da temperatura, e do conteúdo de ácido húmico e a redução da relação C/N (LIU et al., 2018). Os ganhos com a inoculação podem ser tanto com a redução do tempo de compostagem quanto na qualidade do composto produzido.

4.4 Fracionamento da matéria orgânica do solo

O fornecimento de material orgânico no solo, dentre outras vantagens, contribui para o incremento da disponibilidade de nutrientes e para aumento da matéria orgânica do solo. A matéria orgânica é fundamental para a biologia além de contribuir para a física e química do solo. Parte desta matéria orgânica compreende as raízes, animais e microrganismos que se encontram no solo (matéria orgânica viva) e a outra parte (~ 95 % do carbono total) compreende o material vegetal, animal ou microbiológico nos mais diversos níveis de decomposição, ou seja, toda a matéria orgânica que se encontra em processo de humificação (NELSON; SOMMERS, 1982). O fornecimento de composto orgânico ao solo irá contribuir para a parte da matéria orgânica em que se encontra em processo de degradação.

A matéria orgânica do solo não viva é dividida em matéria orgânica leve (MOL) que são materiais na fase inicial de decomposição (apresentam características do material de origem) e em frações humificadas que compreende os ácidos fúlvicos livre (AFL), os ácidos fúlvicos (AF), os ácidos húmicos (AH) e as huminas (HU). Uma forma de fazer o fracionamento é por tratamentos químicos baseado no comportamento das substâncias húmicas (AF, AH e HU) em soluções ácidas e alcalinas (IHSS, 2019).

Os ácidos fúlvicos são solúveis tanto em meio ácido, como em meio alcalino, portanto é a fração com maior solubilidade. A fração humina tem o comportamento inverso, sendo insolúvel tanto em meio ácido quanto em meio alcalino (BALDOTTO; BALDOTTO, 2014). Já os ácidos húmicos são solúveis em meio alcalino e insolúvel em meio ácido (RESENDE et al., 2007). Estas frações orgânicas são de grande importância para o solo e contribuem para melhoria de suas propriedades. Dentre as vantagens, destaca a atuação destas frações orgânicas na capacidade de troca de cátions principalmente em solos tropicais, na complexação de elementos e coloides de argila, na agregação do solo e na retenção de água. Juntas, elas podem representar cerca de 90% do carbono orgânico total do solo (GUERRA et al., 2008).

A fração predominante é a HU, podendo ocupar mais de 50% do teor de carbono orgânico total do solo (ROSSET et al., 2016) e apresenta uma grande estabilidade e resistência a biodegradação (FONTANA et al., 2006; BARRETO et al., 2008; HAN et al., 2016). A fração HU melhora as características físicas do solo, pois

maiores teores HU condicionam maior retenção de água e melhoria na agregação do solo (BENITES et al., 2003).

Rosset et al. (2016) observou que a fração AF faz uma movimentação no perfil do solo, pois tende a apresentar teores maiores em nas camadas subsuperficiais (0,2 a 0,4 m). Os ácidos húmicos têm influência na capacidade de troca catiônica em camadas superficiais de solos (BENITES et al., 2003). Ambas as frações ainda podem ser translocadas, polimerizadas e mineralizadas causando uma redução dos seus teores no solo (HAN et al., 2016)

Os teores de carbono da fração HU estão relacionados com a quantidade de material orgânico e época do ano (temperatura e umidade), já os teores de AF e AH estão mais relacionados com o revolvimento do solo. Com o fornecimento de material orgânico no solo e na estação do verão se observa maiores teores de carbono da fração HU no solo, os teores da fração AF são maiores em solo que são revolvidos (manejo convencional com arações e gradagem) já solos que não são revolvidos (maneios conservacionistas e no sistema de plantio direto) os teores da AH são mais elevados (LOSS et al., 2010). Tanto os ácidos fúlvicos como os ácidos húmicos são empobrecidos de nitrogênio o que confere uma resistência destas substâncias a biodegradação por apresentarem uma grande relação C/N (BALDOTTO; BALDOTTO, 2014).

A relação entre AH/AF indica a estabilidade da matéria orgânica, solos com uma maior relação AH/AF possuem estoque de carbono menos solúvel, ou seja, mais estáveis com formas mais aromáticas e hidrofóbicas (BALDOTTO, et al. 2015). A razão AH/AF pode ser utilizada como um indicador da qualidade do húmus, pois mostra a evolução do processo de humificação da matéria orgânica do solo. (KONONOVA, 1982).

Somando os teores de carbono da fração AF com a fração AH têm-se o extrato alcalino (EA). Este extrato ao ser dividido pelo teor de carbono da HU obtém-se uma relação de humificação. A relação EA/HU, assim como a relação AH/AF, é calculada para realizar comparações qualitativas dos substratos. Em solos com elevado teor de matéria orgânica, a relação de humificação tende a ter correlação negativa com os atributos químicos principalmente a soma de bases, capacidade de troca de cátions efetiva e saturação por bases (FONTANA, et al., 2011).

No processo de compostagem os teores de carbono tendem a diminuir com a evolução do processo e as relações tendem a aumentar. Awasthi et al. (2017) em um estudo com compostagem inoculada observa que o teor de carbono total diminui durante o processo de compostagem. Awasthi et. al. (2018) verificou uma tendência de redução do ácido fúlvico e um aumento na relação AH/AF.

4.5 Adubação orgânica na cultura do milho

O milho é uma cultura versátil e amplamente utilizado tanto na alimentação humana e animal. Sua produção abrange a produção de milho em grãos, silagem, milho verde, milho pipoca, etc. Na safra 2019/2020, o Brasil produziu 102,5 milhões de toneladas de grãos de milho segundo a CONAB (Companhia de Nacional de Abastecimento) ocupando uma área de 18,5 milhões hectares. A produtividade nacional média é de 5.533 kg ha⁻¹, porém há estados com produtividade média de 8.000 kg ha⁻¹ como é o caso de Santa Catarina e Goiás (CONAB, 2020), isto mostra que a cultura tem grandes desafios a serem superados.

Uma forma de melhorar as características do solo e contribuir para o aumento da produtividade é o fornecimento de material orgânico no solo, que além de fornecer nutrientes, melhora os atributos químicos, físicos e biológicos do solo contribuindo para sua fertilidade. Observa-se um melhor desenvolvimento das plantas, na medida em que, aumenta o fornecimento de esterco bovino (material orgânico) ao solo (GUARESCHI et al., 2013). E quando comparado com a adubação mineral, o uso composto orgânico promove um melhor desenvolvimento das plantas de milho crioulo (LIMA et al., 2019).

Ribeiro et al. (1999) recomenda o uso de 20 a 40 Mg ha⁻¹ de esterco de curral ou composto para aplicação em área total ou, se for aplicação localizada, de 10 a 20 Mg ha⁻¹ para culturas de grãos. O uso de composto orgânico, por já ter passado pelo processo de humificação do material, tem a possibilidade de se trabalhar com doses menores, pois neste processo ocorre uma concentração de macro e micronutrientes devido a redução no volume de material. A redução do volume varia de acordo com o material orgânico utilizado podendo ir de 20 a 60% (SIVAKUMAR et al., 2008; SUNADA et al., 2015).

Os benefícios de trabalhar com composto orgânico vão muito além do fornecimento de nutrientes. A presença de substâncias húmicas, em materiais

orgânicos previamente humificados, tem capacidade de influenciar o desenvolvimento das plantas de milho. Os ácidos húmicos, que fazem parte das substâncias húmicas, são considerados compostos bioativos que estimulam o desempenho das plantas (BALDOTTO; BALDOTTO, 2014). Segundo os mesmos autores, a aplicação de ácidos húmicos resulta no incremento de teores e conteúdos de macro e micronutrientes e podem assumir a função de fitohormônios.

Brito et al. (2014) e Da Cunha Martins et al. (2018) relatam ganhos no crescimento inicial do milho adubado com material orgânico. Estes ganhos podem ser observados na produção de matéria seca de parte aérea e raiz, altura da planta, número de folhas, diâmetro de caule e produção de pigmentos fotossintéticos.

5 TRABALHOS

5.1 Aceleração da Compostagem em Resposta à Inoculação Bacteriana

Resumo: O processo de compostagem é uma degradação de material orgânico sólido pela ação de microrganismos aeróbicos. O tempo gasto no processo e a qualidade do produto final são influenciados por diversas variáveis. Em um ambiente favorável, tanto para o desenvolvimento dos microrganismos, como para o ataque enzimático, há uma otimização do processo de compostagem. Assim, controlar as variáveis relação C/N, temperatura, umidade, aeração, tamanho da leira, composição dos materiais e granulometria é fundamental para uma compostagem de boa qualidade. No presente trabalho, a variável diversidade biológica será estudada, visando otimizá-la para melhorar a qualidade do composto e antecipar o final da compostagem. Então, a inoculação de populações bacterianas especializadas em degradar material orgânico, nas leiras de compostagem, pode otimizar o processo de compostagem. O experimento foi conduzido para testar a hipótese: a inoculação de bactérias degradadoras no processo de compostagem reduz o tempo de compostagem e melhora a qualidade do composto produzido. O delineamento experimental foi em blocos casualizados, com 4 repetições. A leira foi formada com camadas alternadas de folhas secas, restos de silagem de milho e esterco bovino fresco na proporção de 4 partes de folha para 1 parte silagem de milho e 1 parte de esterco bovino. Os tratamentos foram (T1) sem inoculação; (T2) inóculo total aplicado no tempo zero; (T3) inóculo total aplicado na 4ª semana (após a fase termófila) e (T4) inóculo parcial (metade no tempo zero e metade 4ª semana). O inóculo total foi constituído por 3 estirpes de bactérias amilolíticas, 3 proteolíticas, 2 celulolíticas, 3 ligninolíticas, 3 queratinolíticas e 2 solubilizadoras de fosfato. O inóculo parcial do tempo zero foi constituído por 3 estirpes de bactérias amilolíticas, 3 proteolíticas e 2 celulolíticas, o inóculo parcial da 4ª semana foi constituído por 3 estirpes de bactérias ligninolíticas, 3 queratinolíticas e 2 solubilizadoras de fosfato. As leiras foram revolvidas duas vezes por semana e a umidade das leiras foi corrigida sempre que necessário, para manter a leira na umidade ideal de 50%. A temperatura foi medida todo dia, o pH e a condutividade elétrica foram medidas todas as semanas e foram feitas nove amostragens por leira (semana 0, 2ª, 4ª, 6ª,

8^a, 10^a, 12^a, 14^a e 16^a). Na amostragem de material, cada amostra foi obtida da homogeneização de três pontos de coleta por leira. Os teores de carbono, teores de nitrogênio, teores de fósforo disponível, teores de potássio disponível foram analisados do material coletado e foi calculada a relação carbono / nitrogênio (C/N). O modelo estatístico utilizado para fazer as análises de variância foi o modelo linear misto para medidas repetidas. Análise da fertilidade do composto e o fracionamento da matéria orgânica foram feitos ao final do processo de compostagem e utilizou-se a análise de variância simples (ANOVA). Na fase inicial da compostagem (os primeiros 30 dias), o tratamento (T4) se destacou com uma temperatura média maior que os demais tratamentos, porém não diferenciou no tempo total de obtenção do composto. Ao final da compostagem o tratamento (T4) apresentou um maior teor da fração humina com relação aos outros tratamentos. Já os tratamentos T2 e T3 apresentaram uma menor relação C/N ao final do processo. Conclui-se, a inoculação com bactérias degradadoras contribui para melhorar o processo de compostagem. E o resultado da inoculação depende do momento de aplicação e da composição do inóculo.

Palavras-chave: Biotecnologia, microbiologia do solo, adubação orgânica.

Abstract: The composting process is a degradation of solid organic material by the action of aerobic microorganisms. The time spent in the process and the quality of the final product are influenced by several variables. In a favorable environment (for the development of microorganisms and for the enzymatic attack), there is an optimization of the composting process. Thus, the control of the variables C / N ratio, temperature, humidity, aeration, windrow size, material composition and granulometry is essential for good quality composting. In the present work, the biological diversity variable will be studied, aiming to optimize it to improve the quality of the compost and to anticipate the end of composting. So, the inoculation of bacterial populations specialized in degrading organic material, in the composting windrows, can optimize the composting process. The experiment was conducted to test the hypothesis: the inoculation of degrading bacteria in the composting process reduces composting time and improves the quality of the compost produced. The experimental design was in randomized blocks, with 4 replications. The windrow was formed with alternating layers of dry leaves, waste of corn silage and bovine manure in the proportion of 4 parts of leaf to 1 part of corn silage and 1 part of bovine manure. The treatments were (T1) without inoculation; (T2) total inoculum applied at time zero; (T3) total inoculum applied in the 4th week (after the thermophilic phase) and (T4) partial inoculum (half in time zero and half in the 4th week). The total inoculum consisted of 3 amylolytic bacteria, 3 proteolytic, 2 cellulolytic, 3 ligninolytic, 3 keratinolytic and 2 phosphate solubilizers. The partial inoculum of time zero was constituted by 3 amylolytic bacteria, 3 proteolytic and 2 cellulolytic, the partial inoculum of the 4th week was constituted by 3 ligninolytic bacteria, 3 keratinolytic and 2 phosphate solubilizers. The windrows were revolved twice a week and the humidity of the windrows was corrected whenever necessary, to keep the windrow at the ideal humidity of 50%. The temperature was measured every day. The pH and electrical conductivity were measured every week and made nine samples per windrow (week 0, 2nd, 4th, 6th, 8th, 10th, 12th, 14th and 16th). In material sampling, each sample was obtained from the homogenization of three collection points per windrow. The carbon content, nitrogen content, available phosphorus content, available potassium content were analyzed from the collected material and the carbon / nitrogen ratio (C / N) was calculated. The statistical model used to make analyzes of variance was the mixed linear model for repeated measures. The analysis of the fertility of the compost

and the fractionation of organic matter were carried out at the end of the composting process and used analysis of variance (ANOVA). In the initial phase of composting (the first 30 days), the treatment (T4) stood out with an average temperature higher than the other treatments, however none of the treatments reduced the final composting time. At the end of composting, the treatment (T4) showed a higher content of the humine fraction compared to the other treatments. The treatments T2 and T3 showed a lower C / N ratio at the end of the process. In conclusion, the inoculation with degrading bacteria contributes to improve the composting process. And the result of the inoculation depends on the moment of application and the composition of the inoculum.

Keywords: Biotechnology, soil microbiology, organic fertilization

5.1.1 INTRODUÇÃO

O distanciamento entre os produtores rurais e os centros consumidores dos produtos rurais levam ao transporte de alimentos por longas distâncias para suprir a demanda de alimentos dos grandes centros urbanos. O fluxo de alimentos gera um desbalanço nos dois ambientes. Por um lado, há um empobrecimento dos solos das regiões produtoras pela drenagem de nutrientes pelas plantas que leva a perdas de fertilidade do solo. Se considerar que na safra 2018/2019 o Brasil produziu 242 milhões de toneladas de grãos (CONAB, 2019) junto com essa produção foram drenadas toneladas de nutrientes dos solos. Por outro lado, há um acúmulo de material orgânico nas regiões consumidoras dos alimentos produzidos. No ano de 2018 os municípios brasileiros produziram 39,5 milhões de toneladas de resíduos orgânicos sólidos (ABRELPE, 2019). A produção pecuária também são locais consumidores de alimentos o que contribui para este desbalanço nos ambientes.

De modo a evitar esta situação é necessário que o material orgânico (rico em nutrientes) não utilizado nos centros consumidores seja retornado para as regiões de produção agrícola. O uso deste material orgânico é regulamentado pela Política Nacional de Resíduos Orgânicos, que classifica a reutilização do material orgânico descartado como um processo de reciclagem (BRASIL, 2010).

Mas o retorno deste material orgânico não é uma ação simples pelo fato de ser grandes volumes de material a ser transportados e de ser um material com grande potencial poluidor se utilizado sem tratamento adequado. Por isso, dentre os processos de reciclagem, a compostagem tem como vantagens a redução em até 50% o volume do material compostado e o produto final já está estabilizado e pode ser utilizado como fertilizante ou condicionador de solo (LIAO et al., 2017).

A compostagem é um processo dinâmico que combina as ações de uma grande variedade de microrganismos, principalmente bactérias, actinobactérias e fungos, que através de um processo bio-oxidativo, transforma materiais orgânicos em produtos orgânicos mais estáveis como as substâncias húmicas (MORENO et al., 2013; GAO et al., 2019). Na compostagem é necessário ter cuidados na montagem das leiras e durante o processo de compostagem

Na montagem das leiras de compostagem, para que se tenha uma boa atividade dos microrganismos no processo, é necessário um ambiente adequado para o desenvolvimento das populações microbianas capazes de degradar o

material orgânico. A relação C/N, granulometria, tamanho da leira, material orgânico utilizado, homogeneização do material, umidade e aeração são fatores importantes para estabelecer um ambiente adequado no início do processo (LIU et al, 2018).

Durante o processo de compostagem, há um grande dinamismo entre o ambiente e as comunidades microbianas durante o processo de compostagem (LORIN, 2019). E para manter as condições ideais de desenvolvimento das populações microbianas é necessário realizar a aeração e o umedecimento das leiras.

A temperatura e o pH também são fatores que oscilam e influenciam o desenvolvimento das populações microbianas durante o processo. A temperatura inicialmente se eleva, com uma posterior queda e estabilização na temperatura ambiente e o pH passa por uma etapa de elevação com posterior estabilização (WANG et al, 2019). Sendo que a temperatura funciona como um parâmetro de controle do processo de compostagem, seu comportamento deve ser acompanhado principalmente na fase inicial para ficar entre a faixa de 55 a 65 °C e no final da compostagem, pois o composto deve estar em temperatura ambiente (SILVA, 2017).

No processo de compostagem a uma grande diversidade de microrganismos que atuam no substrato. Dentro da comunidade microbiana que atuam no processo de compostagem as bactérias degradadoras se destacam por apresentar uma rápida colonização do material (VILELA, 2019). As bactérias e actinobactérias tem um papel importante na degradação de amidos, proteínas, celulosas, queratinas e ligninas assim como na solubilização dos fosfatos (LÓPEZ-GONZÁLEZ et al., 2015).

Inocular bactérias degradadoras no processo de compostagem pode trazer vantagens de melhorar a qualidade do composto e reduzir o tempo de compostagem, pois as bactérias são especializadas na degradação de amidos, proteínas, celulosas, queratinas e ligninas que estão presentes no material a ser compostado. Lozada (2015) isolou em meios de cultura específicos, bactérias amilolíticas, celulolíticas, ligninolíticas, queratinolíticas e proteolíticas, além de isolar bactérias solubilizadoras de fosfato, do lodo de esgoto de abatedouro de aves. Estes isolados bacterianos apresentam potencial para acelerar o processo de compostagem, já que são bactérias especialistas e produzem os aparatos enzimáticos para degradar os materiais orgânicos.

Com o objetivo de avaliar o tempo gasto para obter o composto e a qualidade do composto obtido quando inoculado com bactérias degradadoras de substâncias orgânicas e solubilizadoras de fosfato foi conduzido este experimento.

5.1.2 MATERIAIS E MÉTODOS

O trabalho foi conduzido no setor de Floricultura da Universidade Federal de Viçosa – Campus Florestal (UFV-CAF) localizada nas coordenadas 19° 52'16,3" S e 44°25'26,1" W. O clima do município é do tipo Cwa segundo classificação de KÖPPEN, ou seja, clima temperado úmido com chuvas de verão e inverno seco. A precipitação média na região é de 1.365 mm/ano. O período de maior precipitação, no ano hidrológico, vai de novembro a fevereiro de acordo com os dados do Instituto Nacional de Meteorologia – INMET (BRASIL, 2019).

O experimento foi conduzido ao ar livre em um terreno plano com limitações de exposição ao sol devido à vegetação alta que está no entorno da área. O terreno estava limpo e não era revestido. Lonas foram utilizadas, quando necessário, para cobrir as leiras nos dias chuvosos. Período de condução do experimento no campo foi de agosto a dezembro de 2019.

Formulação dos inóculos

Foram selecionadas 14 estirpes bacterianas (Tabela 1) que são degradadoras de substâncias orgânicas e duas estirpes bacterianas que são solubilizadoras de fosfato. Estas estirpes foram isoladas do lodo de esgoto do abatedouro de aves da cidade de Pará de Minas para a composição do inóculo (LOZADA, 2015) e pertencem ao grupo de pesquisa em Adubação, Fisiologia e Nutrição de Plantas Estimuladas por Substâncias Húmicas e/ou Bactérias Promotoras de Crescimento, da Universidade Federal de Viçosa campus Florestal.

As bactérias que estavam armazenadas em minitubos foram reativadas e conservadas em meios de cultura específicos (amilolítico, proteolítico, celulolítico, ligninolítico, queratinolítico e solubilizador de fosfato). Para formar o inóculo cada estirpe foi multiplicada separadamente em meio Dygs modificado. Esse meio contém 2 g de glicose, 2 g de ácido málico, 1,5 g de peptona bacteriológica, 2 g de extrato de levedura, 0,5 g de fosfato de potássio dibásico (K_2HPO_4), 0,5 g de sulfato de magnésio heptahidratado ($MgSO_4 \cdot 7H_2O$) e 1,5 g de ácido glutâmico. Para um

volume para 1L de meio de cultura, completa-se o volume com água destilada e ajusta-se o pH para 6,0 a 6,2 com solução 5% de ácido sulfúrico e/ou solução 10% de hidróxido de potássio.

TABELA 1: Lista das estirpes bacterianas utilizadas para a preparação dos inóculos.

Tipo de bactéria	Identificação
Amilolítica	UFV-LAM 6
	UFV-LAM 8
	UFV-LAM 9
Proteolítica	UFV-LPR 2
	UFV-LPR 8
	UFV-LPR 9
Celulolítica	UFV-LCU 1
	UFV-LCU 2
Queratinolítica	UFV-LQR 2
	UFV-LQR 3
	UFV-LQR 4
Ligninolítica	UFV-LL 5
	UFV-LL10
	UFV-LL15
Solubilizadora de Fosfato	UFV-SOF 7
	UFV-SOF 8

Obs.: A identificação utilizada refere-se à instituição em que se encontra (UFV), seguida pelas letras que corresponde o meio utilizado para isolar. O número refere-se a ordem de isolamento das estirpes.

As bactérias foram multiplicadas primeiramente em 5 mL de meio Dygs líquido por 24 horas em estufa de incubação (Incubadora “SHAKER” com agitação orbital MA 410 CFT da marca MARCONI) sob agitação na velocidade de 120 rpm e temperatura de 30 °C. Para formar o inóculo os 5 mL foram transferidos para frascos *erlenmeyers* que continham 250mL de meio Dygs líquido por mais 24 horas na estufa de incubação. Todos os materiais utilizados foram esterilizados em autoclave (Autoclave vertical CS, da Prismatec; número de fábrica 10716; capacidade de 30 litros). As manipulações das soluções bacterianas foram realizadas em câmara de fluxo laminar com esterilização por luz ultravioleta (Vertical Laminar Flow Clean Benches, modelo ACB-4A3; série 2011-58612).

O inóculo total foi obtido da mistura de partes iguais de todas as estirpes selecionadas, o inóculo parcial 1 foi obtido da mistura das bactérias amilolítica, proteolítica e celulolítica e o inóculo parcial 2 foi obtido da mistura das bactérias queratinolíticas, ligninolíticas e solubilizadoras de fosfato. O inóculo foi aplicado em dois tempos: o tempo zero (após a montagem das leiras) e após a quarta semana (após a fase termófila da compostagem) dependendo do tratamento.

Para cada uma das unidades experimentais foi inoculado com 800 mL de produto. Sendo que no inóculo total, cada estirpe contribuiu com 50 mL para a formação do inóculo. No inóculo parcial, cada estirpe contribuiu com 50 mL e acrescentou-se 400 mL de meio Dygs para completar o volume. E nas unidades que não foram inoculadas, adicionou-se 800 mL de meio Dygs líquido esterilizado para simular a inoculação.

Leiras de Compostagem

Cada leira de compostagem foi considerada uma unidade experimental. Foram montadas 16 leiras de compostagem em fileiras duplas onde cada fileira teve oito leiras. O desenho experimental utilizado foi o delineamento em blocos causalizados com quatro tratamentos e quatro repetições. O primeiro tratamento (T1) foi o controle, portanto não teve inoculação, o segundo tratamento (T2) consistiu em aplicar o inóculo total no início do processo de compostagem; o terceiro tratamento (T3) consistiu em aplicar o inóculo total após 30 dias do início do processo de compostagem e o quarto tratamento (T4) consistiu em aplicar o inóculo parcial 1 no início do processo de compostagem e aplicar o inóculo parcial 2 após a 4ª semana após o início do processo de compostagem.

Os materiais utilizados para a montagem das leiras de compostagem foram: folhas secas oriundas do setor de jardinagem, esterco de curral fresco (coletado nos piquetes de vacas em lactação, alimentadas com silagem e concentrado proteico/energético) e silagem de milho (descarte).

Para montar as leiras, em uma área de 2,5 m x 1,5 m foram colocadas camadas sucessivas de folhas secas (100 litros por camada), esterco (20 litros por camada) e silagem (20 litros por camada) até as leiras ficarem com 1,5 m de altura, as leiras foram finalizadas com uma camada de folhas secas. Ao final cada leira teve 550 litros de folhas secas (equivalente a 48 kg), 100 litros de esterco (equivalente a

21 kg) e 100 litros de silagem (equivalente a 22,5 kg). As leiras foram umedecidas até atingir o ponto ideal de umidade. Para aplicar o inóculo foi aberto um sulco no meio da leira no sentido do comprimento e espalhado o inóculo por toda a leira.

No início da compostagem, as leiras de compostagem apresentaram: $\sim 270 \text{ g kg}^{-1}$ de carbono orgânico, $\sim 10 \text{ g kg}^{-1}$ de nitrogênio, relação C/N de 27, $\sim 0,2 \text{ g kg}^{-1}$ de fósforo, $\sim 10 \text{ g kg}^{-1}$ de potássio, pH de 7 e condutividade elétrica de $2260 \mu\text{S cm}^{-1}$.

As leiras foram analisadas por 120 dias, sendo revolvidas duas vezes por semana até a estabilização da temperatura e uma vez por semana após a estabilização da temperatura. Sempre que necessário foi corrigida a umidade das leiras.

Coleta e análises de dados

Dados de temperatura foram coletados diariamente, durante 70 dias, por um termômetro digital (Termômetro digital tipo espeto da AKSO de 20 cm de comprimento e faixa de medição de -50 a $200 \text{ }^\circ\text{C}$) em três pontos de cada leira a uma profundidade de 0,50 m.

Os dados de pH e a condutividade elétrica foram coletados semanalmente totalizando 17 coletas, para obter esses dados, coletou-se material das leiras em três pontos distintos na profundidade de 0,50 m. O material foi seco em estufa de circulação forçada (Estufa com circulação e renovação de ar da SOLAB, modelo SL; série 0042) à 65° C por 24 horas (tempo que foi suficiente para obter o peso constante das amostras). Após ser triturado e peneirado, um volume de 10 cm^3 do material foi retirado para análise. Nestes preparados foi adicionado 25 mL de água deionizada, agitado por 1 minuto e deixado em repouso por 30 minutos. Após este tempo procedeu a medição do pH utilizando o aparelho PH METER da Medbio (Modelo PHS-3E, série YL31201808018) e da condutividade elétrica da solução utilizando o aparelho PH METER modelo PHS-3B.

A cada 15 dias foi coletado material para análise química e de matéria orgânica. Foram feitas nove coletas de material nas respectivas semanas: 0, 2, 4, 6, 8, 10, 12, 14 e 16. Em três pontos de cada leira e na profundidade de 0,5 m, foi coletado, homogeneizado, secado na estufa de circulação à $65 \text{ }^\circ\text{C}$ até peso constante, triturado no moinho de facas tipo willey (modelo – STAR FT 50) e

armazenado o material. Posteriormente, realizou-se as seguintes análises: teor de carbono orgânico total, nitrogênio total, relação C/N, fósforo disponível e potássio disponível pelos métodos descritos pela Embrapa (1997). Nas semanas 0, 8, 10 e 16 analisou-se também os teores de fósforo e potássio totais descrito em Embrapa (1997). As leituras dos teores de fósforo foram feitas no aparelho VISIBLE SPECTROPHOTOMETER da série AC1203022 e as leituras dos teores de potássio foram feitas no aparelho FOTÔMETRO DE CHAMA da ANALYSER série 6597/08.

Nas semanas 0 e 16 foi feito o fracionamento da matéria orgânica. Foi quantificado os teores de carbono da fração ácido fúlvico livre, ácido fúlvico, ácido húmico e huminas. O fracionamento, a extração e a purificação do carbono orgânico do solo seguiram as recomendações da *International Humic Substances Society* (IHSS, 2019) e são descritas por Thurman & Malcolm (1981). Inicialmente, 4 g de cada amostra foi tratada com 40 mL de H_3PO_4 2 mol L^{-1} (agitação, em tubos centrífuga, por 30 minutos). Após essa agitação, foi realizada a centrifugação a 3000 rpm, durante 10 minutos na Centrífuga da Excelsa II modelo 206BL. O sobrenadante foi filtrado em papel filtro e a operação foi repetida mais três vezes utilizando a mesma amostra.

O material retido no papel-filtro foi pesado e identificado como matéria orgânica leve (MOL) e a solução filtrada foi titulada com solução padrão de sulfato ferroso amoniacal (sal de Mohr) para determinação do teor de carbono orgânico da fração ácidos fúlvicos livres (AFL). Para a extração de substâncias orgânicas alcalino-solúveis, foi adicionado ao tubo de centrífuga 40 mL de NaOH 0,5 mol L^{-1} contendo o precipitado do extrato obtido na etapa anterior. Esse sistema foi homogeneizado por agitação e deixado em repouso por 16 horas. Após isso as amostras foram centrifugadas por 10 minutos e os sobrenadantes serão recolhidos. Essa operação foi repetida mais três vezes (até que o extrato estivesse translúcido), contudo o tempo de repouso das amostras foi de 4 horas. O sobrenadante contendo as frações de ácido fúlvico e ácido húmico (extrato alcalino) e os precipitados residuais contendo as huminas teve seus teores, de carbono orgânico, determinados por titulação com solução padrão de sulfato ferroso amoniacal (sal de Mohr).

Parte do sobrenadante (extrato alcalino) da operação anterior foi acidificado, até pH 1,5, com ácido sulfúrico e, a seguir, centrifugado, para a separação das

frações. Os ácidos húmicos (AH) precipitaram, e os ácidos fúlvicos (AF), continuaram solúveis. Realizou-se a titulação do sobrenadante com solução padrão de sulfato ferroso amoniacal (sal de Mohr) para a determinação dos teores de carbono orgânico dos ácidos fúlvicos e por subtração dos teores de carbono orgânico do extrato alcalino se obteve os teores de carbono orgânico dos ácidos húmicos. O método de determinação do carbono orgânico utilizado foi o Walkley-Black adaptado.

No final do experimento realizou-se a contagem das bactérias nos meios específicos (amilolítico, proteolítico, celulolítico, ligninolítico, queratinolítico e solubilizador de fosfato) pela técnica de microgotas (ROMEIRO, 2001). Para a contagem das bactérias, coletou-se material em três pontos de cada leira e após a homogeneização retirou-se um grama de composto. O material foi macerado em 9 mL de solução salina contendo $8,5 \text{ g L}^{-1}$ de cloreto de sódio (0,85% de NaCl). E logo após foi realizada a diluição seriada de 10^{-2} a 10^{-5} . Com auxílio de uma micropipeta, colocaram-se três microgotas ($10 \mu \text{L}$) de cada diluição em uma placa de petri previamente dividida em quatro partes, que já continham um dos seis meios específicos. As placas foram mantidas em estufa bacteriológica (Estufa incubadora da Novatecnica modelo NT 705) por 24 horas na temperatura de $30 \text{ }^\circ\text{C}$. Após a incubação realizou a contagem das unidades formadoras de colônia (ufc) no contador de colônias manual da Phoenix Lufenco modelo CP602 e foi considerada a diluição que apresentou de 30 a 300 ufc. Todos os meios de cultura e materiais utilizados foram esterilizados em autoclave. A manipulação de bactérias foi realizada em câmara de fluxo laminar com esterilização por luz ultravioleta.

Análises Estatísticas

Para análises estatísticas foi utilizado o programa RStudio version 3.6.1. Para avaliar o comportamento das leiras ao longo do processo de compostagem foram realizadas várias coletas de dados (no tempo 0, 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12, 13, 14, 15 e 16) na mesma unidade experimental (Leiras), ou seja, realizou medidas repetidas ao longo do tempo. Então para as análises de variância utilizou-se o modelo linear misto para medidas repetidas tendo o tratamento, bloco e o tempo como efeito fixo e a leira como efeito aleatório.

Optou-se por este modelo, porque foram realizadas coletas de dados (variáveis respostas) ao longo tempo em uma mesma unidade experimental (leiras) o que caracteriza os dados como dependentes. Numa mesma leira os valores observados em determinado tempo são influenciados pelos valores observados no tempo anterior assim como influenciarão os valores observados na próxima coleta desta forma consegue examinar e comparar as tendências dos tratamentos ao longo do tempo. Os resíduos dos dados serão testados quanto a normalidade e homogeneidade.

Os dados coletados na semana 16 foram analisados pela análise de variância simples (ANOVA simples) e foram realizadas as verificações dos dados quanto a normalidade e homogeneidade. Dados que não atenderam os pressupostos da ANOVA foram transformados para melhorar a normalidade. Para as análises de variâncias que foram significativas (p -valor $\leq 0,05$) procedeu-se o teste de Tukey 5% para comparação pareada das médias.

5.1.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

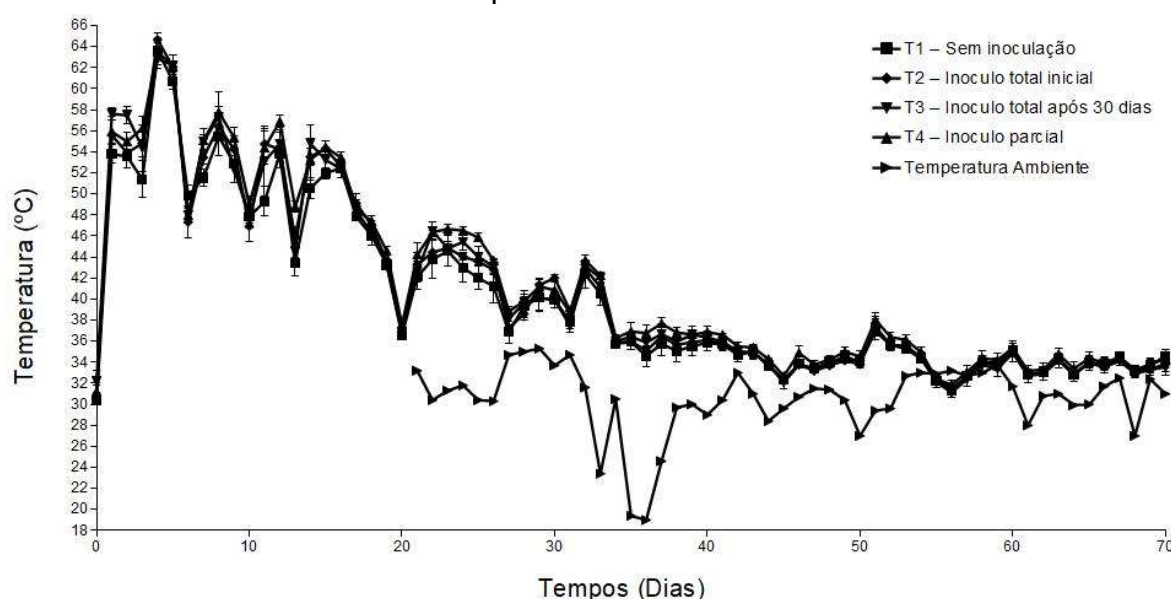
Os resultados de duração do experimento indicaram 6 meses dos preparativos até o armazenamento do produto final. Na contagem de unidades formadoras de colônias de bactérias realizada no momento da inoculação o inóculo total aplicado no início teve em média $2,31 \times 10^9$ ufc mL⁻¹ de inóculo; o inóculo parcial aplicado no início teve $3,88 \times 10^8$ ufc mL⁻¹; o inóculo total aplicado após 30 dias teve $2,04 \times 10^9$ ufc mL⁻¹ e o inóculo parcial aplicado após 30 dias teve $8,95 \times 10^8$ ufc mL⁻¹. Nos primeiros 60 dias teve-se uma atenção especial com a umidade (a temperatura elevada favorecia a perda de água na forma de vapor) sendo necessário umedecer as leiras diariamente para manter o material na umidade ideal. Observou-se que as folhas secas dificultaram o molhamento do composto em sua fase inicial tanto por sua composição (cerosidade) quanto por seu efeito “guarda-chuva” que reduz a penetração da água. Para melhorar esta situação, foi necessário molhar as leiras no momento do revolvimento para garantir que a umidade se mantivesse na faixa ideal. Na fase inicial foi necessário revolver as leiras duas vezes por semana, a partir dos 60 dias reduziu-se a frequência dos revolvimentos para uma vez por semana até o término das coletas. Na fase final foi preciso cobrir as leiras com lona plástica para evitar que o período chuvoso

interferisse nos resultados. Após o último tempo de coleta o composto foi espalhado em camadas de 20 cm para a secagem do material e posterior armazenamento em sacos de rafia.

Monitoramento das leiras de compostagem

Os dados de temperatura, apresentados na Figura 2, mostram que a fase termófila durou 15 dias com a temperatura variando de 55 a 65 °C, nos dias de revolvimento a temperatura reduziu consideravelmente chegando a 43 °C. A fase mesófila durou 17 dias com a temperatura oscilando de 38 a 46 °C e a partir dos 33 dias o composto começou a estabilizar a temperatura e aos 55 dias todas as leiras já estavam com a temperatura estabilizada. Este comportamento da temperatura também foi observado por Jurado, et al. (2015) e López-González et al. (2015).

FIGURA 2 – Monitoramento da temperatura das leiras.



Obs.: T1 – composto sem inóculo, T2 composto com inóculo total inicial, T3 composto com inóculo após 30 dias e T4 composto com inóculo parcelado. As barras verticais representam o desvio padrão da média.

O comportamento da temperatura foi similar ao encontrado por Zhong et al. (2018), que trabalhou com compostagem de esterco de bovino de leite e serragem onde a fase termófila durou 10 dias assim como a fase mesófila. A oscilação que ocorre no gráfico da temperatura coincide com os dias que foram realizados os

revolvimentos das leiras como já relatado por López-González et al. (2015) e Villar et al. (2016).

As variações bruscas de temperatura que ocorreu na fase inicial do processo coincidem com o momento de revolvimento das leiras. Isso mostra a eficiência do revolvimento no controle da temperatura. Ao revirar as leiras, nota-se uma queda de mais 10 °C no interior da leira durante a fase inicial.

Os dados de temperaturas apresentaram um coeficiente de variação de 20,89% e, para analisar a variância, utilizou o modelo misto de medidas repetidas. O efeito do Bloco não foi significativo (P-valor = 0,8285) por isso foi desconsiderado para poupar os graus de liberdade. No modelo, os efeitos fixos foram o tratamento e o tempo (Dias) e o efeito aleatório foi considerado a Leira. A normalidade dos dados estão demonstrados no Apêndice 1.

O efeito do tratamento não foi significativo e apresentou um P-valor de 0,5031 e não teve interação entre o tratamento e o tempo (Dias) com o P-valor de 0,7667 (Apêndice 5). Mostrando que a inoculação não modificou o comportamento da temperatura ao longo do processo não interferiu no período de duração das fases termófilas, mesófilas e fase de humificação.

Porém ao analisar o comportamento dos 30 primeiros dias (antes da segunda inoculação) nota-se que o efeito do tratamento foi significativo com um P-valor de 0,0329 e apresentou uma distribuição normal dos dados (Apêndice 2). Realizou o teste de médias, Tukey a 5%, e observou que as leiras que receberam o inóculo parcial (T4) apresentou uma temperatura média superior em comparação com as leiras que não foram inoculadas (T1) conforme a Tabela 2. Não teve interação entre o Tratamento e o Tempo (Dias), o P-valor foi de 0,867 (Apêndice 5). E o coeficiente de variação foi de 14,5% para os 30 primeiros dias.

TABELA 2 – Médias de temperaturas nos 30 primeiros dias.

Tratamento	Temperatura média (°C)
Sem inóculo	47,6 b
Inóculo total inicial	48,8 ab
Inóculo parcial	49,7 a

Obs.: Números seguidos de mesma letra não diferem estatisticamente entre si.

Na fase inicial da compostagem, os primeiros 30 dias, nota-se que as leiras que foram inoculadas com bactérias amilolíticas, proteolíticas e celulolíticas (inóculo

parcial) elevou a temperatura das leiras nas fases termófila e mesófila, nessas fases a temperatura é o fator que mais influência a composição da comunidade microbiana (ZHONG et al, 2018).

A temperatura das leiras em que se inoculou as bactérias amilolíticas, proteolíticas, celulolíticas, queratinolíticas, ligninolíticas e solubilizadoras de fosfato (inóculo total), tende a ser inferior à temperatura das leiras que foram inoculadas com o inóculo parcial, porém são maiores do que a temperatura das leiras que não foram inoculadas. Diante disso, nota-se que tanto a inoculação de bactérias quanto os tipos de bactérias que compõe o inóculo interferem na temperatura das leiras, na fase inicial de compostagem. Awasthi et al. (2017) também detectou um aumento da temperatura na fase inicial da compostagem quando inoculadas com bactérias termotolerantes amilolíticas, proteolíticas e celulolíticas.

O comportamento do pH durante o processo de compostagem foi bem dinâmico e todos os tratamentos mostraram a mesma tendência. Nas primeiras semanas o pH apresentou uma rápida elevação, passando de 7 para 8. Atingiu seu maior registro na 5ª semana chegando a 8,5. A partir da 5ª semana começa a decair se estabilizando em 7,6 (Figura 3a).

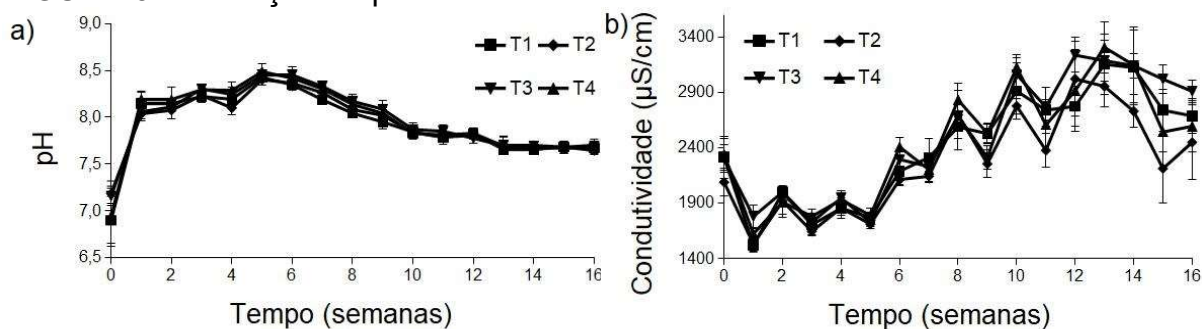
A oscilação do pH observada foi similar com a encontrada por López-González et al. (2015) com uma elevação rápida na fase inicial e com uma posterior estabilização. Zhang et al. (2017) obteve o mesmo comportamento com relação ao pH durante o processo de compostagem, mas os valores de pH observados foram superiores atingindo valores próximos de 9,3.

Os valores de pH se elevaram enquanto as leiras apresentavam temperatura elevada (até a fase mesófila). A disponibilidade de carbono orgânico e a relação com as populações de microrganismos pode ser responsável por este comportamento. A grande produção de energia por microrganismos aeróbicos consome os ácidos orgânicos liberando hidroxilas no meio. Na medida que reduziu a ação dos microrganismos e a temperatura foi normalizando, o pH também reduziu seus valores e se estabilizou.

A condutividade elétrica apresentou uma queda na primeira semana chegando a quase $1500 \mu\text{S cm}^{-1}$. Com o passar das semanas foi aumentando até a 13ª semana onde obteve seus maiores registros chegando perto de $3200 \mu\text{S cm}^{-1}$. A partir da 13ª semana a condutividade começa a decair de novo terminando com

valores entre $2448 \mu\text{S cm}^{-1}$ a $2910 \mu\text{S cm}^{-1}$ (Figura 3b). Todos os tratamentos acompanharam a mesma tendência.

FIGURA 3 – Evolução do pH e condutividade das leiras.



Obs.: T1 – composto sem inóculo, T2 composto com inóculo total inicial, T3 composto com inóculo após 30 dias e T4 composto com inóculo parcelado. As barras verticais representam o desvio padrão da média.

O comportamento da condutividade elétrica seguiu a tendência observada por Yu et al. (2018) com elevação gradual e estabilizando abaixo de $3000 \mu\text{S cm}^{-1}$. A condutividade ficou em uma faixa adequada, se considerar que, um composto maturado deve apresentar uma condutividade elétrica menor de $4000 \mu\text{S cm}^{-1}$ (AWASTHI et al., 2017).

Nota-se, no comportamento da condutividade elétrica, que na fase inicial ela tende a se manter baixa, mesmo com a disponibilidade de nutrientes aumentando e com as perdas de cadeias carbônicas que favorecem a concentração os teores de nutrientes. A condutividade elétrica tem relação com os íons presente na solução. Se a condutividade elétrica é menor indica que a solução apresenta menos íons, o que pode indicar que os íons estão sendo retirados da solução. Isto pode ocorrer pela ação dos microrganismos que armazenam estes íons dentro das células e ao final da compostagem, quando começa a reduzir as populações dos microrganismos, os íons voltam para a solução elevando a condutividade elétrica.

A análise de variância não mostrou diferenças significativas entre os tratamentos para o pH e para a condutividade. O P-valor foi de 0,985 para o pH e 0,218 para a condutividade elétrica. Ambas variáveis apresentaram uma distribuição normal dos dados (Apêndice 3 e 4). A interação entre tratamento e o tempo não foi significativa assim como o efeito do Bloco (Apêndice 5). O coeficiente de variação do pH foi de 4,67% e da condutividade elétrica foi 23,95%.

A umidade também foi monitorada e ficou na faixa ideal para o processo de compostagem ficando entre 40 a 60% de umidade nas leiras. A umidade foi similar à faixa observada por Zhang et al. (2017) que em seu experimento a umidade ficou entre 45 a 55%.

Evolução da Fertilidade

Para verificar a evolução da fertilidade foram analisados os teores de carbono orgânico, de nitrogênio, a relação C/N e os teores de fósforo e potássio. Com o avanço do processo de compostagem, observa-se que o teor de carbono tende a reduzir nas leiras de compostagem. A Figura 4a mostra que houve uma redução mais acentuada no início do processo. E após a 6ª semana, o teor de carbono continua a reduzir, porém de forma mais lenta. Já no teor de nitrogênio vê-se uma tendência de concentração com o passar do tempo. Nas primeiras seis semanas percebeu-se uma elevação mais acentuada dos teores de nitrogênio e que começam a estabilizar após a 8ª semanas (Figura 4b).

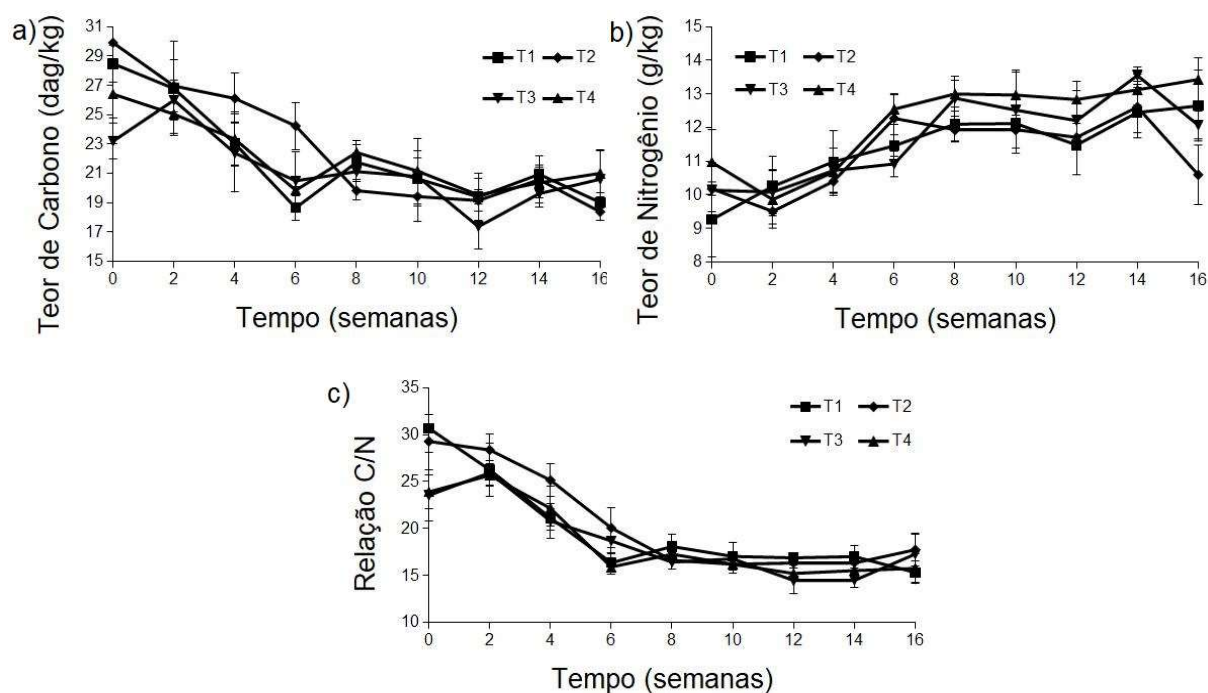
A relação C/N apresenta o mesmo comportamento dos teores de carbono. Com uma rápida queda nas seis primeiras semanas e após a 8ª semana se estabiliza até o final do processo (Figura 4c).

A análise de variância pelo modelo misto de medidas repetidas (Apêndice 6) não apresentou diferença significativas entre os tratamentos. Os P-valores foram: 0,687 para teor de carbono; 0,185 para o teor de nitrogênio e 0,164 para a relação C/N. O efeito tempo foi significativo com o P-valores de 0,001, mas não teve interação entre o tratamento e o tempo. O coeficiente de variação dos teores de carbono foi de 19,56%, dos teores de nitrogênio foi de 14,52% e da relação C/N foi de 26,67%.

Awasthi et al. (2017) em um estudo com compostagem inoculada mostraram que o teor de carbono total decai no processo de compostagem assim como a relação C/N, já os teores de nitrogênio se elevam. O mesmo comportamento foi observado neste trabalho. López-González et al. (2015) mostra esta mesma tendência nos teores de matéria orgânica e relação C/N. A relação C/N encontrada Villar et al. (2016), variou de 11/1 a 16/1 no final da fase de maturação e que

compostos feitos com lodo de esgoto apresentou relação próxima de 11 e compostos feitos com dejetos suínos apresentou a relação próximo de 16.

FIGURA 4 – Comportamento do carbono e do nitrogênio nas leiras de compostagem.



Obs.: T1 – composto sem inóculo, T2 composto com inóculo total inicial, T3 composto com inóculo após 30 dias e T4 composto com inóculo parcelado. As barras verticais representam o desvio padrão da média.

Na fase inicial do processo de compostagem ocorreu grandes perdas de carbono e maior concentração de nitrogênio, o que coincide com o momento de maior atividade dos microrganismos. O mesmo comportamento é observado na relação C/N, a redução da relação ocorre até a 8ª semana. A relação C/N no início do processo de compostagem estava com 25 a 30 para 1 e no final reduziu para 15 a 17 para 1. Os teores de carbono, nitrogênio e a relação C/N atendem os padrões da Instrução normativa 61 de 08 de julho de 2020 do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (BRASIL, 2020).

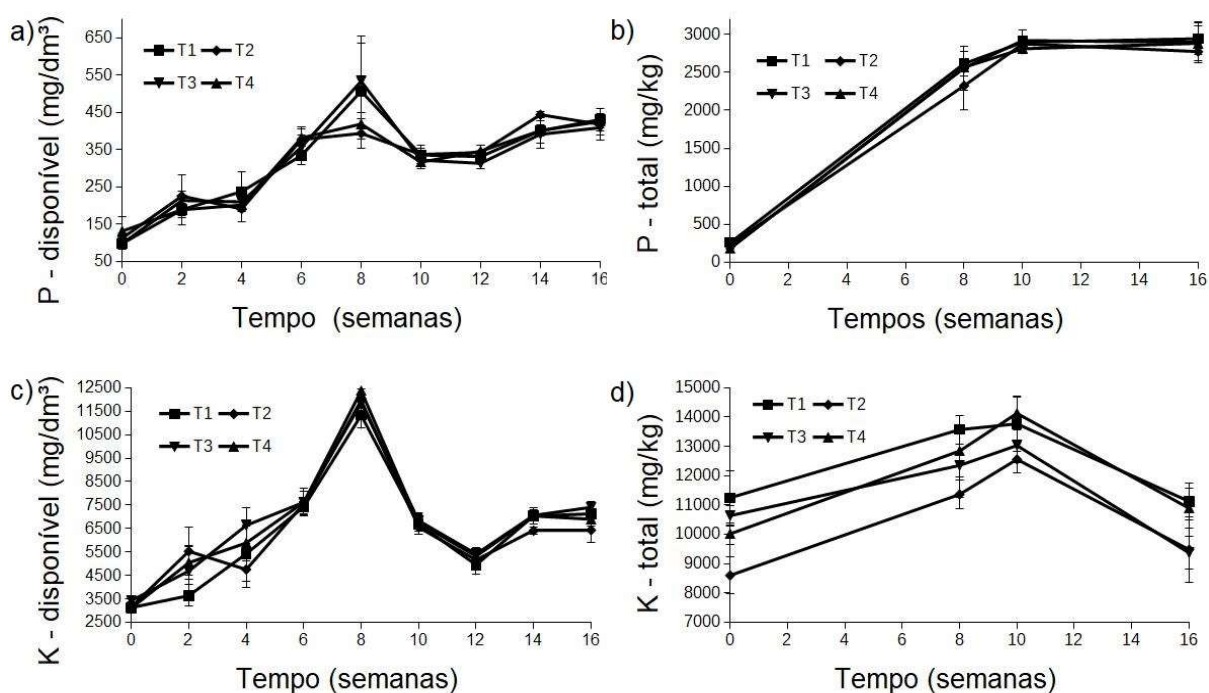
O comportamento do fósforo durante a compostagem apresentou uma elevação dos teores nas oito primeiras semanas tanto para o fósforo disponível quanto para o fósforo total. Após a 8ª semana o fósforo disponível teve uma queda com uma elevação posterior. Todos os tratamentos apresentaram a mesma

tendência (Figura 5a). Já os teores de fósforo total apresentaram concentração nas primeiras semanas e uma estabilização após a 10^a semana (Figura 5b).

Os teores de potássio apresentaram a mesma tendência do fósforo. O potássio disponível e o potássio total mostraram um aumento dos teores nas oito primeiras semanas. Depois da 8^a semana o potássio disponível reduziu até a 12^a semana e voltou a elevar entre a 12^a e a 16^a semana (Figura 5c). Os teores de potássio total apresentaram uma elevação até a 10^a semana e sofreu uma queda a partir da 10^a semana (Figura 5d).

Na análise de variância, os tratamentos não apresentaram diferença significativa para os teores de fósforo e de potássio (Apêndice 7). Os P-valores foram: fósforo disponível 0,999; fósforo total 0,954; potássio disponível 0,857 e potássio total 0,113. Não apresentou interação entre o tratamento e o tempo.

FIGURA 5 – Comportamento do fósforo e do potássio nas leiras de compostagem.



Obs.: T1 – composto sem inóculo, T2 composto com inóculo total inicial, T3 composto com inóculo após 30 dias e T4 composto com inóculo parcelado. P – disponível (a) e P – total (b) refere-se ao teor de fósforo. K – disponível (c) e K – total (d) refere-se ao teor de potássio. As barras verticais representam o desvio padrão da média.

Os coeficientes de variação foram: 42,09% no fósforo disponível; 54,7% no fósforo total; 37,95% no potássio disponível e 17,85% no potássio total.

O aumento da concentração dos teores de fósforo e potássio, tanto o disponível quanto o total, durante a fase termófila/mesófila pode ser devido ao aumento da atividade microbiana que reduziu dos teores de carbono orgânico e aumentou a disponibilidade dos nutrientes. Após estas fases há uma redução na atividade microbiana que estabiliza os teores de carbono e os teores de fósforo totais. Os teores de potássio são reduzidos após a fase termófila o que indica que houve uma perda de potássio do composto. Por ser altamente solúvel, pode ter ocorrido a perda de potássio junto com a perda de água do composto para o solo. Este comportamento do potássio também foi observado por Sunada et al. (2015).

Os teores de fósforo e potássio disponível oscilam após a fase termófila/mesófila mostrando que houve uma redução da disponibilidade desses nutrientes pela ação dos microrganismos e/ou pela complexação dos nutrientes pelas substâncias húmicas (GUERRA et al, 2008). Ao final do processo de compostagem, estes nutrientes, tem sua disponibilidade aumentada, possivelmente devido a redução das populações de microrganismos na fase final da compostagem.

Os maiores teores de fósforo disponível foram observados após a fase mesófila. Isto mostra que pode ser ocorrido a complexação de parte do fósforo, seja pela ação das substâncias húmicas ou pela ação das populações de microrganismos, durante a última fase da compostagem.

O gráfico do potássio disponível (Figura 5c) se assemelha com o gráfico do fósforo disponível (Figura 5a), com tudo, o comportamento do potássio se mostrou mais dinâmico devido a redução dos teores de potássio total no final do processo de compostagem. Esta redução dos teores de potássio total do sistema indica que pode ter ocorrido uma lixiviação dos íons de potássio.

Ao final dos 120 dias de coleta, as leiras de compostagem foram espalhadas em uma camada de 15 cm para a secagem natural do material. Foram necessários sete dias e dois revolvimentos para a secagem e armazenamento do material. A Tabela 3 mostra a análise de variância (ANOVA) da fertilidade que foi realizada no final do experimento. O efeito do bloco foi retirado das análises por não apresentar diferença significativa. O quadro da análise de variância está descrito no Apêndice 8.

De acordo com a INSTRUÇÃO NORMATIVA nº 61, DE 08 DE JULHO DE 2020 do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, que estabelece os teores mínimos de nutrientes e outras garantias e exigências, os quatro compostos

orgânicos produzidos atendem os teores de umidade, os teores de nitrogênio e a relação C/N exigidos (BRASIL, 2020). Porém os quatro compostos orgânicos não satisfazem os teores de carbono orgânico exigidos pela IN 61 que exige que o composto orgânico tenha no mínimo 15% de carbono orgânico.

TABELA 3 – Dados de Fertilidade no final do experimento.

Descrição	T1	T2	T3	T4	P-valor	CV (%)**
	Teor em porcentagem (%)					
Umidade Ar	29,45 a	31,23 a	31,04 a	33,34 a	0,37	12,04
Umidade 75°	35,72 a	38,11 a	38,41 a	39,66 a	0,22	11,13
Nitrogênio	1,35 a	1,43 a	1,55 a	1,38 a	0,11	16,14
Fósforo	0,30 a	0,28 a	0,27 a	0,26 a	0,55	20,50
Potássio	0,94 a	0,74 a	1,08 a	0,80 a	0,96	24,53
Cálcio	2,05 a	2,45 a	1,79 a	2,01 a	0,34	29,56
Magnésio	0,265 a	0,310 a	0,270 a	0,267 a	0,52	25,90
Enxofre	0,227 a	0,220 a	0,202 a	0,177 a	0,11	31,95
Carbono	10,29 a	9,98 a	10,40 a	10,60 a	0,13	13,01
Sódio	0,0222 a	0,0165 a	0,0272 a	0,0165 a	0,74	34,89
Teor em partes por milhão (ppm)						
Zinco	95,83a	85,10a	84,10a	97,78a	0,761	14,69
Manganês	234,70a	397,68a	222,63a	226,48a	0,53	62,62
Cobre	23,78a	22,10a	22,95a	26,10a	0,42	13,74
Boro	23,23a	30,78a	26,28a	22,83a	0,52	16,91
Ferro	9282,35a	9969,18a	8732,90a	8961,83a	0,28	19,13
Unidade						
pH	7,51a	7,59a	7,58a	7,57a	0,23	1,69
C/N	7,74 a	7,14 b	6,82 b	7,73 a b	0,009*	17,21

Obs.: T1 – composto sem inóculo, T2 composto com inóculo total inicial, T3 composto com inóculo após 30 dias e T4 composto com inóculo parcelado. “*” Diferença significativa entre tratamentos na análise de variância. “***” coeficiente de variação. Números seguidos de mesma letra não diferem estatisticamente entre si na mesma linha.

Esta diferença entre o teor de carbono da análise final e do acompanhamento quinzenal pode ser indício que na secagem do material, ao espalhar o material em finas camadas e revirar o material, houve perdas de carbono orgânico.

A relação C/N apresentou diferença significativa entre os tratamentos. Leiras com a inoculação total tanto na aplicação inicial quanto na aplicação realizada após 30 dias mostrou uma menor relação C/N. Isto significa que a inoculação das bactérias degradadoras: amilolíticas, proteolíticas, celulolíticas, queratinolíticas,

ligninolíticas e solubilizadoras de fosfato influencia a relação C/N e na qualidade do composto, pois um composto com menor relação C/N tende a apresentar maiores teores de nitrogênio.

Fracionamento da Matéria Orgânica

O carbono das frações orgânicas foram analisados no início e no final do processo de compostagem. Observou que houve uma grande redução no teor de carbono total durante o processo de compostagem. O teor de carbono total reduziu entorno de 60%, isso mostra que teve um grande consumo de carbono durante o processo. Os resultados do fracionamento são apresentados na Figura 6.

Observando a proporção entre o teor de carbono das frações orgânicas com relação ao teor de carbono total, nota-se que a humina foi a fração predominante ocupando 54,27% no Tratamento 1; 91,51% no Tratamento 2; 68,32% no Tratamento 3 e 88,88% no Tratamento 4. O teor de carbono da fração ácido húmico obteve as seguintes proporções 6,11% no Tratamento 1; 6,13% no Tratamento 2; 5,74% no Tratamento 3 e 5,67% no Tratamento 4. E o teor de carbono da fração ácido fúlvico obteve as seguintes proporções 1,17% no Tratamento 1; 1,28% no Tratamento 2; 1,11% no Tratamento 3 e 1,15% no Tratamento 4.

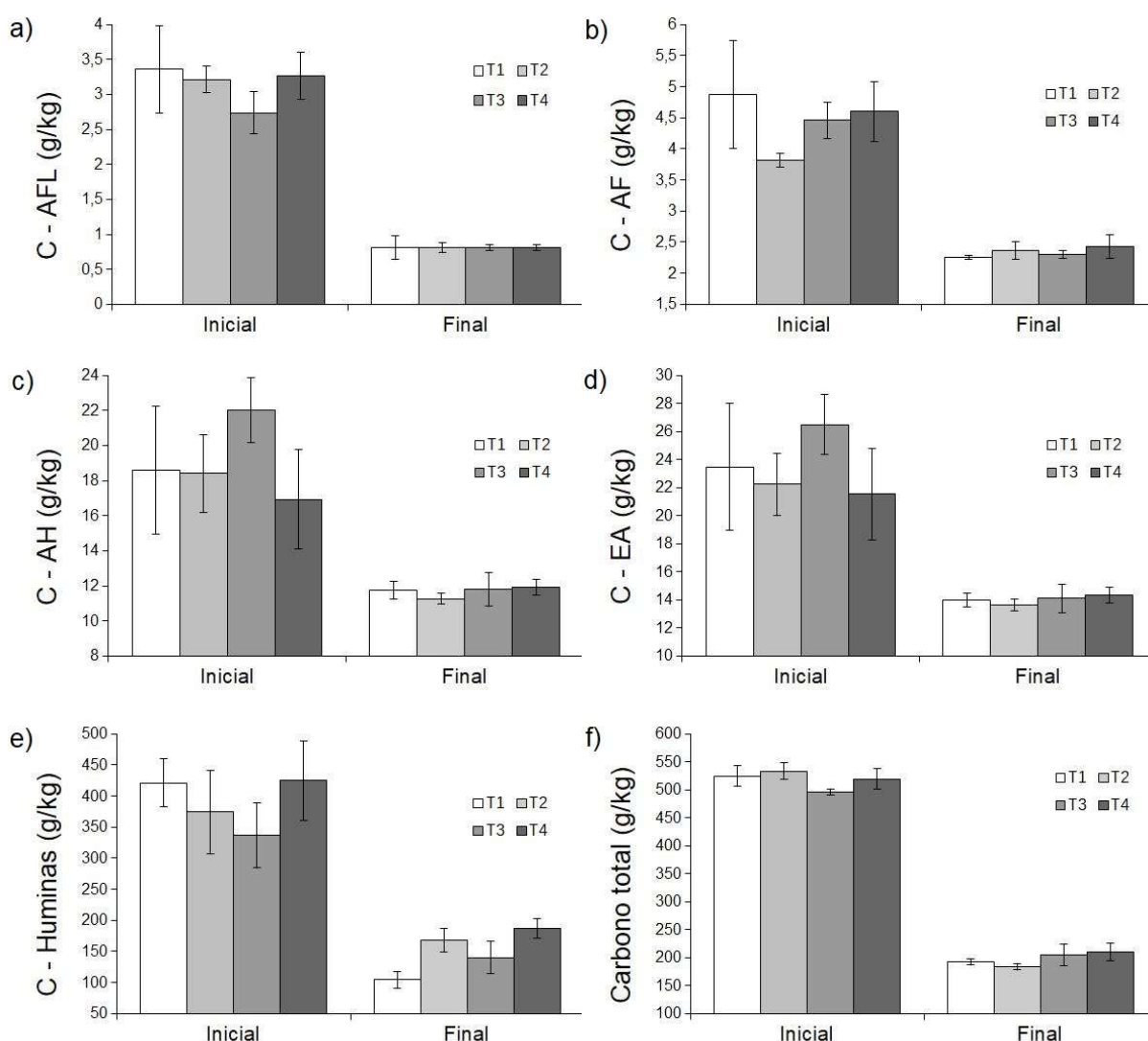
Por ter apresentado predominância da fração humina, mostra que o composto está estabilizado. A fração huminas é considerada o último estágio do processo de humificação da matéria orgânica por apresentar uma grande estabilidade e resistência a biodegradação (FONTANA et al., 2006; BARRETO et al., 2008; HAN et al., 2016).

Os teores de carbono das frações de ácido fúlvico livre, ácido fúlvico, ácido húmico, extrato alcalino e carbono total não tiveram diferença significativa entre os tratamentos em ambos os tempos. Na análise de variância usando o modelo linear misto de medidas repetidas obteve os seguintes P-valores para o Tratamento: C – ácido fúlvico livre: 0,727; C – ácido fúlvico: 0,660; C – ácido húmico: 0,667; C – extrato alcalino: 0,753 e carbono total: 0,839. Apresentou diferença apenas no efeito do tempo (Figura 6a, 6b, 6c, 6d e 6f).

Os teores de carbono das frações de ácido húmico e ácido fúlvico tendem a reduzir com o processo de compostagem, porém a relação entre o ácido húmico e o

ácido fúlvico aumentou. Awasthi et. al., 2018 observou, que durante os 57 dias de compostagem, houve redução do ácido fúlvico e um aumento na relação entre o ácido húmico e ácido fúlvico.

FIGURA 6 – Fracionamento da matéria orgânica.



Obs.: T1 – composto sem inóculo, T2 composto com inóculo total inicial, T3 composto com inóculo após 30 dias e T4 composto com inóculo parcelado. As barras verticais representam o desvio padrão da média. (a) Teor de carbono da fração ácido fúlvico livre, (b) Teor de carbono da fração ácido fúlvico, (c) Teor de carbono da fração ácido húmico, (d) Teor de carbono do extrato alcalino, (e) Teor de carbono da fração huminas.

Os teores de carbono da fração huminas (Figura 6e) não apresentou diferença significativa entre os tratamentos na análise de variância pelo modelo linear misto de medidas repetidas, com o P-valor de 0,582. Mas ao aplicar a análise de variância (ANOVA) no tempo final. O P-valor foi de 0,041 mostrando uma diferença significativa entre os tratamentos. A análise de variância se encontra no

Apêndice 9. O teste de médias Tukey 5% mostrou uma maior teor de carbono da fração huminas nas leiras inoculadas com inóculo parcelado (T4) em comparação às leiras que não foram inoculadas (T1), conforme mostra a Tabela 4.

Esta maior teor de carbono da fração huminas nas leiras que foram inoculadas mostra que a inoculação tem efeito sobre os teores das frações orgânicas no processo de compostagem. Esta maior teor de carbono da fração huminas pode ter ocorrido pela ação das bactérias degradadoras sobre o material orgânico, aumentando os teores de frações orgânicas mais estáveis. A temperatura mais elevada do tratamento 4 observada na fase inicial do processo pode ter contribuído para este comportamento da C – Huminas. A temperatura mais elevada, pode ter favorecido a degradação do material orgânico por proporcionar um ambiente mais favorável para a atuação microrganismos. Já que a temperatura está relacionada com a taxa de decomposição do material (ZHANG et al., 2015).

TABELA 4 – Teste de médias do teor de carbono da fração Huminas.

Tratamento	Teor de C – Fração Huminas (g/kg)
Sem inóculo	104,19 b
Inóculo total inicial	168,18 ab
Inóculo total após 30 dias	140,30 ab
Inóculo parcial	186,63 a

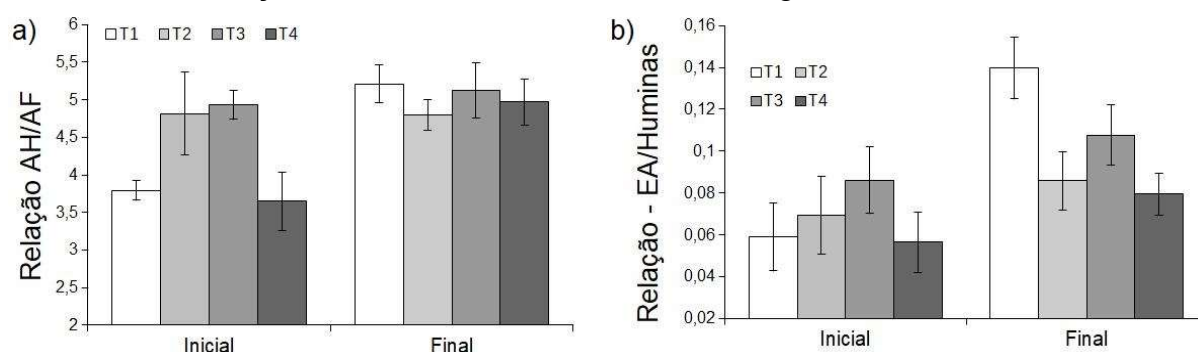
Obs.: Números seguidos de mesma letra não diferem estatisticamente entre si.

Na relação entre ácido húmico e ácido fúlvico (Figura 7a) e na relação entre o extrato alcalino e huminas (Figura 7b) utilizando modelo linear misto para medidas repetidas para análise de variância não foi observada diferença significativa entre os tratamentos com o P-valor de 0,217 e 0,326 respectivamente.

Mas a relação entre o extrato alcalino e huminas apresentou diferença entre os tratamentos no tempo final pela análise de variância simples (ANOVA). O P-valor foi de 0,036 mostrando uma diferença significativa entre os tratamentos. Pelo teste de médias Tukey 5% há uma menor quantidade do extrato alcalino por unidade de humina nas leiras inoculadas com inóculo parcelado (T4) em comparação às leiras do tratamento 1, que não foram inoculadas (Tabela 5).

Quanto menor for esta relação, menor será o teor de extrato alcalino (frações de ácido fúlvico e ácido húmico) por unidade da fração huminas e mais humificado o composto estará. Visto que, a fração humina pode ser considerada o último estágio de humificação por ter uma alta estabilidade (BARRETO, et al., 2008) e insolubilidade tanto em meio ácido quanto alcalino (BALDOTTO; BALDOTTO, 2014).

FIGURA 7 – Relações do fracionamento da matéria orgânica.



Obs.: T1 – composto sem inóculo, T2 composto com inóculo total inicial, T3 composto com inóculo após 30 dias e T4 composto com inóculo parcelado. As barras verticais representam o desvio padrão da média. (a) Relação o teor de carbono da fração ácido húmico e da fração ácido fúlvico, (b) Relação o teor de carbono d extrato alcalino e da fração huminas.

TABELA 5 – Teste de médias da relação extrato alcalino e huminas.

Tratamento	Relação
Sem inóculo	0,1398 b
Inóculo total inicial	0,0859 ab
Inóculo total após 30 dias	0,1078 ab
Inóculo parcial	0,0794 a

Obs.: Números seguidos de mesma letra não diferem estatisticamente entre si.

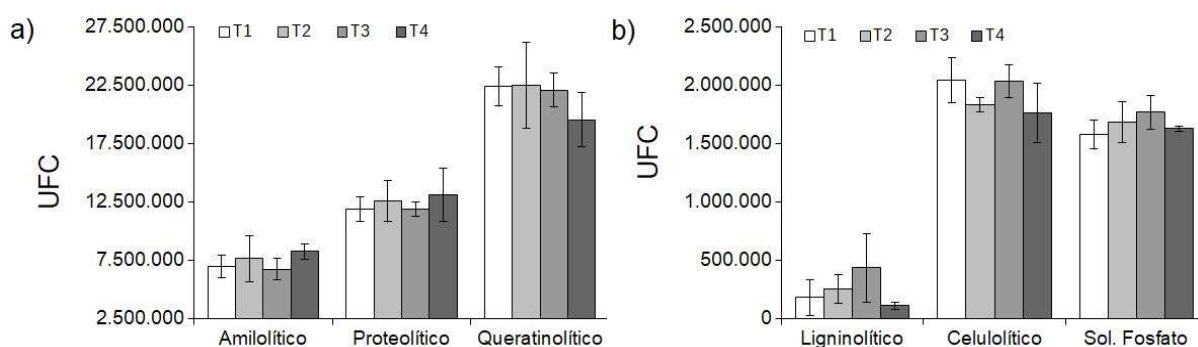
Contagem de bactérias

O resultado da contagem das unidades formadoras de colônias de bactérias no final do experimento são apresentados na Figura 8.

A contagem das unidades formadoras de colônias não apresentou diferença significativa entre os tratamentos para nenhuma bactéria degradadora. E por não apresentar significância o efeito do Bloco foi retirado das análises de variância. Na análise de variância (ANOVA) obteve os seguintes P-valores: bactérias amilolíticas – 0,654; bactérias proteolíticas – 0,93; bactérias queratinolíticas – 0,806; bactérias

ligninolíticas – 0,645; bactérias celulolíticas – 0,602 e bactérias solubilizadoras de fosfato – 0,76. O quadro da análise de variância se encontra no Apêndice 10.

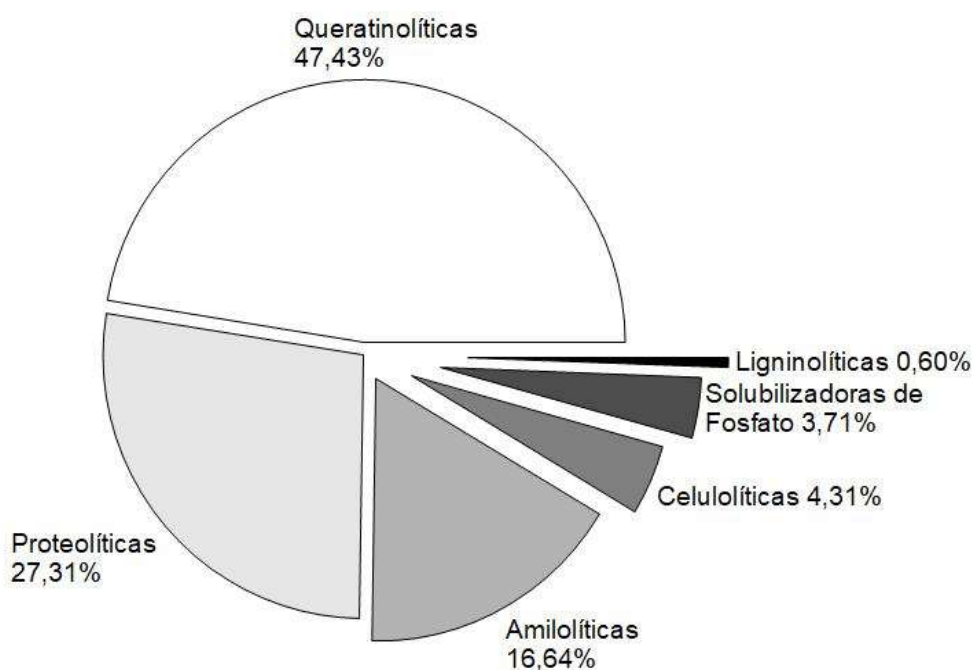
FIGURA 8 – Unidades formadoras de colônias de bactérias degradadoras.



Obs.: T1 – composto sem inóculo, T2 composto com inóculo total inicial, T3 composto com inóculo após 30 dias e T4 composto com inóculo parcelado. As barras verticais representam o desvio padrão da média. (UFC) unidades formadoras de colônias.

Adaptou-se o índice de Dominância de Berger-Parker, descrito por Magurran (2003), para observar as bactérias degradadoras. O número de indivíduos por espécies (do índice) foi substituído pelo número UFC (unidade formadora de colônia) de cada meio específico e substituiu o número total de indivíduos pelo somatório das UFCs de todos os meios de uma amostra (Figura 9).

FIGURA 9 – Proporção de UFC de bactérias por meio de cultura específico.



Nota-se que bactérias queratinolíticas se destacam ocupando 47,43% de todas as UFCs, e as bactérias ligninolíticas apresentaram a menor proporção que compreende 0,60% de todas as UFCs. López-González et al. (2015) observaram que no final do processo de compostagem foi detectado um pequeno número de bactérias ligninolíticas, celulolíticas e solubilizadoras de fosfatos dentro da microbiota estudada. Na contagem das unidades formadoras de colônias também foi encontrada uma menor proporção destas bactérias com relação as demais. Jurado et al. (2015) observou que apesar de estarem mais ativas, as bactérias ligninolíticas e celulolíticas estão em menor número em comparação com as outras bactérias degradadoras.

5.1.4 CONCLUSÕES

A inoculação de bactérias degradadoras tem efeito sobre as leiras de compostagem. Este efeito é notado durante o processo pela oscilação da temperatura e nas características do produto final (relação C/N e fração huminas).

A composição do inóculo e o momento de aplicação influencia na resposta das leiras à inoculação. Bactérias amilolíticas, proteolíticas e celulolíticas quando aplicadas no início do processo de compostagem proporcionam um aumento da temperatura das leiras nas fases termófilas e mesófilas.

O uso de bactérias amilolíticas, proteolíticas, celulolíticas queratinolíticas, ligninolíticas e solubilizadoras de fosfato sendo inoculadas até o período de 30 dias após o início do processo de compostagem reduz a relação C/N do composto orgânico produzido.

A fração huminas aumenta com o uso de bactérias degradadoras em leiras de compostagem.

É na fase inicial da compostagem (primeiros 60 dias) que ocorre mais intensamente a transformação do material com reduções de material orgânico, concentração e disponibilização de nutrientes.

5.1.5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABRELPE, Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e resíduos especiais. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil, 2018/2019**. São Paulo, SP: ABRELPE, 2019. ISSN: 2179-8303. 68p. Disponível em novembro de 2019.

AWASTHI, M. K.; SELVAM, A.; LAI, K. M.; WONG, J. W. Critical evaluation of post-consumption food waste composting employing thermophilic bacterial consortium. **Bioresource technology**, v. 245, p. 665-672, 2017.

AWASTHI, M. K.; WANG, Q.; CHEN, H.; AWASTHI, S. K.; WANG, M.; REN, X.; ZHANG, Z. Beneficial effect of mixture of additives amendment on enzymatic activities, organic matter degradation and humification during biosolids co-composting. **Bioresource technology**, v. 247, p. 138-146, 2018.

BALDOTTO, M. A; BALDOTTO, L. E. B. Ácidos húmicos. **Revista Ceres**, Viçosa , v. 61, supl. p. 856-881, dez. 2014 . <https://doi.org/10.1590/0034-737x201461000011>.

BARRETO, A.C.; FREIRE, M.B.G.S.; NACIF, P.G.S.; ARAÚJO, Q.R.; FREIRE, F.J.; INÁCIO, E.S.B. Fracionamento químico e físico do carbono orgânico total em um solo de mata submetido a diferentes usos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.32, p.1471-1478, 2008. DOI: 10.1590/S0100-06832008000400011.

BRASIL. Lei 12.305 de 02 de agosto de 2010. **Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos**; altera a Lei n. 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Brasília, DF: Planalto, Casa Civil, DOU 3 ago. 2010.

BRASIL. Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento. **Instituto Nacional de Meteorologia (INMET)**. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br>. Acesso em: 10/11/2019.

CONAB. **Acompanhamento da safra brasileira: Grãos, Safra 2018/19**, décimo segundo levantamento. V. 6 - N. 12 – setembro de 2019. ISSN 2318-685. Disponível em <<https://www.conab.gov.br/info-agro/safras/graos>> Janeiro de 2020.

EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solo**. 2ª ed. Rio de Janeiro, Centro Nacional de Pesquisa em Solos. 212p. 1997.

FONTANA, A.; PEREIRA, M.G.; LOSS, A.; CUNHA, T.J.F.; SALTON, J.C. Atributos de fertilidade e frações húmicas de um Latossolo Vermelho no Cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.41, p.847-853, 2006. DOI: 10.1590/S0100204X2006000500018.

GAO, X.; TAN, W.; ZHAO, Y.; WU, J.; SUN, Q.; QI, H.; XIE, X.; WEI, Z. Diversity in the mechanisms of humin formation during composting with different materials. **Environ. Sci. Technol.** v. 53 (7), 3653–3662, 2019.

HAN, L. et al. Some concepts of soil organic carbon characteristics and mineral interaction from a review of literature. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 94, p. 107-121, 2016.

IHSS - International Humic Substances Society (2019) **Natural Organic Matter Research. Isolation of IHSS Samples.** Disponível em: <www.humicsubstances.org>. Acessado em: 14 de abril de 2019.

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

LIAO, H. P.; LU, X. M.; RENSING, C.; FRIMAN, V. P.; GEISEN, S.; CHEN, Z.; YU, Z.; WEI, Z.; ZHOU, S.G.; ZHU, Y. G. Hyperthermophilic composting accelerates the removal of antibiotic resistance genes and mobile genetic elements in sewage sludge. **Environ. Sci. Technol.** v. 52, 266–276, 2017.

LIU, L.; WANG, S.; GUO, X.; ZHAO, T.; ZHANG, B. Succession and diversity of microorganisms and their association with physicochemical properties during green waste thermophilic composting. **Waste Management**, v. 73, p. 101-112, 2018.

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**, 175, 406–416, 2015.

LORIN, H. E. F. Aproveitamento dos resíduos da cadeia produtiva do frango de Corte: compostagem, obtenção de chás de composto e uso dos Compostos como substratos para produção de muda. 2019. 109 f. **Tese (Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola)** - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2019.

LOZADA, J. A. R. Prospecção de bactérias do lodo de esgoto de abatedouro de aves com potencial degradador de substâncias orgânicas e promotor do crescimento de plantas. **Dissertação (Mestrado)**. Manejo e conservação de ambientes naturais e agrários da Universidade Federal de Viçosa. 90p. 2015.

MAGURRAN, A. E. Measuring Biological Diversity. **Blackwell Publishing**, Oxford. 256 p. 2003.

MORENO, J.; LÓPEZ, M.J.; VARGAS-GARCÍA, M.C.; SUÁREZ-ESTRELLA, F.; Recent advances in microbial aspects of compost production and use. **Acta Horticult.** (ISHS) 1013, 443–457. 2013.

ROMEIRO, R. S. **Métodos de bacteriologia de plantas**. Editora UFV. Viçosa, MG. ISBN 85-7269-097-2. 279p. 2001.

SILVA, R. L. M. DA. Influência da granulometria no processo de compostagem de resíduos sólidos vegetais. 2017. 85f. **Dissertação** (Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental – PPGCTA) - Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2017.

SUNADA, N. D. S.; ORRICO, A. C. A.; ORRICO JUNIOR, M. A. P.; CENTURION, S. R.; OLIVEIRA, A. B. D. M.; FERNANDES, A. R. M.; de LUCAS, J. J.; SENO, L. D. O. Composting of solid waste from poultry slaughterhouse. **Ciência Rural**, 45(1), 178-183. 2015.

THURMAN, E.M.; MALCOLM, R.L. **Preparative isolation of aquatic humic substances**. Environmental Science & Technology, v. 15, p. 463 – 466, 1981.

VILELA, N. M. S. Comparação dos métodos de compostagem por leiras estáticas aeradas e por reviramento no tratamento da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos. 93 f. **Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil)** - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa. 2019.

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

WANG, Y.;BI, L.; LIAO, Y.; ZHANG, H.; LIAO, X.; LIANG, J. B.; WU, Y. Influence and characteristics of *Bacillus stearothermophilus* in ammonia reduction during layer manure composting. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 180, p. 80-87, 2019.

YU, Z.; TANG, J.; LIAO, H.; LIU, X; ZHOU, P.; CHEN, Z.;RENSING, C.; ZHOU, S. The distinctive microbial community improves composting efficiency in a full-scale hyperthermophilic composting plant. **Bioresource technology**, v. 265, p. 146-154, 2018.

ZHANG, L.; ZENG, G.; DONG, H.; CHEN, Y.; ZHANG, J.; YAN, M.; ZHU, Y.; YUAN, Y.; XIE, Y.; HUANG, Z. The impact of silver nanoparticles on the co-composting of sewage sludge and agricultural waste: Evolutions of organic matter and nitrogen. **Bioresource technology**, v. 230, p. 132-139, 2017.

ZHANG, L.,; ZHANG, J.; CHEN, Y.; YU M.; LU, L.; LI, H.; ZHU, Y.; YUAN, Y.; HUANG, A.; HE, L. Response of denitrifying genes coding for nitrite (*nirK* or *nirS*) and nitrous oxide (*nosZ*) reductases to different physico-chemical parameters during agricultural waste composting. **Applied microbiology and biotechnology**, v. 99(9), p. 4059-4070, 2015.

ZHONG, X. Z.; MA, S. C.; WANG, S. P.; WANG, T. T.; SUN, Z. Y.; TANG, Y. Q.; Kida, K. A comparative study of composting the solid fraction of dairy manure with or without bulking material: performance and microbial community dynamics. **Bioresource technology**, v. 247, p. 443-452, 2018.

5.2 Efeitos dos compostos orgânicos inoculados com bactérias degradadoras sobre a cultura do milho

Resumo: Em 2019, o mercado de fertilizantes orgânicos e organomineral movimentou mais de um bilhão de reais e tem expectativas de crescimento para os próximos anos. Neste cenário promissor é fundamental ter produtos em quantidade e qualidade para atender o mercado. Para isso, é necessário aperfeiçoar os processos de produção dos fertilizantes orgânicos. Na produção de composto orgânico, produto que faz parte deste mercado, o objetivo é a otimização no processo de compostagem com o foco em reduzir o tempo e melhorar a qualidade do produto. A inoculação de bactérias degradadoras é vantajosa no processo de compostagem. Mas é necessário avaliar o desenvolvimento das plantas que recebe o composto orgânico inoculado. O objetivo foi avaliar o crescimento de plantas de milho em resposta à aplicação dos compostos orgânicos produzidos. O experimento foi montado no delineamento inteiramente causalizado com seis repetições, em casa de vegetação. A unidade experimental foi pote de polipropileno com capacidade de 2 dm³. Em cada pote foram cultivadas duas plantas de milho. Os potes foram preenchidos com uma mistura de solo e composto orgânico. Os tratamentos foram: composto sem inoculação, composto com inoculação total inicial, composto com inoculação total após quatro semanas e composto com a inoculação parcelada. Forneceu as condições adequadas para o crescimento das plantas (suprimento de água e controle do ambiente) e realizou-se a coleta de dados 30 dias após o plantio. Foram avaliadas 13 variáveis: número de folhas, altura de planta, comprimento da maior folha, largura da parte mediana da maior folha, diâmetro da base do colmo, matéria fresca da parte aérea, matéria fresca da raiz, matéria seca da parte aérea, matéria seca das raízes, matéria fresca total, matéria seca total, relação matéria fresca parte aérea/raiz e relação matéria fresca parte aérea/raiz. Foi realizada, a análise de variância (ANOVA). Não observou diferença significativa para nenhuma variável testada. Portanto o desenvolvimento inicial do milho não foi afetado com o uso de composto orgânico inoculado com bactérias degradadoras de constituintes orgânicos.

Palavras-chave: Manejo do solo, microbiologia do solo, substâncias húmicas.

Abstract: In 2019, the organic and organomineral fertilizer market moved more than one billion of reais and has growth expectations for the next years. In this promising scenario, it is essential to have products to supply the market in quantity and quality. For that, it is necessary to improve the production processes of organic fertilizers. In the production of organic compost, product that is part of this market, the objective is the optimize of the composting process with a focus on reducing time and improving product quality. The inoculation of degrading bacteria is advantageous in the composting process. But it is necessary to evaluate the development of the plants that received the inoculated organic compost. The objective was to evaluate the growth of corn plants in response to the application of the produced compost. The experiment was set up in a completely causalized design with six replications, in a greenhouse. The experimental unit was a polypropylene pot with a capacity of 2 dm³. Two corn plants were grown in each pot. The pots were filled with a mixture of soil and organic compost. The treatments were: compost without inoculation, compost with initial total inoculation, compost with total inoculation after four weeks and compost with the inoculation split. It provided adequate conditions for plant growth (water supply and environmental control). Data collection was performed 30 days after the planting. Thirteen variables were evaluated: number of leaves, plant height, length of the largest leaf, width of the median part of the largest leaf, diameter of the stem base, fresh matter of the aerial part, fresh matter of the root, dry matter of the aerial part, dry matter of the root, total fresh matter, total dry matter, aerial part / root fresh matter ratio and aerial part / root dry matter ratio. The variance analysis (ANOVA) was made. There was no significant difference to any tested variable. In conclusion, the initial development of corn was not affected by the use of organic compost inoculated with bacteria degrading organic compost.

Keywords: Soil management, soil microbiology, humic substances.

5.2.1 INTRODUÇÃO

O milho (*Zea mays ssp.*) é um cereal cultivado em todas as regiões do território brasileiro. É uma planta exigente, mas que, se adapta bem às condições edafoclimáticas do Brasil. A cultura vem se destacando no agronegócio brasileiro, mesmo com a grande diversidade de ambientes que o Brasil possui (RESENDE et al., 2007). Na safra 2019/2020, foram produzidos 102,5 milhões de toneladas de milho em grão (CONAB, 2020).

Esta produção coloca o Brasil como um dos maiores produtores mundiais. Porém esta produção pode ser ainda maior. A produtividade média do Brasil é de 5.533 kg ha⁻¹, mais tem estados que conseguem produzir mais 8.000 kg ha⁻¹ enquanto outros estados não chegam a ter uma produtividade de 600 kg ha⁻¹, (CONAB, 2020). Esta oscilação na produtividade mostra que o Brasil tem um grande potencial de crescimento no setor, com desafios a serem superados. Um deles é melhorar a fertilidade do solo, ação fundamental para se obter ganhos em produtividade.

Um solo fértil contém os nutrientes necessários, em quantidades adequadas e balanceadas, para que a cultura expresse seu potencial produtivo além de não apresentar toxicidade por elementos tóxicos e possuir bons atributos químicos, físicos e biológicos (LOPES; GUILHERME, 2007). O fornecimento de material orgânico no solo (adubação orgânica) contribui de várias formas para a melhoria da fertilidade do solo. Fornecer nutrientes e melhorar as propriedades químicas, físicas e biológicas do solo são os principais benefícios que a adubação orgânica proporciona ao solo (RIBEIRO et al., 1999).

O fornecimento de material orgânico no solo favorece para o aumento dos teores de carbono orgânico do solo. Nos Latossolos, esse incremento de carbono orgânico é importante, pois promove o aumento da CTC, diminui da adsorção específica de P, melhora a disponibilização de nutrientes e têm a capacidade de complexar íons alumínio (BALDOTTO; BALDOTTO, 2014).

Outra vantagem é que o material orgânico mantém as comunidades biológicas do solo. Ao fornecer cadeias carbônicas e nutrientes ao solo, o material orgânico, promove o aumento da biomassa microbiana (MERCANTE, 2001; TEJADA et al., 2008) e por consequência, favorece o aumento da população de organismos que são benéficos para as plantas e que estão presentes no solo. Além disso, com

decomposição do material orgânico ocorre a formação das substâncias húmicas que podem apresentar a capacidade de estimular o crescimento de plantas (BALDOTTO; BALDOTTO, 2014). Com isso, o fornecimento de material orgânico é fundamental para o aumento da produtividade, pois realiza diversas melhorias na fertilidade do solo.

Vários materiais orgânicos podem ser aplicados ao solo. Mas o uso de composto orgânico é a forma mais adequada de fornecer material orgânico ao solo. Por ser um material que passou processo de compostagem, o composto orgânico é um material estável, e com uma maior disponibilidade de nutrientes (KIEHL, 1985; JURADO et al., 2015). É obtido através de um processo microbiológico de decomposição aeróbica. Este processo é dinâmico e influenciado pela disponibilidade de nutrientes, composição de materiais utilizados, temperatura, concentração de oxigênio, umidade, pH e tamanho de partícula (LÓPEZ-GONZÁLEZ et al., 2015). Porém, devido a dinâmica do processo de estabilização, a humificação pode ser demorada e ter perda de qualidade (BELLAVIER; KONZEN, 2013; CARNEIRO et al., 2013).

Dentre as formas que visam reduzir estes problemas, a inoculação de bactérias degradadoras é um método que tenta introduzir as populações de bactérias que são especializadas em degradar compostos orgânicos (amido, proteína, celulose, lignina ou queratina) e melhorar o produto final.

O composto orgânico obtido do material orgânico que foi inoculado com bactérias degradadoras apresentou algumas características distintas. Para comprovar a eficiência da inoculação foi realizado um bioensaio para avaliar a resposta inicial da cultura do milho ao ser adubado com composto orgânico inoculado. Com o objetivo de avaliar este efeito elaborou a hipótese que compostos orgânicos que foram inoculados com bactérias degradadoras melhoram o desenvolvimento inicial das plantas de milho.

5.2.2 MATERIAIS E MÉTODOS

Este experimento foi realizado em Florestal-MG, entre os meses de agosto a outubro de 2020, no setor de Floricultura da Universidade Federal de Viçosa – Campus Florestal (UFV-CAF) localizada na rodovia LMG 818 Km 06. O bioensaio foi conduzido em uma casa de vegetação com as laterais revestida com tela de

sombreamento 50% cor preta e o teto revestido com plástico transparente. As medições foram realizadas no laboratório de solos – UFV campus Florestal.

Bioensaio

O experimento foi constituído com quatro tratamentos com os compostos orgânicos produzidos no primeiro capítulo: composto sem inoculação; composto com inoculação inicial, composto com inoculação após 30 dias e composto com inoculação parcelada. As descrições destes compostos estão apresentadas no primeiro capítulo. Cada tratamento teve seis repetições o que totalizou 24 unidades experimentais.

A unidade experimental foi um vaso de plástico polipropileno de cor preta com a capacidade de 2 dm³ preenchidos com solo da camada de 20 a 40 cm de um Latossolo Amarelo distrófico (DOS SANTOS et al., 2018), de textura argilosa, o qual apresentou os seguintes dados de análise química para avaliação da fertilidade: C = 1,45 dag kg⁻¹; pH (H₂O) = 4,3; P (Mehlich-1) = 1,7 mg dm⁻³; K = 13 mg dm⁻³; Ca²⁺ = 0,19 cmol_c dm⁻³; Mg²⁺ = 0,00 cmol_c dm⁻³; Al³⁺ = 1,15 cmol_c dm⁻³, H+Al = 6,65 cmol_c dm⁻³, SB = 0,19 cmol_c dm⁻³, t = 1,34 cmol_c dm⁻³, T = 6,84 cmol_c dm⁻³, V = 2,7% e m = 85,7%. As doses de corretivos e fertilizantes foram calculadas de acordo com as recomendações de Ribeiro et al. (1999). A calagem foi realizada 15 dias antes da sementeira, por meio do critério da saturação de bases, que resultou em necessidade de calagem de 4,58 Mg ha⁻¹. Utilizou para a correção o calcário dolomítico com o PRNT (Poder relativo de neutralização total) de 85%, sendo necessário 2,69 g de calcário dolomítico por dm³ de solo. O calcário foi adicionado ao solo e homogeneizado.

Por ser um solo com baixa fertilidade foi necessário dar um estímulo para melhorar o desenvolvimento das plantas. Para estimular adicionou em cada unidade experimental 10% da recomendação de NPK (nitrogênio, fósforo e potássio) segundo Ribeiro et al. (1999) para milho silagem com uma população de 50.000 plantas ha⁻¹. Foi adicionado 2,5 g de sulfato de amônio, 12,6 g de superfosfato simples e 3,1 g de cloreto de potássio em cada unidade experimental.

O composto, utilizado no substrato, foi seco em estufa (Estufa com circulação e renovação de ar da SOLAB, modelo SL; série 0042) a 60 °C por 72 horas e adicionado na proporção de 40 Mg ha⁻¹, recomendação máxima de Ribeiro

et al. (1999), totalizando uma adição de 20 g de composto por dm^3 de solo. O solo, previamente corrigido com calcário e homogeneizado com o fertilizante e composto, foi colocado em potes plásticos de polipropileno. Cada pote foi uma unidade experimental. Irrigou-se o solo até a capacidade de campo. Foram semeadas cinco sementes de milho do híbrido Biomatrix 3061, sendo realizado o desbaste no 10º dia após a emergência, permanecendo duas plantas por vaso. O experimento foi desenvolvido em ambiente controlado, em delineamento inteiramente ao acaso.

As unidades experimentais foram monitoradas diariamente, durante todo o experimento e as irrigações visaram a manter a capacidade de campo entre 80 e 100%. As demais variáveis, como controle de plantas daninhas, tratamentos fitossanitários, luminosidade, foram controladas e mantidas iguais e constantes para todos os tratamentos. Ao final do bioensaio, 30 dias após o plantio, foram determinadas as seguintes variáveis: número de folhas, altura de planta, comprimento da maior folha, largura da parte mediana da maior folha e diâmetro da base do colmo.

Em seguida, as plantas foram cortadas rente ao solo e pesadas, em balança de precisão (Balança Analítica da marca Shimadzu modelo AY220), obtendo-se a matéria fresca da parte aérea. As raízes das plantas foram limpas do solo, cuidadosamente destorroadas e lavadas, para a determinação de sua matéria fresca da raiz. Tanto a parte aérea, como o sistema radicular, foram acondicionados em sacos de papel e permaneceram em estufa de ventilação forçada de ar (Estufa com circulação e renovação de ar da SOLAB, modelo SL; série 0042), a 60 °C, por 72 h, tempo suficiente para a desidratação dos materiais vegetais até massa constante para a determinação da matéria seca da parte aérea e da matéria seca da raiz. De posse dos resultados das matérias vegetais de raízes e partes aéreas, secas e frescas, foram obtidos os valores de biomassa total fresca e seca assim como a relação entre parte aérea e raiz tanto fresca quanto seca.

Análises Estatísticas

Para fazer as análises estatísticas foi utilizado o programa RStudio version 3.6.1. Os dados foram testados quanto a normalidade e homogeneidade. Realizou a análise de variância das 13 variáveis observadas e para as análises de variância que forem significativas foram realizados os testes de média Tukey a 5%

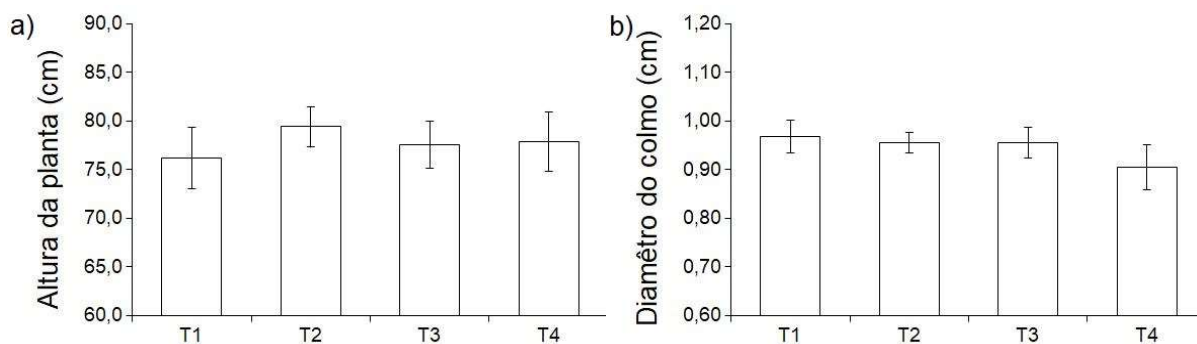
5.2.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

As sementes de milho começaram a germinar com quatro dias após o semeio e levou mais quatro dias para que as sementes germinassem em todas as unidades experimentais. Foi realizado o controle de insetos por catação manual e não foi observado presença de fitopatógenos nas plantas. O experimento foi coletado 30 dias após o plantio com as plantas já apresentando sintomas de deficiências nutricionais.

Não teve perdas de unidades experimentais, durante a execução dos trabalhos. Todas as unidades experimentais no momento da coleta estavam com as duas plantas de milhos iniciais.

A Figura 10 mostra os resultados da altura de planta (10a) e diâmetro de colmo (10b). Na análise de variância (ANOVA) não foi detectado diferenças significativas entre os tratamentos em ambas variáveis. O quadro da análise de variância se encontra no Apêndice 11.

FIGURA 10 – Análise do desenvolvimento das plantas.



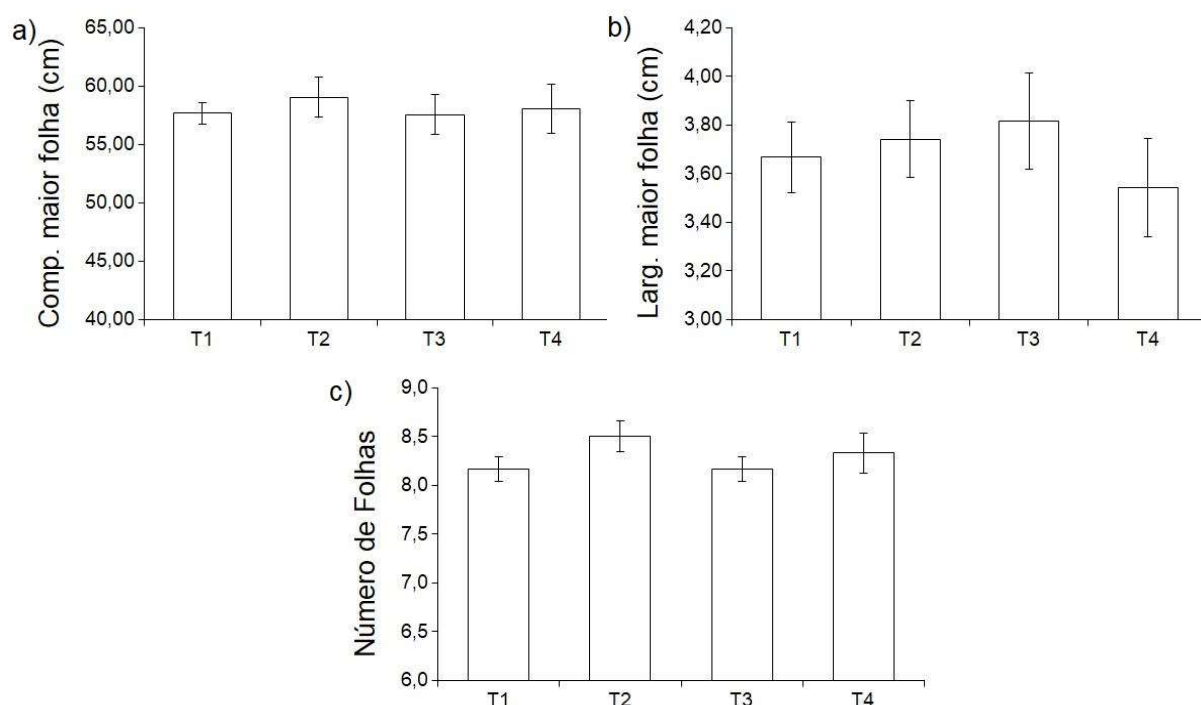
Obs.: T1 – composto sem inóculo, T2 composto com inóculo total inicial, T3 composto com inóculo após 30 dias e T4 composto com inóculo parcelado. As barras verticais representam o desvio padrão da média.

A altura de planta apresentou o p-valor de 0,788 e um coeficiente de variação de 6,68%. Já o diâmetro do colmo apresentou o p-valor de 0,419 e um coeficiente de variação de 7,25%. O composto orgânico inoculado não teve efeito sobre a altura das plantas e diâmetro de colmo. Os valores de altura se assemelham aos valores encontrado por Brito et al. (2014) que também não identificou diferenças significativas entre os tratamentos de doses de esterco bovinos. Vale et al. (2015) que trabalhou com adubos orgânicos também obtiveram resultados semelhantes com a altura porém o diâmetro do colmo apresentado por eles foi quase o dobro dos

diâmetros encontrados neste experimento. Por se tratar de um órgão de reserva, o colmo se correlaciona com a produtividade do milho além de promover resistência ao acamamento (ANDREOTTI et al., 2001) por tanto o seu desenvolvimento inicial é importante.

As variáveis relacionadas às folhas apresentaram os seguintes resultados (Figura 11). Na análise de variância (ANOVA) não foi detectado diferenças significativas entre os tratamentos, nas variáveis analisadas.

FIGURA 11 – Análise do crescimento das folhas.



Obs.: T1 – composto sem inóculo, T2 composto com inóculo total inicial, T3 composto com inóculo após 30 dias e T4 composto com inóculo parcelado. As barras verticais representam o desvio padrão da média. (a) comprimento da maior folha, (b) largura da maior folha.

O comprimento da maior folha apresentou o p-valor de 0,871 e um coeficiente de variação de 5,44%. A largura da maior folha apresentou o p-valor de 0,591 e um coeficiente de variação de 9,41%. O número de folhas apresentou o p-valor de 0,238 e um coeficiente de variação de 3,94%.

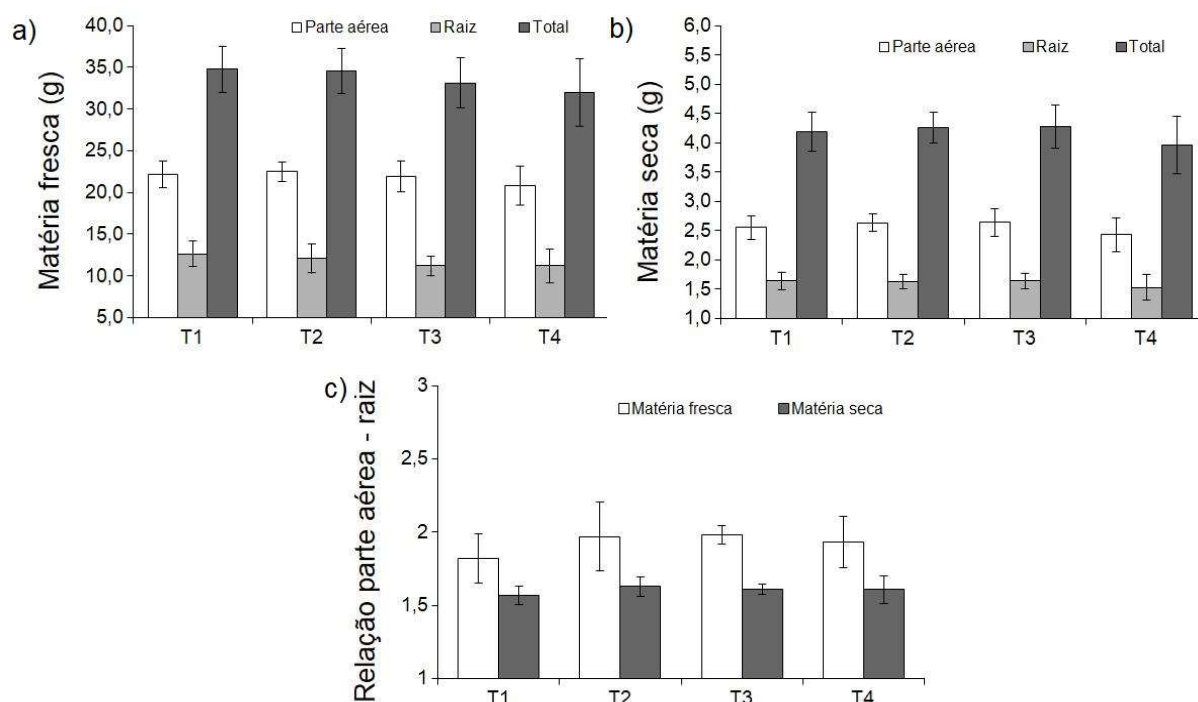
O número de folhas aos 30 dias após o semeio, foi similar ao que o observado por Magalhães et al. (2014), que trabalhou com o uso de resíduos de agroindústrias como fertilizante e apresentou de 6 a 8 folhas. O número de folhas e maior tamanho das folhas estão diretamente relacionadas com a taxa fotossintética

e transpiração das plantas de milho, sendo um importante indicativo de produtividade da cultura (VIEIRA JUNIOR et al., 2006).

As variáveis relacionadas à biomassa produzida pelas plantas de milhos no experimento estão demonstradas na Figura 12. Ao analisar a matéria fresca (Figura 12a) pelo peso da parte aérea, peso da raiz e peso total obteve os seguintes valores do p-valor: 0,856; 0,849 e 0,859; e os seguintes valores de coeficiente de variação 15,47%; 26,76% e 17,99% respectivamente.

Ao analisar a matéria seca (Figura 12b) pelo peso da parte aérea, peso da raiz e peso total obteve os seguintes valores do p-valor: 0,846; 0,915 e 0,875; e os seguintes valores de coeficiente de variação 16,58%; 18,51% e 16,85% respectivamente.

FIGURA 12 – Análise da massa de milho produzidas e suas relações.



Obs.: T1 – composto sem inóculo, T2 composto com inóculo total inicial, T3 composto com inóculo após 30 dias e T4 composto com inóculo parcelado. As barras verticais representam o desvio padrão da média. (a) comprimento da maior folha, (b) largura da maior folha.

Os dados da relação entre a parte aérea e a raiz estão apresentados na Figura 12c, pela análise de variância simples, obtiveram 0,842 de p-valor e 16,97% coeficiente de variação para a relação na matéria fresca e 0,899 de p-valor e 8,08% coeficiente de variação para a relação na matéria seca.

Os valores dos pesos da parte aérea foram superiores aos valores correspondentes dos pesos da raiz assim como são relatados por Vale et al. (2015) e De Souza et al. (2017). A semelhança entre os tratamentos, com relação a biomassa, mostra que compostos inoculados não interfere o desenvolvimento inicial do milho.

Incrementos na biomassa das plantas são percebidos com o aumento dos níveis de nitrogênio e fósforo do solo (SILVA et al. 2012). Como no experimento, os compostos utilizados apresentaram níveis similares de nitrogênio e fósforo, não foi possível obter incrementos na biomassa durante o desenvolvimento inicial do milho.

Os compostos orgânicos inoculados se destacaram por apresentar um maior teor de carbono orgânico da fração humina. Esta fração apresenta grande estabilidade e atua mais nos atributos físicos do solo. Maiores teores de huminas indicam maior retenção de água, melhoria na agregação do solo (BENITES et al., 2003). Estes fatores não foram restringidos no experimento.

5.2.4 CONCLUSÕES

O composto orgânico produzido com inoculação de bactérias degradadoras não interfere no desenvolvimento inicial das plantas de milho.

Mesmo que as características dos compostos sejam influenciadas pela época de aplicação e a composição do inóculo, isso não interfere no desenvolvimento das plantas de milho.

Um maior teor de carbono orgânico da fração huminas não promove uma modificação de comportamento das plantas de milho no estagio inicial de desenvolvimento.

5.2.5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDREOTTI, M.; RODRIGUES, J. D.; CRUSCIOL, C. A. C.; SOUZA, E. C. A.; BÜLL, L. T. Crescimento do milho em função da saturação por bases e da adubação potássica. **Scientia Agricola**, 58, 145-150. 2001.

BALDOTTO, M. A; BALDOTTO, L. E. B. Ácidos húmicos. **Revista Ceres**, Viçosa , v. 61, supl. p. 856-881, dez. 2014. <https://doi.org/10.1590/0034-737x201461000011>.

BELLAVER, C.; KONZEN, E.A. Possibilidades da compostagem acelerada. **A Granja**, n° 780, Ano 69, p 38 - 39, dez. 2013.

BENITES, V.M.; MÁDARI, B.; MACHADO, P.L.O.A. **Extração e fracionamento quantitativo de substâncias húmicas do solo: um procedimento simplificado e de baixo custo**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2003. 7p. (Embrapa Solos. Comunicado técnico, 16).

BRITO, C. F. B.; FONSECA, V. A.; BEBÉ, F. V.; DOS SANTOS, L. G. Desenvolvimento inicial do milho submetido a doses de esterco bovino. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 9(3), p. 244-250. 2014.

CARNEIRO, L.J.; COSTA, M.S.S. de M.; LUIZ COSTA, L.A. de M.; MARTINS, M.F.L.; ROZATTI, M.A.T. **Nutrient loss in composting of agroindustrial residues**. Eng. Agríc., Jaboticabal, v.33, n.4, p.796-807, jul./ago, 2013.

CONAB – Companhia Nacional de Abastecimento. Milho, safra 2019/2020. **Series Históricas**. Disponível em < <https://www.conab.gov.br/info-agro/safras/serie-historica-das-safras?start=20> > Acesso em novembro 2020.

DE SOUZA, F. M.; LIMA, E. C. S.; DA SILVA SÁ, F. V.; SOUTO, L. S.; ARAÚJO, J. E. S.; DE PAIVA, E. P. Emergência e crescimento inicial de plantas de milho sob déficit hídrico e doses de esterco bovino. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, 12(3), 524-529. 2017.

DOS SANTOS, H. G.; JACOMINE, P. K. T.; DOS ANJOS, L. H. C.; DE OLIVEIRA, V. A.; LUMBREAS, J. F.; COELHO, M. R.; DE ALMEIDA, J. A.; ARAUJO FILHO, J. C.; DE OLIVEIRA, J. B.; CUNHA, T. J. F. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Centro Nacional de Pesquisa em Solos. Brasília, DF: Embrapa, 5ª ed. 355 p. 2018.

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

KIEHL, E. J. **Fertilizantes Orgânicos**. Editora Agronômica Ceres, 492p.: il. Piracicaba, 1985.

LOPES, A. S.; GUILHERME, L. R. G. **Fertilidade do solo**. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa, MG. p.1-64 2007.

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**, 175, 406–416, 2015.

MAGALHÃES, A. G.; ROLIM, M. M.; DUARTE, A. de S.; BEZERRA NETO, E.; TABOSA, J. N.; PEDROSA, E. M. R. Desenvolvimento inicial do milho submetido à adubação com manipueira. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, 18(7), 675-681. 2014. <https://dx.doi.org/10.1590/S1415-43662014000700001>.

MERCANTE, F. M. Os microrganismos do solo e a dinâmica da matéria orgânica em sistemas de produção de grãos e pastagem. **Embrapa Agropecuária Oeste-Sistema de Produção**, INFOTECA-E - ISSN 1676-4412, 2001.

RESENDE, M.; CURI, N.; REZENDE, S.B.; CORRÊA, G.F. **Pedologia: base para distinção de ambientes**. 5.ed. rev. Lavras: UFLA, 2007. 322p.

RIBEIRO, A. C.; GUIMARÃES, P. T. G.; ALVAREZ, V. V. H. **Recomendações para uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais: 5ª Aproximação**. Viçosa, Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais. 359p. 1999.

TEJADA, M.; GONZALEZ, J. L.; GARCÍA-MARTÍNEZ, A. M.; PARRADO, J. Effects of different green manures on soil biological properties and maize yield. **Bioresource Technology**, Essex, v. 99, n. 6, p. 1758-1767, Apr. 2008.

VIEIRA JUNIOR, P. A.; NETO, D. D.; CICERO, S. M.; CASTRO, L. A.; MANFRON, P. A.; MARTIN, T. N. Estimativa da área foliar em milho através de análise de imagens. **Revista Brasileira de Milho e Sorgo**, v.5, n.1, p.58-66, 2006.

6 CONCLUSÕES

Há um grande potencial de uso das bactérias degradadoras para melhorar o processo de compostagem. A inoculação de bactérias degradadoras tem efeito sobre as leiras de compostagem. Este efeito é notado durante o processo pela oscilação da temperatura e nas características do produto final (relação C/N e fração húmicas).

A composição do inóculo e o momento de aplicação influencia na resposta das leiras à inoculação. Bactérias amilolíticas, proteolíticas e celulolíticas quando aplicadas no início do processo de compostagem proporcionam um aumento da temperatura das leiras nas fases termófilas e mesófilas.

O uso de bactérias amilolíticas, proteolíticas, celulolíticas queratinolíticas, ligninolíticas e solubilizadoras de fosfato sendo inoculadas até o período de 30 dias após o início do processo de compostagem reduz a relação C/N do composto orgânico produzido.

A fração húmicas aumenta com o uso de bactérias degradadoras em leiras de compostagem.

É na fase inicial da compostagem (primeiros 60 dias) que ocorre mais intensamente a transformação do material com reduções de material orgânico e concentração e disponibilização de nutrientes.

O composto orgânico produzido com inoculação de bactérias degradadoras não interfere no desenvolvimento inicial das plantas de milho.

Mesmo que as características dos compostos sejam influenciadas pela época de aplicação e a composição do inóculo, isso não interfere no desenvolvimento das plantas de milho.

Um maior teor de carbono orgânico da fração húmicas não promove uma modificação de comportamento das plantas de milho no estágio inicial de desenvolvimento.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 7229: projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos: procedimento**, 1993.

ABRELPE, Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e resíduos especiais. **Caderno Informativo sobre Recuperação Energética de Resíduos Sólidos**. 2012. Disponível em: < http://www.abrelpe.org.br/_download/informativo_recuperacao_energetica.pdf >. Novembro de 2019.

ABRELPE, Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e resíduos especiais. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil, 2018/2019**. São Paulo, SP: ABRELPE, 2019. ISSN: 2179-8303. 68p. Disponível em novembro de 2019.

AWASTHI, M. K.; SELVAM, A.; LAI, K. M.; WONG, J. W. Critical evaluation of post-consumption food waste composting employing thermophilic bacterial consortium. **Bioresource technology**, v. 245, p. 665-672, 2017.

AWASTHI, M. K.; WANG, Q.; CHEN, H.; AWASTHI, S. K.; WANG, M.; REN, X.; ZHANG, Z. Beneficial effect of mixture of additives amendment on enzymatic activities, organic matter degradation and humification during biosolids co-composting. **Bioresource technology**, v. 247, p. 138-146, 2018.

AZIM, K. et al. Composting parameters and compost quality: a literature review. **Organic Agricultural**, v.8, p.141-158, 2018.

BALDOTTO, M. A; BALDOTTO, L. E. B. Ácidos húmicos. **Revista Ceres**, Viçosa , v. 61, supl. p. 856-881, dez. 2014 . <https://doi.org/10.1590/0034-737x201461000011>.

BALDOTTO, M. A.; VIEIRA, E. M.; SOUZA, D. O.; BALDOTTO, L. E. B. Estoque e frações de carbono orgânico e fertilidade de solo sob floresta, agricultura e pecuária. **Rev. Ceres**, Viçosa-MG, v. 62, n.3, p. 301-309, mai-jun, 2015.

BARRETO, A.C.; FREIRE, M.B.G.S.; NACIF, P.G.S.; ARAÚJO, Q.R.; FREIRE, F.J.; INÁCIO, E.S.B. Fracionamento químico e físico do carbono orgânico total em um

solo de mata submetido a diferentes usos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.32, p.1471-1478, 2008. DOI: 10.1590/S0100-06832008000400011.

BELLAVER, C.; KONZEN, E.A. **Possibilidades da compostagem acelerada**. A Granja, nº 780, Ano 69, p 38 - 39, dez. 2013.

BENITES, V.M.; MÁDARI, B.; MACHADO, P.L.O.A. **Extração e fracionamento quantitativo de substâncias húmicas do solo: um procedimento simplificado e de baixo custo**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2003. 7p. (Embrapa Solos. Comunicado técnico, 16).

BERNAL, M.P.; ALBURQUERQUE, J.A.; MORAL, R. **Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment**. Rev. Bioresour. Technol. 100, 5444–5453, 2009.

BIANCHI, T. S. The Role of Terrestrially Derived Organic Carbon in the Coastal Ocean: A Changing Paradigm and the Priming Effect. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 108, n. 49, p. 19473–19481, 2011.

BIDONE, F. R. A.; POVINELLI, J. **Conceitos Básicos de Resíduos Sólidos**. São Carlos: EESC; USP, 1999.

BRASIL. Lei 12.305 de 02 de agosto de 2010. **Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos**; altera a Lei n. 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Brasília, DF: Planalto, Casa Civil, DOU 3 ago. 2010.

BRITO, C. F. B.; FONSECA, V. A.; BEBÉ, F. V.; DOS SANTOS, L. G. Desenvolvimento inicial do milho submetido a doses de esterco bovino. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 9(3), p. 244-250. 2014.

CARNEIRO, L.J.; COSTA, M.S.S. de M.; LUIZ COSTA, L.A. de M.; MARTINS, M.F.L.; ROZATTI, M.A.T. **Nutrient loss in composting of agroindustrial residues**. Eng. Agríc., Jaboticabal, v.33, n.4, p.796-807, jul./ago, 2013.

CONAB – Companhia Nacional de Abastecimento. Milho, safra 2019/2020. **Series Históricas**. Disponível em < <https://www.conab.gov.br/info-agro/safras/serie-historica-das-safras?start=20> > Acesso em novembro 2020.

CONAB. **Acompanhamento da safra brasileira: Grãos, Safra 2018/19**, décimo segundo levantamento. V. 6 - N. 12 – setembro de 2019. ISSN 2318-685. Disponível em <<https://www.conab.gov.br/info-agro/safras/graos>> Janeiro de 2020.

COSTA, K. J. C.; PASTOR, T. A.; SILVA, J. P. M.; MENDES, S. C. S. **Geração de energia elétrica a partir do aproveitamento do biogás gerado por (resíduos sólidos urbanos) rsu no sertão de alagoas**. Caburé-Saberes Acadêmicos Interdisciplinares. V1.N1; 81-90 p. 2019.

D'ALMEIDA, M. L.; VILHENA, A. **Lixo Municipal: manual de gerenciamento integrado**. 2ªed. São Paulo: IPT/CEMPRE, 2000.

DA CUNHA MARTINS, C. A.; DOS SANTOS, F. S.; PORTZ, A.; DOS SANTOS, A. M. Desenvolvimento Inicial Do Milho (Zea Mays L.) Em Substrato Contendo Lodo De Esgoto Compostado. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais (Online)**, v. 48, p. 69-79. 2018.

DA SILVA JANUÁRIO, T. L.; MARINHO, J. L. A.; OLIVEIRA, J. F. A. **Potencial de geração de energia elétrica a partir do aproveitamento de resíduos sólidos orgânicos no Brasil/Potential of electricity generation from the use of organic solid waste in Brazil**. Brazilian Journal of Development. Curitiba, v. 5, n. 12, p. 30092-30103, dec. 2019.

FONTANA, A.; PEREIRA, M. G. P.; DOS ANJOS, L. H. C; BENITES, V. M. Classificação de horizontes diagnósticos em níveis hierárquicos inferiores com base nas frações húmicas. **R. Bras. Ci. Solo**, v. 35. p. 313-324, 2011.

FONTANA, A.; PEREIRA, M.G.; LOSS, A.; CUNHA, T.J.F.; SALTON, J.C. Atributos de fertilidade e frações húmicas de um Latossolo Vermelho no Cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.41, p.847-853, 2006. DOI: 10.1590/S0100204X2006000500018.

GUARESCHI, R. F.; SILVA, A.; SILVA JUNIOR, H.R. da; PERIN, A., GAZOLLA, P. R. Adução orgânica na produção de biomassa de milho em Latossolo de cerrado. **Global Science and Technology**, Rio Verde, v. 06, n. 02, p.66 – 73, mai/ago. 2013.

GUERRA, J.G.M.; SANTOS, G. de A.; SILVA, L.S. da; CAMARGO, F.A.O. Macromoléculas e substâncias húmicas. In: SANTOS, G. de A.; SILVA, L.S. da; CANELLAS, L.P.; CAMARGO, F.A.O. **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2.ed. Porto Alegre: Metrópole, 2008. p.19-25.

HAN, L. et al. Some concepts of soil organic carbon characteristics and mineral interaction from a review of literature. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 94, p. 107-121, 2016.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Diretoria de Pesquisas. **Coordenação de Agropecuária, Pesquisa Trimestral do Abate de Animais, 2018 e 2019**. Disponível em <<https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/agricultura-e-pecuaria/9203-pesquisas-trimestrais-do-abate-de-animais.html?=&t=downloads>> Janeiro de 2020.

IHSS - International Humic Substances Society (2019) **Natural Organic Matter Research. Isolation of IHSS Samples**. Disponível em: <www.humicsubstances.org>. Acessado em: 14 de abril de 2019.

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

JUNIOR, C. H. A.; BOARETTO, A. E.; MURAOKA, T.; KIEHL, J. C. Uso agrícola de resíduos orgânicos potencialmente poluentes: Propriedades químicas do solo e produção vegetal. **Tópicos em ciência do solo** 4. 391-470 p. 2005.

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

KIEHL, E. J. **Fertilizantes Orgânicos**. Editora Agronômica Ceres, 492p.: il. Piracicaba, 1985.

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

KIEHL, E. J. **Novos fertilizantes orgânicos**. Piracicaba: Editora Degaspari, 238p. 2010.

KOMATSU, R. K.; SANTOS, C. H. P; SOUSA, J. C. Gestão de Resíduos: hábitos de descarte de resíduos derivados da produção agrícola das propriedades em assentamentos rurais/Waste Management: Waste Disposal Habits from Agricultural Production of Properties in Rural Settlements. **Id on Line Rev. Mult. Psic.** V.13, N. 44, 700-722p. 2019. ISSN 1981-1179

KONONOVA, M.M. **Soil organic matter: its nature, its role in soil formation and in soil fertility**. 2ed. New York: Pergamon Press, 1966. 544p.

LIAO, H. P.; LU, X. M.; RENSING, C.; FRIMAN, V. P.; GEISEN, S.; CHEN, Z.; YU, Z.; WEI, Z.; ZHOU, S.G.; ZHU, Y. G. Hyperthermophilic composting accelerates the removal of antibiotic resistance genes and mobile genetic elements in sewage sludge. **Environ. Sci. Technol.** v. 52, 266–276, 2017.

LIMA, T. M.; PASCOAL, P. R. P; CARVALHO, F. J.; LANA, R. M. Q. Adubação de milho crioulo com resíduos orgânicos em associação com *Azospirillum brasilense*. Revista **Brasileira de Agropecuária Sustentável (RBAS)**, v.9, n.2, p.9-16, Junho, 2019.

LIU, L; WANG, S.; GUO, X.; ZHAO, T.; ZHANG, B. Succession and diversity of microorganisms and their association with physicochemical properties during green waste thermophilic composting. **Waste Management**, v. 73, p. 101-112, 2018.

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*, 175, 406–416, 2015.

LORIN, H. E. F. Aproveitamento dos resíduos da cadeia produtiva do frango de Corte: compostagem, obtenção de chás de composto e uso dos Compostos como substratos para produção de muda. 2019. 109 f. **Tese (Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola)** - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2019.

LOSS, A.; PEREIRA, M. G.; SCHULTZ, N.; DOS ANJOS, L. H. C.; DA SILVA, E. M. R. Quantificação do carbono das substâncias húmicas em diferentes sistemas de uso do solo e épocas de avaliação. **Bragantia Instituto Agrônomo de Campinas**. Campinas-SP, v. 69, n. 4, p913-922, 2010.

MAPA. Instrução Normativa 61 de 08 de julho de 2020 do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Normatização dos fertilizantes orgânicos e biofertilizantes**. Brasília, DF. Diário Oficial da União seção 1, Edição 134. Pagina 5 setembro. 2020.

NADIA, O. F.; XIANG, L. Y.; LIE, L. Y.; ANUR, D.C.; AFANDI, M> P> M.; BAHARUDDIN, S. A. Investigation of physico-chemical properties and microbial community during poul try manure co-composting process. **Journal of environmental sciences**, vol 28, p81-94.

NELSON, D. W.; SOMMERS, L. E. Total carbon, organic carbon and organic matter. In PAGE, A. L.; MILLER, R. H.; KEENNEY, D.R. (Eds) **Methods of soil analysis**. 2 ed Madison: American Society of Agronomy, 1982. v. 2, p. 539-579.

OLIVEIRA, D. E. P. **Estudo de viabilidade da produção de energia elétrica a partir do biogás gerado pela biodigestão de resíduos sólidos orgânicos de uma central de abastecimento paulista**. Dissertação (Programa de Mestrado em Cidades Inteligentes e Sustentáveis) - Universidade Nove de Julho, São Paulo. 2019. 64 p.

OLIVEIRA, G. KELLY C.; SANTOS, C. V. M.; SILVA, I. P.; SILVA, D. P.; RUZENE, D. S. Resíduos agrícolas do nordeste brasileiro e seu potencial lignocelulósico. **Energias alternativas: tecnologias sustentáveis para o nordeste brasileiro**. Cap. 8; 2019.

PAREDES FILHO, M. V.; FLORENTINO, L. A. Utilização de micro-organismos eficazes no processo de compostagem/Utilization of effective microorganisms in the composting process. **Revista Brasileira de Engenharia de Biosistemas**, v. 10, n. 4, p. 375-382, 2016.

PARTANEN, P.; HULTMAN, J.; PAULIN, L.; AUVINEN, P.; ROMANTSCHUK, M. **Bacterial diversity at different stages of the composting process**. BMC Microbiol. V10, N 94. 2010.

PEREIRA NETO, J. T. **Manual de compostagem: processo de baixo custo**. UFV. Viçosa. 81 p. 2007.

RASAPOOR, M.; ADL, M.; POURAZIZI, B. Comparative evaluation of aeration methods for municipal solid waste composting from the perspective of resource management: a practical case study in Tehran, Iran. **Journal of Environmental Management**, v. 184, p. 528-534, 2016.

RESENDE, M.; CURI, N.; REZENDE, S.B.; CORRÊA, G.F. **Pedologia: base para distinção de ambientes**. 5.ed. rev. Lavras: UFLA, 2007. 322p.

RIBEIRO, A. C.; GUIMARÃES, P. T. G.; ALVAREZ, V. V. H. **Recomendações para uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais: 5ª Aproximação**. Viçosa, Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais. 359p. 1999.

ROSSET, J. S.; LANA, M. C.; PEREIRA, M. G.; SCHIAVO, J. A.; RAMPIM, L.; SARTO, M. V. M. Frações químicas e oxidáveis da matéria orgânica do solo sob diferentes sistemas de manejo, em Latossolo Vermelho. **Pesq. agropec. bras.**, Brasília, v.51, n.9, p.1529-1538, set. 2016.

SANTOS JÚNIOR, C. D. et al. Degradação de matéria orgânica terrestre por microrganismos do rio Amazonas–Metagenômica e genômica populacional. 2018. 225f. **Tese (Programa de Pós-Graduação em Genética Evolutiva e Biologia Molecular do Centro de Ciências Biológicas e da Saúde)** - Universidade Federal de São Carlos, 2019.

SCHLESINGER, W. H. Carbon balance in terrestrial detritus. **Annuual Reviews in Ecology of Systems**, v. 8, p. 51–81, 1977.

SIQUEIRA, T. M. O.; ABREU M. J. Fechando o ciclo dos resíduos orgânicos: compostagem inserida na vida urbana. **Ciência e Cultura** V68. N4; 38-43p. 2016.

SIVAKUMAR, K.; KUMAR, V. R. S.; JAGATHEESAN, P. R.; VISWANATHAN, K.; CHANDRASEKARAN, D. Seasonal variations in composting process of dead poultry birds. **Bioresource Technology**, v.99, p.3708-3713, 2008.

SOUZA, P. O.; MAHLER, C. F.; INÁCIO, C. T. Avaliação de diferentes inoculantes na compostagem em biorreatores de bancada. **Dissertação (mestrado)** – UFRJ/COPPE/Programa de Engenharia Civil. 107 p.: il. Rio de Janeiro: UFRJ/COPPE, 2016.

SUNADA, N. D. S.; ORRICO, A. C. A.; ORRICO JUNIOR, M. A. P.; CENTURION, S. R.; OLIVEIRA, A. B. D. M.; FERNANDES, A. R. M.; de LUCAS, J. J.; SENO, L. D. O. Composting of solid waste from poultry slaughterhouse. **Ciência Rural**, 45(1), 178-183. 2015.

TIQUIA, S. M.; WAN, J. H. & TAM, N. F. **Dynamics of yard trimmings composting as determined by dehydrogenase activity, ATP content, arginine ammonification, and nitrification potential**. *Process Biochemistry*, V 37(10), 1057-1065p. 2002.

VILELA, N. M. S. Comparação dos métodos de compostagem por leiras estáticas aeradas e por reviramento no tratamento da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos. 93 f. **Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil)** - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa. 2019.

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

ZHANG, L.; SUN, X.Y. Effects of rhamnolipid and initial compost particle size on the two-stage composting of green waste. **Bioresour. Technol.** v. 163, p. 112–122, 2014.

ZHANG, L.; ZHANG, J.; CHEN, Y.; YU M.; LU, L.; LI, H.; ZHU, Y.; YUAN, Y.; HUANG, A.; HE, L. Response of denitrifying genes coding for nitrite (nirK or nirS) and nitrous oxide (nosZ) reductases to different physico-chemical parameters during agricultural waste composting. **Applied microbiology and biotechnology**, v. 99(9), p. 4059-4070, 2015.

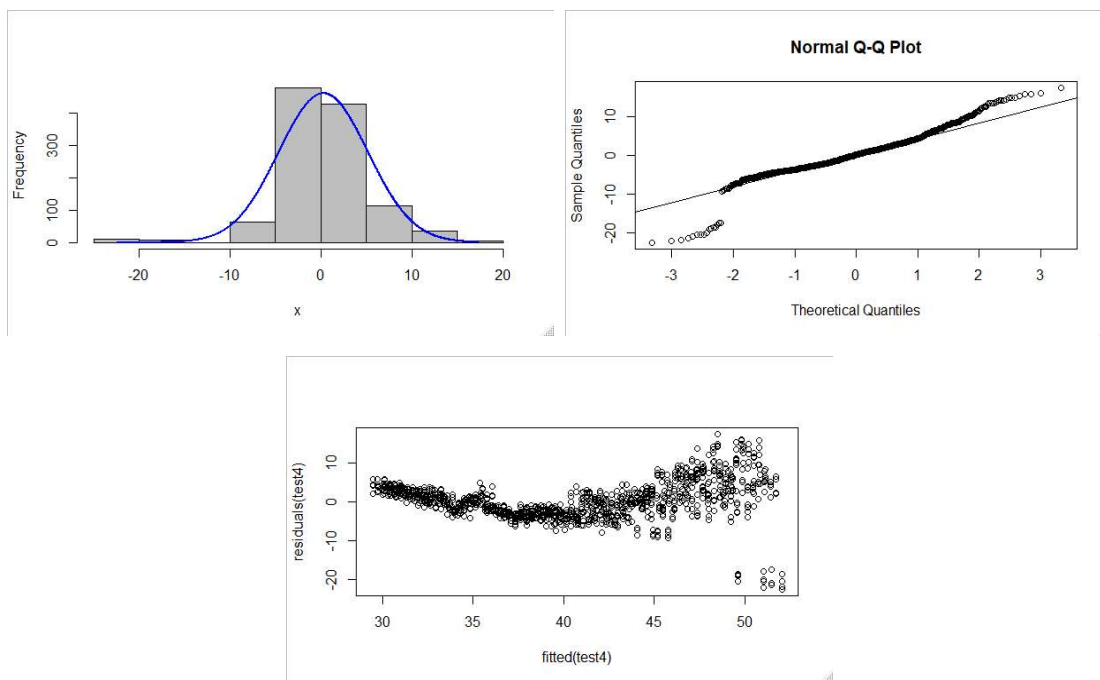
ZHAO, X-L. et al. Effect of four crop straws on transformation of organic matter during sewage sludge composting. **J. Integr. Agric.**, v.15:1, p.232-240, 2016.

ZHONG, X. Z.; MA, S. C.; WANG, S. P.; WANG, T. T.; SUN, Z. Y.; TANG, Y. Q.; Kida, K. A comparative study of composting the solid fraction of dairy manure with or without bulking material: performance and microbial community dynamics. **Bioresource technology**, v. 247, p. 443-452, 2018.

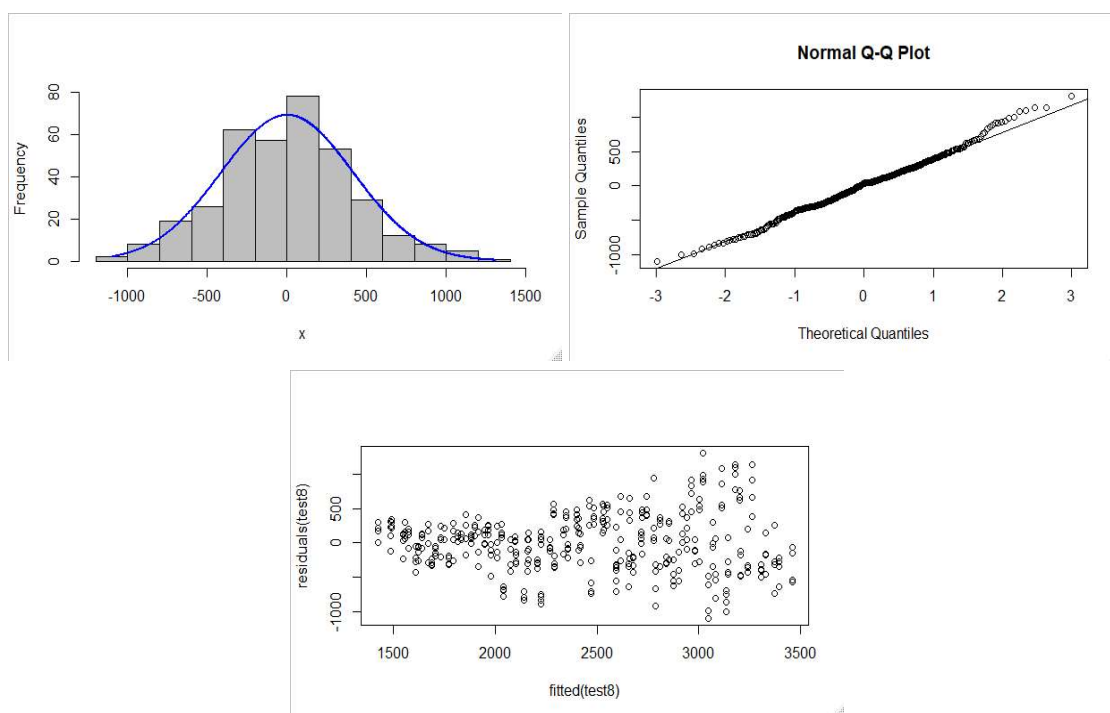
ZHOU, Y.; SELVAM, A.; WONG, J. W. C. Evaluation of humic substances during cocomposting of food waste, sawdust and Chinese medicinal herbal residues. **Bioresource Technology**, v. 168, p. 229-234, set., 2014.

APÊNDICES

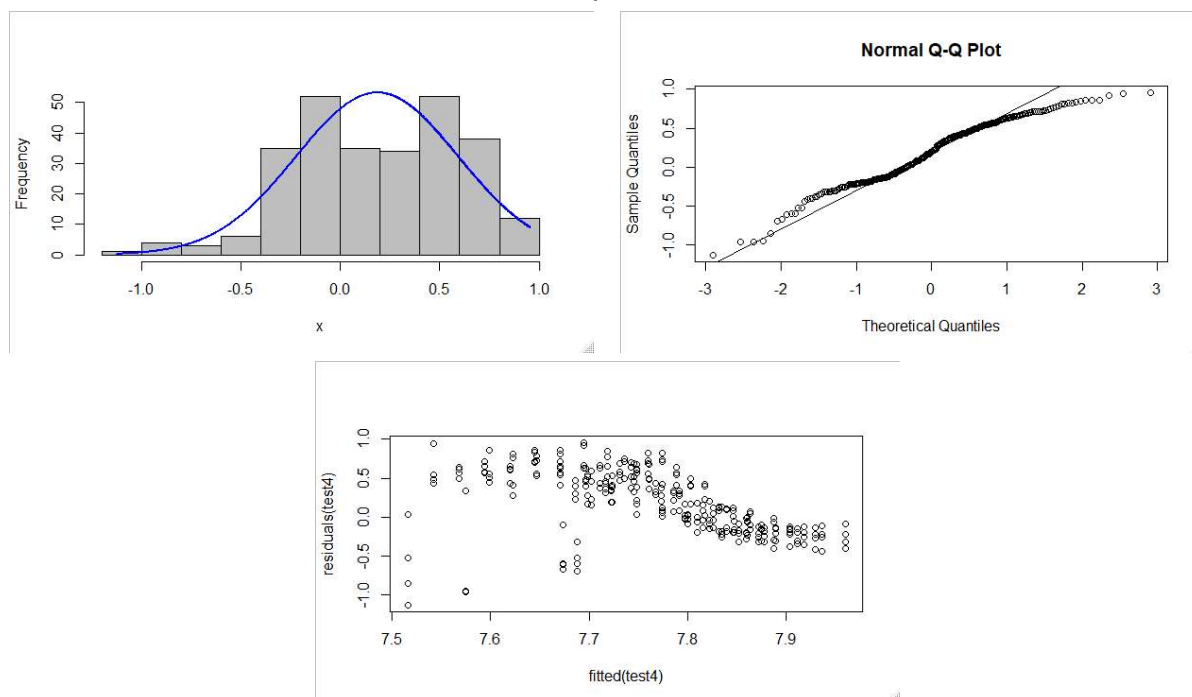
Apêndice 1: Gráficos da distribuição dos resíduos dos dados de temperatura até o 70º dia. Da análise de variância usando o modelo de medidas repetidas.



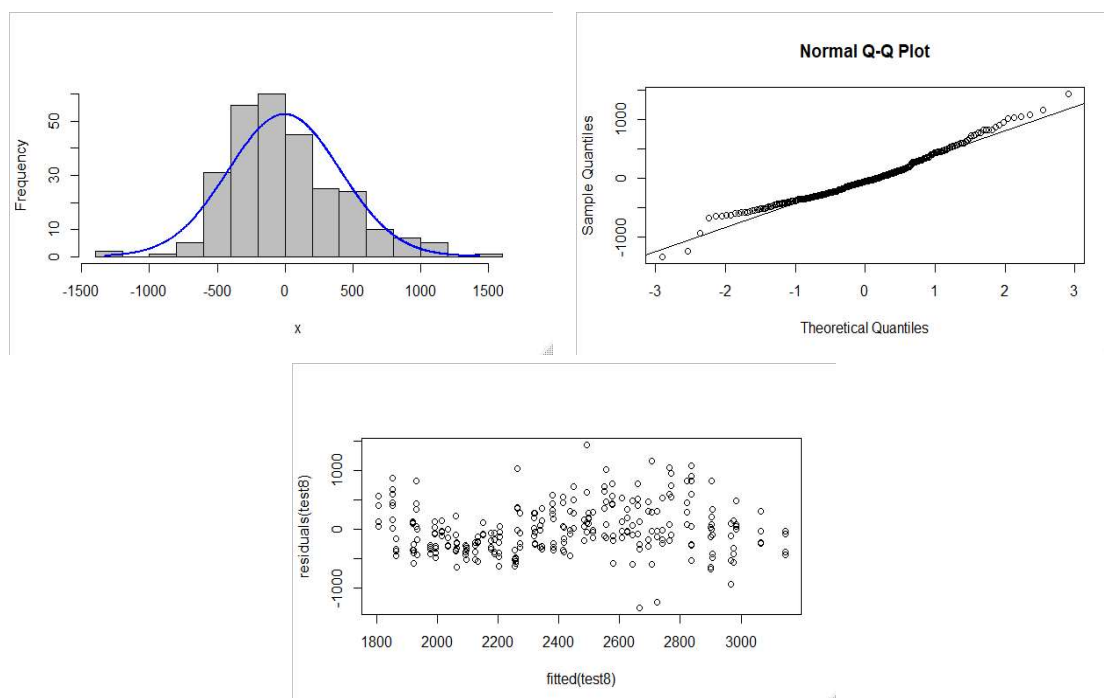
Apêndice 2: Gráficos da distribuição dos resíduos dos dados de temperatura até o 30º dia. Da análise de variância usando o modelo de medidas repetidas.



Apêndice 3: Gráficos da distribuição dos resíduos dos dados de pH. Da análise de variância usando o modelo de medidas repetidas.



Apêndice 4: Gráficos da distribuição dos resíduos dos dados de condutividade. Da análise de variância usando o modelo de medidas repetidas.



Apêndice 5: Tabela de análise de variância (Medidas repetidas) dos dados de temperatura, pH e condutividade.

Temperatura 70 dias	numDF	denDF	F-value	p-value	
(Intercept)		1	1115	20437,681	<0,0001
Tratamento	3		12	0,829	0,5031
Dia		1	1115	513,970	<0,0001
Tratamento : Dia	3		1115	0,381	0,7667
Temperatura 30 dias	numDF	denDF	F-value	p-value	
(Intercept)		1	345	8730,434	<0,0001
Tratamento	2		9	5,111	0,0329
Dia		1	345	466,327	<0,0001
Tratamento : Dia	2		345	0,143	0,8670
pH	numDF	denDF	F-value	p-value	
(Intercept)		1	252	11012,822	<0,0001
Tratamento	3		12	0,050	0,9846
Dia		1	252	3,285	0,0711
Tratamento : Semana	3		252	0,102	0,9588
Condutividade elétrica	numDF	denDF	F-value	p-value	
(Intercept)		1	252	3871,262	<0,0001
Tratamento	3		12	1,708	0,2183
Dia		1	252	87,610	<0,0001
Tratamento : Semana	3		252	0,460	0,7107

Apêndice 6: Tabela de análise de variância (Medidas repetidas) dos Teores de carbono, nitrogênio e relação C/N.

Teor de Carbono	numDF	denDF	F-value	p-value	
(Intercept)		1	124	11080,246	<0,0001
Tratamento	3	12		0,504	0,6869
Dia	1	124		40,153	<0,0001
Tratamento : Semana	3	124		1,640	0,1836
Teor de Nitrogênio	numDF	denDF	F-value	p-value	
(Intercept)		1	124	1565,1250	<0,0001
Tratamento	3	12		2,0003	0,1846
Dia	1	124		54,1661	<0,0001
Bloco	3	124		4,4889	0,0345
Tratamento : Semana	3			0,9828	0,4033
Relação C/N	numDF	denDF	F-value	p-value	
(Intercept)		1	124	12557,778	<0,0001
Tratamento	3	12		2,027	0,1639
Dia	1	124		120,796	<0,0001
Tratamento : Semana	3	124		0,808	0,4915

Apêndice 7: Tabela de análise de variância (Medidas repetidas) dos Teores de fósforo, e potássio (teor disponível e total).

Teor Fósforo Disp.	numDF	denDF	F-value	p-value	
(Intercept)		1	124	4748,970	<0,0001
Tratamento	3	12		0,003	0,9998
Dia	1	124		134,567	<0,0001
Tratamento : Semana	3	124		0,068	0,9769
Teor Potássio Disp.	numDF	denDF	F-value	p-value	
(Intercept)		1	124	48940,22	<0,0001
Tratamento	3	12		0,25	0,8567
Dia	1	124		30,75	<0,0001
Tratamento : Semana	3	124		0,13	0,9393
Teor Fósforo Total	numDF	denDF	F-value	p-value	
(Intercept)		1	44	6648,630	<0,0001
Tratamento	3	12		0,108	0,9536
Dia	1	44		165,295	<0,0001
Tratamento : Semana	3	44		0,145	0,9321
Teor Potássio Total	numDF	denDF	F-value	p-value	
(Intercept)		1	44	131613,50	<0,0001
Tratamento	3	12		2,46	01130
Dia	1	44		0,32	0,5738
Tratamento : Semana	3	44		0,68	0,5703

Apêndice 8: Tabela de análise de variância (ANOVA) dos dados de fertilidade do composto no final do experimento. O efeito do bloco foi desconsiderado por não apresentar diferença significativa.

Descrição	SQ tratamento	QM tratamento	SQ resíduos	QM resíduos	P-valor	CV (%)
GL		3		12	-	-
Umidade Ar	46,51	15,5	165,92	13,83	0,379	12,04
Umidade 75°	79,88	26,63	188,08	15,67	0,22	11,13
Nitrogênio	0,3045	0,1015	0,4899	0,0408	0,11	16,14
Fósforo	0,0075	0,0025	0,0409	0,0034	0,553	20,50
Potássio	0,0176	0,0058	0,6976	0,0581	0,958	24,53
Cálcio	1,330	0,4433	4,295	0,3579	0,339	29,56
Magnésio	0,0127	0,0042	0,0651	0,0054	0,525	25,90
Enxofre	0,2482	0,0083	0,0407	0,0034	0,115	31,95
Carbono	9,874	3,261	17,222	1,435	0,132	13,01
Sódio	$7,32 \times 10^{-5}$	$2,44 \times 10^{-5}$	$6,98 \times 10^{-4}$	$5,82 \times 10^{-5}$	0,743	34,89
Zinco	237,3	79,11	2424,2	202,02	0,761	14,69
Manganês	69488	23163	360518	30043	0,532	62,62
Cobre	32,48	10,83	127,03	10,59	0,417	13,74
Boro	46,57	15,52	238,45	19,87	0,527	16,91
Ferro	12327364	4109121	34501087	2875091	0,283	19,13
pH	0,0713	0,0238	0,1726	0,0144	0,23	1,69
C/N	14,542	4,847	9,493	0,791	0,009	17,21

Apêndice 9: Tabela de análise de variância (ANOVA) dos dados de fracionamento da matéria orgânica do composto no final do experimento. O efeito do bloco foi desconsiderado por não apresentar diferença significativa.

Descrição	SQ tratamento	QM tratamento	SQ resíduos	QM resíduos	F-valor	P-valor
GL		3		12	-	-
Ácido Fúlvico Livre - AFL	0,0000	0,0000	0,4516	0,03764	0,000	1,00
Ácido Fúlvico - AF	0,0701	0,02337	0,7583	0,0632	0,37	0,78
Ácido Húmico - AH	0,971	0,3236	17,971	1,4976	0,216	0,88
Extrato alcalino - EA	1,053	0,3509	21,372	1,781	0,197	0,90
Huminas - H *	27,77	9,255	29,45	2,454	3,771	0,04
Carbono Total - CT	1752	584	8272	689,3	0,847	0,49
Relação AH/AF	0,397	0,1324	3,933	0,3278	0,404	0,75
Relação SH/H *	0,0208	0,0069	0,0212	0,0018	3,922	0,04

Obs.: “**” os dados foram transformados para melhorar a distribuição normal.

Apêndice 10: Tabela de análise de variância (ANOVA) dos dados de unidades formadoras de colônias de bactérias degradadoras do composto no final do experimento. O efeito do bloco foi desconsiderado por não apresentar diferença significativa.

Descrição	SQ tratamento	QM tratamento	SQ resíduos	QM resíduos	F-valor	P-valor
GL		3		12	-	-
Bactérias Amilolíticas	$1,023 \times 10^{13}$	$3,411 \times 10^{12}$	$7,367 \times 10^{13}$	$6,139 \times 10^{12}$	0,556	0,65
Bactérias Proteolíticas	$4,332 \times 10^{12}$	$1,441 \times 10^{12}$	$1,177 \times 10^{14}$	$9,807 \times 10^{12}$	0,147	0,93
Bactérias Celulolíticas	$2,422 \times 10^{11}$	$8,074 \times 10^{10}$	$1,508 \times 10^{12}$	$1,257 \times 10^{11}$	0,642	0,60
Bactérias Queratinolíticas	$2,337 \times 10^{13}$	$7,789 \times 10^{12}$	$2,863 \times 10^{14}$	$2,386 \times 10^{13}$	0,326	0,81
Bactérias Ligninolíticas	$2,162 \times 10^{11}$	$7,206 \times 10^{10}$	$1,514 \times 10^{12}$	$1,261 \times 10^{11}$	0,571	0,65
Bactérias Sol. de Fosf.*	$8,058 \times 10^{10}$	$2,686 \times 10^{10}$	$8,181 \times 10^{11}$	$6,818 \times 10^{10}$	0,394	0,76

Obs.: “**” Bactérias solubilizadoras de fosfato.

Apêndice 11: Tabela de análise de variância (ANOVA) referentes as variáveis coletadas no bioensaio de milho em potes.

Descrição	SQ tratamento	QM tratamento	SQ resíduos	QM resíduos	P-valor	CV (%)
GL		3		20	-	-
Número de Folhas	0,4583	0,1528	2	0,1	0,238	3,94
Diâmetro do colmo	0,014	0,0046	0,09	0,0047	0,419	7,25
Altura da planta	31,2	10,39	589,3	29,46	0,788	6,68
Comprimento folha	7,81	2,603	221,36	11,068	0,871	5,44
Largura folha	0,2475	0,0825	2,5308	0,1265	0,591	9,41
Peso fresco parte aérea	9,75	3,249	253,07	12,653	0,856	15,47
Peso fresco raiz	8,72	2,906	218,96	10,948	0,849	26,76
Peso fresco total	30,7	10,23	810,7	40,54	0,859	17,99
Relação PA/R fresco	0,0973	0,03243	2,3554	0,1177	0,842	16,97
Peso seco parte aérea	0,162	0,5415	3,996	0,1998	0,846	16,58
Peso seco raiz	0,0509	0,01697	1,9857	0,0992	0,915	18,51
Peso seco total	0,378	0,126	10,99	0,5495	0,875	16,85
Relação PA/R seco	0,011	0,0036	0,3743	0,0187	0,899	8,08