**Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”**

Efeito da aplicação de inoculantes na compostagem de resíduos urbanos

Rafael Fabri Pereira

Dissertação apresentada para obtenção do título de
Mestre em Ciências. Área de concentração: Solos e
Nutrição de Plantas

**Piracicaba
2017**

Rafael Fabri Pereira
Bacharel em Agronomia

Efeito da aplicação de inoculantes na compostagem de resíduos urbanos

Orientador:
Prof. Dr. **CARLOS EDUARDO PELLEGRINO CERRI**

Dissertação apresentada para obtenção do título de
Mestre em Ciências. Área de concentração: Solos e
Nutrição de Plantas

Piracicaba
2017

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
DIVISÃO DE BIBLIOTECA – DIBD/ESALQ/USP

Pereira, Rafael Fabri

Efeito da aplicação de inoculantes na compostagem de resíduos urbanos / Rafael Fabri Pereira. - - Piracicaba, 2017.

71 p.

Dissertação (Mestrado) - - USP / Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz".

1. Matéria orgânica lábil 2. Degradação aeróbia 3. Composto 4. Rejeito
I. Título

SUMÁRIO

RESUMO	5
ABSTRACT	6
1. INTRODUÇÃO	7
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	11
2.1. MATÉRIA ORGÂNICA: COMPOSIÇÃO, DEGRADAÇÃO E COMPARTIMENTOS.....	11
2.2. METABOLISMOS MICROBIANOS E EMISSÃO DE GASES	14
2.3. COMPOSTAGEM: CARACTERÍSTICAS E INFLUÊNCIAS	17
3. MATERIAL E MÉTODOS	23
3.1. CONDIÇÕES GERAIS DA ÁREA DE ESTUDO PARA A COMPOSTAGEM	23
3.2. FORMULAÇÃO DO INOCULANTE.....	24
3.3. APLICAÇÃO DOS INOCULANTES	26
3.4. CONDUÇÃO DA COMPOSTAGEM.....	26
3.5. AVALIAÇÃO DOS ATRIBUTOS FÍSICOS: TEMPERATURA, UMIDADE E DENSIDADE	27
3.5.1. TEMPERATURA.....	27
3.5.2. DETERMINAÇÃO DA DENSIDADE.....	28
3.5.3. DETERMINAÇÃO DA UMIDADE	28
3.6. AVALIAÇÕES QUÍMICAS	28
3.6.1. DETERMINAÇÃO DO PH	29
3.6.2. DETERMINAÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA TOTAL DO RESÍDUO MINERAL	29
3.6.3. DETERMINAÇÃO DO CARBONO ORGÂNICO	30
3.6.4. DETERMINAÇÃO DO NITROGÊNIO TOTAL.....	30
3.6.5. PREPARO DO EXTRATO ÁCIDO	31
3.6.6. DETERMINAÇÃO DO Ca^{+2} , Mg^{+2} E K_2O	32
3.6.7. DETERMINAÇÃO DO P_2O_5	32
3.6.8. DETERMINAÇÃO DO S	33
3.7. CARACTERIZAÇÃO DA COMUNIDADE MICROBIANA	33
3.8. AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA MATÉRIA ORGÂNICA	34
3.8.1. FRACIONAMENTO FÍSICO	34
3.8.2. DETERMINAÇÃO DO C E DO N DAS FRAÇÕES OBTIDAS VIA FRACIONAMENTO FÍSICO	35
3.8.3. DETERMINAÇÃO DA RELAÇÃO C/N	36
3.8.4. ANÁLISE DA LABILIDADE DA MATÉRIA ORGÂNICA	36
3.9. AVALIAÇÃO DA EMISSÃO DE GASES	37
3.10. FORMA DE ANÁLISE DOS RESULTADOS	38
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	39
4.1. CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DO COMPOSTO.....	39
4.1.1. ATRIBUTOS FÍSICOS	39
4.1.2. ÍNDICE PH	40
4.1.3. CONTEÚDO DE MACRONUTRIENTES.....	42
4.2. AVALIAÇÃO DA ATIVIDADE MICROBIANA.....	44
4.3. AVALIAÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA	46
4.3.1. FRACIONAMENTO FÍSICO DA MATÉRIA ORGÂNICA.....	46
4.3.2. TEORES DE C E NDAS FRAÇÕES DA MATÉRIA ORGÂNICA.....	48
4.3.2.1. FRAÇÃO MINERAL.....	48
4.3.2.2. FRAÇÃO ORGÂNICA.....	49
4.3.2.3. FRAÇÃO ORGANOMINERAL	49
4.3.2.4. FRAÇÃO SILTE+ARGILA	50
4.3.2.5. CONTEÚDO DE C E N NAS FRAÇÕES DA MATÉRIA ORGÂNICA	51
4.3.3. RELAÇÃO C/N.....	52
4.3.4. LABILIDADE DA MATÉRIA ORGÂNICA	53
4.4. EMISSÃO DE GASES DO EFEITO ESTUFA	53
4.4.1. DIÓXIDO DE CARBONO.....	53
4.4.2. METANO	56

4.4.3. ÓXIDO NITROSO	58
4.4.4. EQUIVALENTE EM CARBONO.....	60
4.5. INTEGRAÇÃO DOS FATORES DE INFLUÊNCIA NA COMPOSTAGEM.....	61
5. CONCLUSÃO.....	65
REFERÊNCIAS.....	67

RESUMO

Efeito da aplicação de inoculantes na compostagem de resíduos urbanos

O processo de compostagem é considerado um dos principais métodos sustentáveis de tratamento de rejeitos orgânicos provenientes dos centros urbanos. Sua importância reside em sua capacidade de sanitizar o material, estabilizar sua fração orgânica e ainda disponibilizar um produto final com características físico-químicas e biológicas que promoverão uma melhoria no sistema produtivo quando aplicado ao solo. Todavia, são vários os fatores que influenciam o desenvolvimento desse processo e exigem um equilíbrio tal que nos casos em que esse tratamento de resíduo é aplicado, muitas vezes o processo é incompleto e o produto final não apresenta as características adequadas de sanitização ou de promoção da qualidade do solo. Portanto, o presente estudo objetivou avaliar o efeito da aplicação de inoculantes no desenvolvimento do processo de compostagem e a influência dessa aplicação nas características do produto final, sob a hipótese de que a adição de compostos biológicos energéticos aos resíduos promove a ação decompositora e potencializa o processo da compostagem. Para isso foram montadas leiras de compostagem com material orgânico produzido nos centros urbanos. Foram avaliados os seguintes tratamentos: inoculante usado em compostagem industrial, inoculante desenvolvido pelos pesquisadores e controle (pilhas de controle sem aplicação de inoculantes). Todas as leiras de compostagem foram avaliadas quando à sua temperatura, umidade e densidade, seu pH e conteúdo de macronutrientes, sua atividade microbiana, sua qualidade da matéria orgânica e emissão de gases do efeito estufa. Os dados obtidos demonstraram que o perfil da temperatura das leiras ao longo do processo acompanha o comportamento da atividade microbiológica. Os inoculantes aplicados não alteraram as condições físico-químicas do processo quando comparados ao controle. Foi observado um acúmulo de carbono na menor fração da matéria orgânica, indicando formação de substâncias recalcitrantes pela decomposição. A análise da emissão de gases do efeito estufa demonstrou que esse fator pode ser influenciado pelos manejos realizados sobre a leira de compostagem. Constatou-se que o uso de inoculantes não alterou significativamente nenhum dos parâmetros avaliados quando comparado ao controle, sendo que seu uso não promoveu melhorias na qualidade do produto final, nem tampouco se mostrou essencial ao bom desenvolvimento do processo de compostagem quando se trata resíduos orgânicos, que apresentam facilidade de decomposição.

Palavras-chave: Matéria orgânica lábil; Degradação aeróbia; Composto; Rejeito

ABSTRACT

Effect of inoculant application on urban waste composting

The composting process is considered one of the main sustainable methods for treatment of the organic waste from urban centers. Its importance lies in its ability to sanitize the material, stabilize its organic fraction and also provide a final product with biological and physicochemical characteristics that will promote an improvement in the productive system when applied to the soil. However, the factors that influence the development of this process are so many and require such an equilibrium that in cases where this residue treatment methodology is applied, the process is often incomplete and the final product does not have the appropriate sanitation or characteristics that promote soil quality. Therefore, the present study aimed to evaluate the effect of inoculant application on the development of the composting process and the influence of this application on the final product's characteristics. For this, composting piles were assembled with organic material produced in urban centers and applied an inoculant used in industrial composting, another one developed by the researchers and control cells were maintained without applications. All compost beds were evaluated for their temperature, humidity and density, their pH and macronutrient content were measured, along with its microbial activity, quality of organic matter and the greenhouse gas emissions. The data obtained showed that the profile of the temperature of the piles during the process followed the behavior of the microbiological activity. The inoculants applied did not alter the physicochemical conditions of the process when compared to the control. It was observed a carbon accumulation in the smallest fraction of the organic matter, indicating the formation of recalcitrant substances by the decomposition. The analysis of greenhouse gas emissions showed that the management of the composting pile could influence this factor. It was found that the use of inoculants did not significantly alter any of the evaluated parameters when compared to control, and its use did not promote improvements in the final product's quality, nor was it essential for the proper development of their composting process when dealing with organic urban waste, which is easily decomposed.

Keywords: Labile organic matter; Aerobic degradation; Compost; Trash

1. INTRODUÇÃO

No ano de 2008 foi realizada pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) a última Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB), a qual revelou que a população brasileira produz, em média, 260 mil toneladas de resíduos sólidos por dia, e desse montante aproximadamente 52% provém de origem orgânica. Isso equivale a cerca de 50 milhões de toneladas de material orgânico descartados por ano. Os destinos mais comuns desses resíduos são aterros sanitários (64%), aterros controlados (16%), lixões a céu aberto (18%) e outros (2%), sendo que a proporção entre os locais de destinação final dos resíduos podem variar muito em algumas regiões do país. A situação pode ser mais alarmante, uma vez que tais estatísticas contemplam apenas os resíduos recebidos em unidades de destinação final, desconsiderando quaisquer formas irregulares ou ilegais de disposição dos resíduos (IBGE, 2008).

Ao longo dos últimos anos esse percentual poder ter sido alterado devido à nova Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), Lei n. 12.305, promulgada em 2010, que estabelece um prazo limitado para a cessação do uso de lixões e a implantação da coleta seletiva nos municípios. Porém a PNSB demonstra que a dimensão do problema é suficiente para inspirar preocupação e cuidados consideráveis, principalmente nos municípios das regiões Norte e Nordeste, pois apresentam a maior porcentagem de resíduos destinados incorretamente em lixões, a saber, 85,5% e 89,3% respectivamente (IBGE 2010; Ferri et al. 2013).

A contaminação de solos é um dos principais problemas ambientais da atualidade e é uma das diversas e graves consequências que a disposição inadequada de resíduos no solo acarreta (Simoneto; Löbner, 2014). No caso específico do descarte inadequado de resíduos orgânicos, pode-se provocar disseminação de doenças, pelo fato do material orgânico atrair insetos transmissores de doenças e ser fonte de inóculos de microrganismos patogênicos (Jardim et al. 1995). O material orgânico mal gerido pode também contaminar as águas subterrâneas, através do percolado denominado chorume, líquido que escoa de resíduos orgânicos mal decompostos, inviabilizando-as para o consumo e uso em geral. Ainda, a disposição de resíduos orgânicos nos lixões apresenta riscos de explosões, uma vez que durante a decomposição parte dos gases inflamáveis é emitida e parte fica retida no solo (Kiehl, 1985; Alves, 1998;).

O aumento populacional e do desenvolvimento em geral, que consequentemente proporciona um crescimento da geração de resíduos, tende a agravar esse quadro de contaminação, exigindo alternativas eficazes para a solução desse problema, como o processo de compostagem (Fagundes, 2009; Ferreira, et al., 2014; Xu et al., 2016).

A compostagem é prevista pela PNRS como o principal modo de tratamento dos resíduos orgânicos. Ela é definida como um processo de decomposição predominantemente aeróbio, controlado, de materiais orgânicos cujo resultado é a produção de substâncias de composição similar ao húmus do solo e com minerais, através da atuação do metabolismo microbiano e de reações químicas e físicas (Peigné; Girardin, 2004). A duração desse processo pode variar de poucos meses (3 a 5) até dois anos, dependendo do material que será utilizado no processo, sua origem e composição química. Ao longo desse período ocorre um aumento na temperatura, permanecendo acima de 55°C durante 3 a 15 dias, efeito que se mostra importante para a sanitização do composto, uma vez que inviabiliza a germinação de sementes de plantas indesejadas (ervas daninhas) e reduz a população de patógenos, destruindo-os por excesso de calor. Para a manutenção da condição ótima de atuação dos microrganismos decompositores, é necessário resfriar o composto, por meio de aeração ou revolvimento, caso a temperatura ultrapasse 70°C por tempo indefinido. A finalização do processo da compostagem se dá quando a temperatura do composto baixar para o nível do ambiente (Santos et al., 2008).

O produto resultante da compostagem pode ser um excelente condicionador para o solo (Strojaki et al. 2013). O composto orgânico pode atuar no solo melhorando suas características físicas, como a aeração, a infiltração e a retenção de água, a estruturação e a porosidade (Novais et al. 2007), contribuindo ainda para melhorar as propriedades químicas do solo, por exemplo sua capacidade de troca catiônica (CTC) (Strojaki et al., 2013), e ainda promovendo melhoras nas suas condições biológicas, estimulando o desenvolvimento de microrganismos benéficos para as plantas em detrimento dos patógenos (Leal et al., 2013). A compostagem de resíduos, subprodutos e materiais orgânicos pode ainda suprir a crescente demanda por fertilizantes orgânicos, aumentando a sustentabilidade dos sistemas produtivos (Matos et al., 1998; Febrer, 2002; Magalhães et al., 2006; Xu et al., 2016).

Strojaki et al. (2013) ao avaliarem o potencial do composto de lixo urbano como fertilizante orgânico aplicado às culturas de milho e girassol, observaram que incrementos nas doses do composto proporcionavam uma redução linear da acidez potencial do solo, o que por sua vez contribuiu para um aumento nos valores do índice SMP, concluindo assim que esse composto pode apresentar caráter corretivo, uma vez que elevou a saturação por base de 77% para 85%, também com significativos aumentos nos teores de Ca e Mg no solo.

A despeito dos resultados positivos do uso do composto final como fertilizante orgânico e do baixo custo operacional do processo, ainda há pouca propagação da compostagem de resíduos orgânicos oriundos de rejeitos urbanos e industriais como modo de tratamento ambiental. Quando é praticada, a compostagem vem sendo tratada quase que exclusivamente sob a perspectiva de

eliminar o resíduo, e não como um processo industrial, que gera um produto de valor comercial e que necessita de controle ambiental e de qualidade (Alcantara, 2010; MMA, 2010).

Processos biológicos podem ser isolados, influenciados e controlados pela ação humana pelo uso de meios de cultura de microrganismos (Black, 2002). Para promover o desenvolvimento microbiano sobre um meio de cultura é preciso haver compostos que permitam o crescimento celular, não necessariamente atendendo a todos os requerimentos nutricionais, mas fornecendo os nutrientes essenciais, como carboidratos simples e proteínas, em grandes quantidades, e assim, a população de microrganismos no substrato pode exercer seu metabolismo de modo potencializado (Madigan et al., 2010).

Pelo exposto, torna-se importante o desenvolvimento de métodos alternativos de produção, até mesmo em larga escala, que possibilitem, disseminem e facilitem o uso industrial da compostagem de modo a estabelecê-la como prática rentável e destinação final ambientalmente adequada. Com isso em vista, propõe-se a hipótese de que a utilização de compostos biológicos altamente energéticos como substrato para desenvolvimento microbiano, aplicado como inoculante, aumenta o desenvolvimento microbiano, e como consequência a aplicação de tais técnicas aos microrganismos responsáveis pela compostagem promoverá significativamente o processo, resultando em um composto final de qualidades químicas similares ou superiores àquele produzido pelos métodos convencionais de compostagem.

Assim sendo, o presente trabalho teve como objetivo geral desenvolver e avaliar um processo de compostagem influenciado pela ação de microrganismos provenientes de inoculantes, adicionados ao resíduo orgânico. Idealmente, o produto final deverá manter as características desejáveis de um produto adequadamente decomposto, apresentando as seguintes características: temperatura ambiente, relação C/N baixa, ausência de odor, ausência de chorume e passível de ser usado como adubação orgânica multinutriente. Para esse fim, propôs-se, como objetivos específicos, monitorar as diferentes temperaturas atingidas pelos diferentes métodos de compostagem, com e sem inoculantes, avaliar os produtos da compostagem quanto a suas características químicas (qualidade da matéria orgânica, teor de nutrientes, pH, relação C/N), biológicas (atividade microbiana) e quantificar a emissão de gases do efeito estufa (CO₂, CH₄ e N₂O) oriundos das diferentes formas de compostagem.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Matéria Orgânica: composição, degradação e compartimentos

O solo é um compartimento terrestre que apresenta ligação com os processos que ocorrem na atmosfera, na hidrosfera, na litosfera e biosfera. Em sua composição apresenta as três fases físicas da matéria simultaneamente, sendo que a maior delas, a fase sólida, é composta pelas frações mineral e orgânica. A fração orgânica corresponde à matéria orgânica do solo (MOS) e sua composição é baseada em C, H, O, N, P e S, sendo que desses elementos o carbono é o mais abundante na matéria orgânica e o teor de C orgânico no solo está diretamente ligado à quantidade de MOS (Novais et al., 2007).

Material orgânico é todo aquele que só pode ser sintetizado a partir de reações bioquímicas de um metabolismo de um ser vivo. Matéria orgânica pode ser definida como todos os derivados de materiais de origem animal ou vegetal incorporados ou dispostos sobre o solo, na forma viva ou em diversos estágios de degradação, excluindo-se a parte aérea das plantas (Santos et al., 2008).

As transformações do C no solo são basicamente duas: fixação e regeneração. A fixação é a transformação de C mineral em C orgânico realizada pelo metabolismo dos organismos fotossintéticos como as plantas, algas e bactérias autotróficas. Esses seres utilizam o CO₂ atmosférico para sintetizar compostos hidrocarbonados de complexidade variável, como amido, celulose, lignina, proteínas, lipídeos, ácidos nucleicos e outros, incorporando nas cadeias desses compostos elementos retirados do solo como o N, P e S. Após a fixação, o aporte do C no solo depende, basicamente, do aporte de pluviolixiviados solúveis da planta, liteira e resíduos de biomassa aérea e radicular das plantas e exsudatos radiculares ao solo e da transformação desses materiais carbonados pelos macro e microrganismos do solo. Durante essas transformações os organismos regeneram o CO₂ por meio das reações de oxidação respiratória. A fase de regeneração corresponde às diferentes etapas de decomposição da MOS pela ação dos microrganismos do solo (Hillel et al., 2005; Novais et al., 2007).

A decomposição da matéria orgânica do solo pode ser conceituada como a quebra da estrutura físico-química dos compostos de origem orgânica, visando a obtenção de energia pelos organismos atuantes na degradação. Em geral a degradação da matéria orgânica resulta em energia para o decompositor e forma uma molécula quimicamente menos complexa, que pode ou não ser liberada para o meio. Na escala macroscópica, existe grande importância na ação decompositora da macro e mesofauna do solo. Elas são responsáveis por fazer a partição mecânica inicial da MOS, formando frações menores de resíduos e aumentando a área superficial de ação dos microrganismos. O metabolismo microbiano é responsável pela transformação bioquímica da

matéria orgânica, por meio da liberação de enzimas extracelulares. Essas proteínas especializadas em catalisar as reações químicas aceleram a quebra das ligações moleculares e formam compostos mais simples, que podem atravessar a membrana celular e serem usados pelo microrganismo em seu desenvolvimento (Hillel et al., 2005; Lal, 2006; Lehmann; Kleber, 2015).

A intensidade e a velocidade da degradação da MOS depende de diversos fatores. Todo ser vivo precisa de água em seu organismo para sobreviver, portanto a umidade é um fator essencial para que haja decomposição. A temperatura regula o funcionamento do metabolismo e a taxa de decomposição da MOS. Os microrganismos aeróbios tem maior eficiência na conversão de energia, por isso o teor de oxigênio influencia a taxa de decomposição. O pH do solo determina a atividade enzimática e pode limitar a sobrevivência de certos organismos decompositores. Além disso, a complexidade química da cadeia dos compostos a serem degradados influencia a velocidade de decomposição, uma vez que compostos simples e prontamente utilizáveis como a glicose são degradados quase que instantaneamente e os mais complexos, com diversos radicais orgânicos distintos, como a lignina, e que exigem diversas enzimas diferentes para serem quebrados são muito persistentes no solo (Novais et al., 2007; Santos et al., 2008; Liska et al., 2014).

O fracionamento da matéria orgânica em tamanhos menores, a degradação química de seus compostos, bem como as diferentes funções e composições da matéria orgânica do solo permitem classificar os seus constituintes nas diversas fases de degradação em diferentes compartimentos, que possuem estrutura, função e composição mais semelhantes entre si, de modo a melhor compreender o funcionamento da MOS (Novais et al., 2007; Santos et al., 2008, Lehmann; Kleber, 2015).

Em um sentido mais amplo, a matéria orgânica do solo pode ser compreendida como a fração do solo que contém os seres vivos e seus derivados em diversos graus de decomposição. O primeiro compartimento da MOS é a matéria orgânica viva, parte que dificilmente ultrapassa 4% do carbono orgânico total do solo e que apresenta três subdivisões: raízes (5-10%), macro e mesofauna do solo (15-30%) e microrganismos (60-80%). Apesar de ser um baixo percentual do total da MOS, a fração viva é a responsável por toda a dinâmica de transformação dos compostos orgânicos do solo, mineralização, imobilização e humificação. As raízes são fonte direta de carbono para o solo, pela imobilização temporária do C, que retorna ao solo após a senescência. Elas ainda influenciam indiretamente pela liberação de exsudatos radiculares, que são compostos orgânicos diversos. Cerca de 30-60% do C fixado pela fotossíntese é translocado para as raízes, e desse montante quase 70% podem ser liberados para a rizosfera. A macro e mesofauna atuam na redução do tamanho das partículas orgânicas, misturam os componentes orgânicos e inorgânicos do solo, regulam e distribuem os microrganismos, dependendo da sua forma de alimentação. A biomassa

microbiana é a principal constituinte da matéria orgânica viva, correspondendo a cerca de 1-3% do carbono orgânico total do solo. Ela atua como agente decompositor e como reserva lábil de C e outros nutrientes para o solo. Os processos realizados pela microbiota para obtenção de energia, como as reações de oxirredução e complexação influenciam o ciclo dos nutrientes e sua disponibilidade para as plantas (Lal, 2006; Novais et al., 2007; Santos et al., 2008).

O segundo compartimento da MOS é a matéria orgânica não-vivente, que contribui com até 98% do carbono orgânico total do solo. Esse compartimento pode ser subdividido em duas frações: matéria macrororgânica (3-20%) e húmus (80-97%). A matéria macrororgânica, também denominada matéria orgânica leve (MOL) é composta basicamente por restos estruturais de seres vivos, principalmente vegetais, em diferentes estágios de alteração e seu conteúdo está associado ao aporte de resíduos orgânicos ao solo, que sejam produzidos *in situ*, aplicados, ou decorrentes de práticas de manejo conservacionistas. A MOL pode ser classificada em livre, aquela quimicamente mais similar aos restos vegetais e com taxa de decomposição geralmente mais alta, e oclusa, aquela com grau mais avançado de transformação e de ciclagem mais lenta, frações que podem ser determinadas pelo fracionamento físico, por meio da diferença de densidade entre elas, sendo a oclusa mais densa que a livre (Novais et al., 2007).

O húmus é o compartimento que compreende as substâncias húmicas e não-húmicas, grupos de compostos químicos presentes no solo, fortemente associados, de diferentes complexidades. As substância não-húmicas são quimicamente mais simples, com grupos bem definidos como carboidratos, lipídeos, ácidos nucleicos, pigmentos e proteínas, provenientes da ação da matéria orgânica viva sobre o resíduo orgânico aportado ao solo, ou exsudação radicular. Sua composição dependerá da composição química do tecido vegetal, que por sua vez varia com a idade da planta, sua espécie, qualidade e tipo de solo e outros. As substâncias húmicas podem representar até cerca de 85-90% do carbono orgânico total do solo, sendo assim o principal compartimento da MOS e a maior reserva orgânica do solo (Novais et al., 2007; Santos et al., 2008). Elas são constituídas de macromoléculas humificadas e amorfas, formadas por reações secundárias de síntese e apresentam propriedades químicas distintas dos demais grupos da MOS. Operacionalmente as substâncias húmicas podem ser divididas em 3 frações: ácidos fúlvicos (solúvel em meios alcalino e ácido), ácidos húmicos (solúvel em meio alcalino e insolúvel em meio ácido) e humina (insolúvel em meios alcalino e ácido). Essa divisão porém não garante total pureza ou semelhança estrutural entre os compostos presentes em cada fração (Lehmann, Kleber, 2015).

2.2. Metabolismos microbianos e emissão de gases

A decomposição do material orgânico é um processo mediado por organismos vivos que atuam sobre a massa orgânica com diversas reações bioquímicas e alteram sua estrutura molecular visando obter energia para sobrevivência. Desse modo o processo de decomposição da matéria orgânica depende diretamente do metabolismo do organismo atuante na degradação (Novais et al., 2007).

Os seres vivos podem apresentar um ou mais metabolismos dentre quatro tipos básicos, que são classificados de acordo com a sua fonte de energia e seu doador de elétrons para a respiração. As fontes energéticas possíveis são a eletromagnética, ou luz, que caracteriza o organismo como fototrófico, ou a energia química, que qualifica o organismo como quimiotrófico. Já os doadores de elétrons possíveis são os elementos minerais, que caracterizam o organismo como litotrófico, e os compostos orgânicos, que qualificam o organismo como organotrófico (Madigan et al., 2010).

As quatro classificações metabólicas dos seres vivos seriam então os Fotolitotróficos, aqueles que captam energia luminosa e possuem um doador de elétrons mineral, como por exemplo as plantas, que usam a energia solar e retiram os elétrons da água. Os Fotorganotróficos são aqueles que utilizam energia luminosa e retiram elétrons de compostos orgânicos, como as bactérias púrpuras não-sulfurosas. Os Quimiolitotróficos são aqueles que obtêm energia de compostos químicos e possuem um doador de elétrons mineral, como as bactérias nitrificantes. E, finalmente, os Quimiorganotróficos são aqueles que retiram sua energia de compostos químicos e cujo doador de elétrons são compostos orgânicos. Nessa última classificação se enquadram todos os organismos heterotróficos, como animais, fungos e algumas bactérias (Black, 2002).

O metabolismo quimiorganotrófico é aquele que possui a capacidade de degradar o material orgânico. Os compostos orgânicos mais variados são utilizados como doadores de elétrons para a respiração dos organismos com esse tipo de metabolismo, e ao final se transformam em substâncias mais simples, ou em compostos minerais. A respiração é definida, resumidamente, como a oxidação de uma molécula orgânica, em geral a glicose. A principal variação dessa reação seria o aceptor final de elétrons de cada organismo, que vai determinar a eficiência de sua conversão e aproveitamento energéticos, sendo que a principal respiração responsável pela decomposição da matéria orgânica é a aeróbia, ou seja, utilizando o oxigênio como aceptor final de elétrons (Black, 2002).

A respiração aeróbia seria uma sequência de três cadeias de reações com propósitos individuais que permitiriam ao organismo produzir ATP para suas reações de síntese celular. A primeira fase é chamada de via glicolítica e seu objetivo é, a partir da quebra de compostos

orgânicos, produzir a molécula de piruvato. A segunda fase é chamada de ciclo de Krebs e tem como propósito oxidar as moléculas de piruvato a dióxido de carbono reduzindo as coenzimas transportadoras de elétrons. A terceira e última fase da respiração aeróbia é a fosforilação oxidativa, onde as coenzima reduzidas sofrem oxidação em cadeia até o oxigênio receber os elétrons e formar uma molécula de água. Os cátions de H bombeados para fora da célula na oxidação em cadeia criam um potencial que permite a formação de moléculas energéticas na célula (Black, 2002; Madigan et al., 2010).

A respiração anaeróbia é aquela realizada por metabolismos quimiorganotróficos que utilizam um aceptor final de elétrons na fosforilação oxidativa distinto do oxigênio. Alguns compostos que podem substituir o O_2 são: nitrato, sulfato, ferro, radicais inorgânicos tóxicos e alguns compostos orgânicos. Alguns organismos ainda podem transferir os elétrons da cadeia oxidativa para um composto interno ao processo de respiração, o que qualifica a respiração como fermentação (Black, 2002; Madigan et al., 2010; Canfield, et al., 2010).

Em geral os microrganismos que realizam a respiração anaeróbia são facultativos, ou seja, utilizam esse método como alternativo à falta de oxigênio no meio. Isso é devido ao fato de que o O_2 é uma molécula com um potencial de redução muito elevado, então ele permite o uso integral da cadeia transportadora de elétrons e, por consequência, para uma mesma quantidade de aceptor disponível no meio, o oxigênio promoverá a maior geração de energia possível à célula. Isso faz com que ele seja o principal aceptor final de elétrons na natureza (Black, 2002; Madigan et al., 2010).

A principal evidência da ocorrência de algum tipo de respiração é a liberação do aceptor final de elétrons, principalmente sob a forma gasosa. Dentre os principais gases liberados pela atividade do metabolismo microbiano se encontram os gases de carbono, cujos principais representantes são o dióxido de carbono (CO_2), decorrente da respiração aeróbia, e o metano (CH_4). Tem-se também os gases nitrogenados, representados pela amônia (NH_3) e o óxido nitroso (N_2O) e finalmente os gases sulfurosos, cujo principal representante é o gás sulfídrico (H_2S) (Novais et al., 2007; Santos et al., 2008, Liska, et al., 2014).

O CH_4 é o produto de um processo anaeróbio denominado metanogênese, que é realizado principalmente por Archaeas, seres abundantes em todo o planeta, até mesmo nos ambientes mais extremos como vulcões e gêiseres. Esse processo não ocorre na presença de oxigênio, mas sim o processo inverso, denominado metanotrofia, que é o consumo do metano por microrganismos. Esse gás tem peso molecular baixo, ou seja, ele é mais leve que o ar atmosférico e quando é liberado tende a se descolar para as camadas superiores da atmosfera, podendo ser destruído na troposfera, porém é um gás conhecido por intensificar o efeito estufa, sendo que apesar de ter um tempo de

residência relativamente baixo de aproximadamente 17 anos, ele tem um potencial de aquecimento cerca de 25 vezes maior que do CO₂. Outra propriedade desse gás é que ele é altamente inflamável, podendo ocasionar explosões se acumulado sob o solo (Duxbury et al., 1993; Le Mer; Roger, 2001; Amlinger et al., 2008).

Alguns microrganismos quando privados de O₂ utilizam o NO₃⁻ para seu metabolismo funcionar, sendo que liberam a amônia ao final do processo. Novamente observa-se que em quantidades adequadas de O₂ esse processo fica reduzido a um nível irrelevante. Porém altas quantidades liberadas desse gás pode ser tóxico, é altamente irritante ao sistema olfativo, com um cheiro forte e também é altamente inflamável. Porém em processos naturais em ambiente aberto, a amônia também não costuma ser um problema considerável, pois seu peso molecular de cerca da metade do ar atmosférico garante que esse gás suba rapidamente para camadas superiores da atmosfera. Quando a reação de formação da amônia é incompleta, o microrganismo pode simplesmente liberar o N sob a forma de N₂O. Esse gás é um grande intensificador do efeito estufa, sendo que ele apresenta um potencial de aquecimento de cerca de 298 vezes o potencial do CO₂, e tem um tempo de residência na atmosfera de aproximadamente 120 anos (Duxbury et al., 1993; Liu et al., 2007; Canfield, et al., 2010).

Dentre os gases sulfurosos, o representante mais conhecido é o gás sulfídrico (H₂S), famoso por causar o “cheiro de ovo podre”. Essa característica odorífera ocorre apenas em baixa concentrações, pois em alta concentração é indetectável por causar danos ao sistema olfativo. Esse gás é mais pesado que o ar, explosivo e tóxico, ou seja, quando liberado ele tende a permanecer em regiões próximas ao solo, podendo causar desconforto pelo mau odor. Um dos locais mais comuns de se encontrar acúmulos significativos desse gás é em estações de tratamento de esgoto, onde a alta umidade e a estagnação do resíduo cooperam para a formação do gás. Sua produção é grandemente minimizada, ou até mesmo interrompida, em condição de aerobiose (Novais et al., 2007; Inacio; Miller, 2009).

O tipo e quantidade de gás emitido varia com o substrato a ser decomposto. Resíduos mais ricos em proteína tendem a liberar maior quantidade de gases compostos com N e S, uma vez que proteínas são os compostos orgânicos que possuem maior quantidade de N e S em sua estrutura química. Outro fator que coopera para essa maior emissão é a baixa relação C/N que facilita a decomposição. Basicamente, para um microrganismos decompor um substrato ele precisa de 1 parte de N para decompor 30 partes de C. Quando o N é muito abundante o microrganismo consome rapidamente o C e o excesso de N é liberado para o meio se tornando passível de volatilização. O mesmo ocorre com o S: altas quantidades facilitam a degradação do C e liberam mais S ao meio. Sendo assim, para se evitar o desperdício desses elementos pode-se aumentar a

quantidade de C no resíduo, misturando-o com outros, mais ricos em C e pobres em N e S, como o bagaço de cana, o pó de serra e casca de cereais. Desse modo a decomposição seria desacelerada e os elementos mantidos no substrato, sem haver desperdício por volatilização (Roy et al., 2006; Santos et al., 2008).

2.3. Compostagem: características e influências

O acúmulo de material orgânico sobre o solo pode ser prejudicial, dependendo da composição química, da quantidade e das reações que esse resíduo sofre. Ele pode contaminar corpos de água, até mesmo em subsuperfície, exalar gases tóxicos e explosivos quando concentrados e ainda servir como substrato para crescimento de patógenos e seus vetores (Simoneto; Löbner, 2014). Uma das metodologias ambientalmente corretas para o tratamento desse material orgânico, e que possibilita sua posterior incorporação ao solo trazendo benefícios que se convertem em produtividade é a compostagem (Kiehl, 1985; Xu et al., 2016).

O processo de compostagem pode ser definido como uma decomposição e estabilização biológica predominantemente aeróbia e termofílica de resíduos orgânicos pela ação de microrganismos quimiorganotróficos, sob condições controladas, que resulta em um material parcialmente estabilizado, de degradação lenta, livre de patógenos e sementes de infestantes e que pode ser benéficamente aplicado ao solo (Lambais, 1992; Haug, 1993; Song et al., 2014; Jurado, et al., 2015).

O controle exercido sobre o processo visa atingir alguns objetivos da compostagem, tais como a decomposição da matéria orgânica potencialmente putrescível para um estado estável produzindo um composto passível de ser usado no melhoramento do solo, a realização de uma logística reversa transformando resíduos em materiais benéficos, de modo a ser um método de tratamento ambiental, eliminando patógenos e promovendo a biorremediação de resíduos perigosos visando a despoluição do substrato. Durante o processo de compostagem objetiva-se ainda evitar a proliferação e atração de vetores de doenças, evitar a ocorrência de odores desagradáveis, evitar produção de percolato, ou chorume, contaminante de solo e água e gerar um produto sem risco de contaminação do ambiente, adequado para uso na agricultura e na recuperação de solos (Rynk, 1992; Epstein, 1997; Song et al., 2014; Xu et al., 2016).

A pilha de compostagem apresenta uma ecologia complexa, envolvendo vários grupos de microrganismos distintos, em sucessão, que decompõem o substrato e são afetados pelos fatores físicos e bioquímicos do processo. Ela se diferencia da decomposição simples da matéria orgânica ocorrida na natureza por ser realizada principalmente por microrganismos termofílicos e apresentar

temperaturas em torno de 60°C ao longo do seu desenvolvimento. Dois grupos de microrganismos agem na decomposição. Os mesófilos são aqueles que se desenvolvem em temperaturas de até 45°C, e os termófilos são os que atuam em temperaturas acima de 45 e até 75°C. A temperatura da compostagem é ao mesmo tempo consequência e determinante da atividade microbiana. Ela provém da respiração dos microrganismos em seu consumo de energia para desenvolver as reações metabólicas para sua sobrevivência. A temperatura atua como um fator seletivo sobre a população microbiana e influencia no fluxo de ar e na perda de umidade do material. Na compostagem a temperatura e a comunidade microbiana se influenciam mutuamente e suas diversas interações são o que caracterizam as fases do processo (Miller, 1993; Inacio; Miller, 2009).

A primeira fase da compostagem, chamada inicial, é caracterizada pela expansão das colônias de microrganismos mesofílicos e intensificação da decomposição pela atividade microbiana e um consequente aumento da temperatura, de modo rápido. A segunda fase é a termofílica, caracterizada pela manutenção da temperatura acima de 45°C, com predomínio da faixa entre 50-65°C. Existe plena atividade dos organismos termofílicos e intensa decomposição do material. Até essa fase predomina a ação bacteriana na compostagem, com a participação de alguns actinomicetos (Inacio; Miller, 2009).

A terceira fase é a mesofílica, quando as substâncias mais resistentes começam a ser decompostas. Ocorre uma redução da atividade microbiana, e consequentemente da temperatura, retorna a ação dos microrganismos mesofílicos e os fungos passam a ter um papel mais significativo no processo a partir de então. A última fase do processo é denominada maturação. Nela ocorre uma maturação do composto, grande formação de substâncias húmicas, baixa atividade metabólica dos microrganismos e o composto não apresenta capacidade de autoaquecimento, sendo que a temperatura é reduzida gradualmente até a temperatura ambiente (Inacio; Miller, 2009).

Os demais fatores físicos e bioquímicos que influenciam e regulam a compostagem são aqueles que afetam, de modo positivo ou negativo, o desenvolvimento microbiano. A compostagem termofílica é um processo fundamentalmente aeróbio, pois em anaerobiose as altas temperaturas não são alcançadas. A taxa de oxigênio, ou aeração das pilhas de compostagem, influencia na qualidade da decomposição. Os microrganismos muitas vezes podem apresentar metabolismos aeróbios com anaerobiose facultativa, porém o oxigênio como aceptor final de elétrons na respiração permite maior aproveitamento energético pela célula e como consequência possibilita uma decomposição maior do substrato. A taxa ótima de oxigênio na leira é acima de 10% e pode ser mantida via difusão nas regiões mais externas em uma pilha com boa estruturação. Caso haja necessidade, a aeração da pilha pode ser realizada artificialmente, pelo revolvimento ou pela insuflação de ar na leira. Na prática, o ambiente não permanece totalmente aeróbio, mas

ocorrem zonas internas anaeróbias, onde os metabolismos secundários se tornam importantes para a decomposição, mas a melhor taxa de degradação será na presença de oxigênio (Rynk 1992; Kiehl, 1998; Santos et al., 2008; Almeida et al., 2015; Jurado et al., 2015).

Toda forma de vida exige água para seu desenvolvimento e permanência, por isso a manutenção da umidade é essencial para a ação decompositora. Porém a água concorre com o oxigênio por espaço na matriz da leira, então a quantidade deve ser controlada pois, por excesso ou escassez, a água pode limitar e até mesmo impedir a atividade microbiana. Abaixo de 15% de umidade cessa completamente qualquer atividade metabólica e acima de 65% a água desloca muito ar e prejudica a oxigenação da leira. Assim a manutenção da taxa de umidade entre 40 e 65% deve proporcionar um ambiente ideal para a decomposição. Esse controle é complexo ao longo do processo, uma vez que a temperatura da pilha promove a evaporação, as precipitações podem aumentar muito a quantidade de água nas leiras e até mesmo a formação de água metabólica, pela atividade microbiana, pode influenciar na taxa de umidade (Rynk 1992; Kiehl, 1998; Santos et al., 2008).

O tamanho das partículas, ou granulometria, define a área superficial disponível para a ação microbiana, sendo que quanto maior a área exposta maior a velocidade de reação do material orgânico. A granulometria pode ainda influenciar indiretamente a taxa de decomposição pois afeta a proporção água/ar da pilha. Leiras com partículas maiores tendem a possuir maiores espaços porosos, os quais não retêm água, apenas ar. Já leiras com partículas de menor dimensão tendem a ter menor oxigenação pela difícil difusão do ar e facilmente acumulam água em seus poros. A proporção de resíduos grosseiros e finos deve ser mantida com diversos tamanhos distintos, porém preferencialmente entre 0,3 e 1,5 cm (Rynk 1992; Kiehl, 1998; Inacio; Miller, 2009).

O pH do meio influencia qualquer atividade metabólica. Cada organismo possui enzimas adaptadas a funcionarem em uma determinada faixa de pH excelente e caso haja muita alteração desse valor pode haver a desnaturação dessas proteínas. Como existe uma ampla variedade de organismos atuando na compostagem, uma faixa de pH entre 5,0 e 7,0 é suficiente para proporcionar uma boa taxa de decomposição. É comum haver diminuição do pH na fase inicial pela produção de ácidos orgânicos, mas com a elevação da temperatura ele volta a subir e permanecer entre 6,0 e 7,0 dependendo do tipo de resíduo (Rynk 1992; Kiehl, 1998; Inacio; Miller, 2009).

O carbono e o nitrogênio são os elementos químicos mais importantes para a manutenção da vida, para a atividade metabólica e conseqüentemente para a compostagem. A proporção entre eles na composição no material orgânico, chamada relação C/N, influencia diretamente a sua taxa de decomposição. Os microrganismos exigem, em média, um N para cada 30 C metabolizados,

assim a relação C/N média para uma decomposição está entre 25 e 30/1. Materiais com uma quantidade alta de N, que apresentam relação C/N inferior a essa média, em geral são mais lábeis, ou seja, mais facilmente decomponíveis e têm tempo de ciclagem menor. Já os materiais com relação C/N superiores à média, ou seja, com baixa quantidade de N em sua estrutura química, serão mais recalcitrantes, aqueles que são muito lentamente decompostos, como a lignina, que apresenta uma estrutura química complexa e rica em cadeias de carbono. Para uma compostagem de velocidade adequada deve-se quantificar os resíduos utilizados de modo a atingir uma relação C/N geral que promova a degradação. A tendência dessa relação é diminuir ao longo do desenvolvimento do processo de compostagem, pela perda de C através da respiração microbiana (Santos et al., 2008; Inacio; Miller, 2009; Xu et al., 2016).

O composto orgânico resultante do processo de compostagem deve apresentar características que promovam uma melhoria na qualidade do solo, como por exemplo uma diversidade de nutrientes essenciais às plantas. A compostagem retém a maior parte dos nutrientes presentes no material de origem sob a forma de substâncias orgânicas estáveis. Os nutrientes que se tornam disponíveis durante o processo de decomposição permanecem na matriz do composto imobilizado pela biomassa microbiana ou adsorvido nas substâncias húmicas. Uma fração do N presente nos resíduos pode ser perdida por volatilização sob a forma de amônia, o que depende das práticas de manejo do processo, das condições ambientais e ainda do tipo de resíduo compostado (Inacio; Miller, 2009).

O composto final ainda promove ao solo diversos benefícios decorrentes de sua carga de matéria orgânica. A capacidade de troca catiônica do solo é aumentada com o acréscimo de carbono orgânico, pois a maior parte dos grupos reativos e cargas negativas da MOS estão nas substâncias húmicas. Adicionar composto ao solo é como adicionar prateleiras em uma despensa. Há uma grande contribuição da adição de matéria orgânica ao solo para os fatores físicos do solo. A agregação é a principal influenciada e a partir dela a densidade, porosidade e aeração. As partículas orgânicas agem como fator cimentante, reorganizando e floculando as partículas minerais do solo por sua grande superfície reativa. A matéria orgânica particulada fica encapsulada dentro dos agregados do solo, unindo as partículas e simultaneamente sendo protegida dos ataques microbianos. O composto ainda melhora a retenção de água, uma vez que a água, sendo uma molécula polar, fica retida por pontes de H pelos grupamentos funcionais hidrofílicos e repelida por cadeias orgânicas apolares da MOS. Além disso o composto é substrato para o desenvolvimento microbiano, fonte de energia para eles e assim promove os processos biológicos do solo (Novais et al., 2007; Santos et al., 2008; Xu et al., 2016).

Em decorrência da temperatura termofílica, oriunda da atividade microbológica aeróbia, a compostagem promove sanitização dos resíduos, eliminando patógenos. A decomposição de tais rejeitos garante uma matéria orgânica estável, de alta carga disponível, com quantidades significativas de nutrientes para as plantas e características físico-químicas excelentes para conservação de solos. O processo então apresenta vantagens ambientais e agronômicas, e por tais fatos é considerado um meio sustentável de tratamento de resíduos (Inácio; Miller, 2009; Xu et al., 2016).

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Condições gerais da área de estudo para a compostagem

O experimento foi conduzido a campo, instalado nas dependências da empresa AgroDKV, situada no município de Campinas/SP.

A área de estudo é situada em região sedimentar, com solo do tipo Latossolo Vermelho-Amarelo. A região é de clima tropical, com temperatura média anual de 22°C e precipitação média anual de 1.425mm. As condições de temperatura e precipitação ao longo do período de condução do experimento estão demonstradas no gráfico (figura 1).

As empresas AgroDKV e Campo Grande Fertilizantes Orgânicos (MS) contribuíram, em parceria com o projeto, com a infraestrutura, mão-de-obra e maquinário necessários à realização da compostagem e fornecendo os resíduos utilizados no experimento, no caso da empresa paulista, e disponibilizando o inoculante comercial e um veículo para o projeto, no caso da empresa sul-mato-grossense.

Figura 1. Condições climáticas de temperatura e precipitação do município de Campinas durante o tempo de condução do experimento.

As leiras apresentaram mesma composição e proporção de resíduos, a saber, restos de comida, restos de frutas, legumes e verduras (FLV) e podas de árvores, na razão 1:1:2. Elas foram dimensionadas com 5 m de comprimento, 2 m de largura e 1,4 m de altura, sendo que os 0,2 m mais externos da leira, por sofrerem maior influência ambiental, foram considerados bordadura e o restante interno a área útil da parcela.

Os tratamentos aplicados foram os diferentes modos de compostagem: Tratamento 1: compostagem tradicional, definida como um processo natural de biodecomposição aeróbio termofílico sob condições controladas (Inácio; Miller, 2009) utilizada como controle;

Tratamento 2: compostagem com aplicação de inoculante industrial contendo uma mistura de melaço de cana, substrato industrial para levedura, leite em pó, fermento, extrato de soja, fécula de mandioca, farinha de milho e amido de milho em diferentes proporções, protegidas por segredo comercial, em forma de pó, diluído em água, como promotor do processo;

Tratamento 3: compostagem com aplicação de inoculante desenvolvido pelo pesquisador, através de produtos naturais à disposição no comércio. Os produtos utilizados para a produção deste inoculante estão descritos no item 3.2.

Assim têm-se o total de 3 tratamentos, cada um com 3 repetições, totalizando 9 parcelas separadas fisicamente por uma distância de 2,5 m. De modo a evitar a contaminação das leiras pelas vizinhas ao realizar a aeração por revolvimento, os tratamentos foram aplicados em sequência, mantendo-se as leiras controle livres da influência das leiras com inoculantes.

Figura 2. Disposição das leiras e dos tratamentos na área do experimento.

3.2. Formulação do Inoculante

Objetivou-se criar um inoculante que atuasse como meio de cultura de microrganismos, rico em nutrientes e altamente simplificado, de modo a potencializar o desenvolvimento microbiano e aperfeiçoar o processo da compostagem pela extrapolação do conceito de meio de cultura complexo e natural (Madigan et al., 2010).

Nesta pesquisa, o inoculante desenvolvido foi composto por fontes energéticas comuns, em diferentes proporções, com seus compostos e microrganismos naturais sendo adicionados aos resíduos. Sua composição seguiu a formulação:

- 30% de Açúcar mascavo
- 40% de Arroz integral
- 30% de Soja (grão)

Os componentes foram selecionados por sua composição bioquímica. O açúcar mascavo, fonte imediata de glicose, fornece energia prontamente disponível aos microrganismos logo no

início do processo de compostagem. O arroz integral, fonte de amido, auxilia como fonte energética em médio prazo e ainda fornece alguns aminoácidos. Já a soja serve como fonte de proteínas e aminoácidos que podem ser prontamente utilizados pelos microrganismos. Tais ingredientes poderiam, eventualmente, ser substituídos por outros de composição bioquímica similar. A presença de tais fontes de carbono orgânico e de nitrogênio metabolizado tem influência direta na cinética do crescimento microbiano (Francisco et al., 2014).

Os ingredientes foram moídos e misturados até a homogeneidade e o produto resultante permaneceu em ambiente arejado, com temperatura ambiente, passível de desenvolvimento microbiano por cerca de um mês. O inoculante final foi, provavelmente, composto por diferentes fontes energéticas e por microrganismos naturalmente existentes ou desenvolvidos posteriormente nesses ingredientes que serviram como substrato, ou meio de cultura.

A aplicação foi realizada pela diluição do inoculante em água, aplicando-se homogeneamente ao longo da leira e em quantidades iguais para cada leira.

O desempenho desse inoculante desenvolvido, do inoculante de fórmula comercial e a compostagem tradicional foram comparados por diversas análises quanto à qualidade química do produto final e o comportamento da comunidade microbiana no processo de compostagem.

Figura 3. Moinho e mistura de ingredientes do inoculante desenvolvido durante a pesquisa.

3.3. Aplicação dos Inoculantes

O inoculante desenvolvido, bem como o adquirido no mercado foram preparados em pó, e quando diluídos em água puderam ser aplicados por toda a extensão das leiras de resíduos, através de regadores manuais. A solução foi aplicada na implantação do experimento, na proporção de 500 g de inoculante diluídos em 150 L de água para aplicar 50 L por leira, de acordo com a recomendação do fabricante comercial.

Figura 4. Diluição e aplicação de inoculante durante a implantação do experimento.

3.4. Condução da Compostagem

O processo de compostagem foi conduzido em ambiente aberto, com ventilação natural e insolação. A aeração para oxigenação das leiras foi realizada através de revolvedor mecanizado sempre que a temperatura interna da pilha reduzia para menos de 48°C, o que evidencia redução da respiração aeróbia e, conseqüentemente, da degradação.

A umidade das leiras foi controlada por meio de regas manuais com 10 L por leira quando a temperatura ficasse inferior a 48°C e não tornava a aumentar em até um dia após o revolvimento.

O processo de compostagem é considerado completo quando a temperatura da leira se estabiliza próximo à temperatura ambiente (25 a 30°C) e estima-se que o processo de compostagem demore entre 30 (trinta) e 120 (cento e vinte) dias (Kiehl, 1998), dependendo dos fatores determinantes para o bom desenvolvimento do processo.

Nesse experimento a compostagem foi acompanhada durante 60 dias, período no qual a maior intensidade das reações desse processo são contempladas, uma vez que a temperatura das leiras se aproximaram à ambiente.

Figura 5. Pátio de compostagem, irrigação e revolvimento das leiras durante a condução da compostagem.

3.5. Avaliação dos atributos físicos: temperatura, umidade e densidade

Os atributos físicos das pilhas de compostagem são indicadores do processo, não atuando como variáveis resposta aos tratamentos, porém de suma importância ao bom desenvolvimento da compostagem. As amostras para caracterização da umidade e da densidade foram coletadas nos dias 1, 8, 15, 30, 45 e 60 a partir da aplicação dos tratamentos, já a temperatura foi avaliada diariamente.

3.5.1. Temperatura

Ao longo de todo o período da compostagem, as leiras tiveram suas temperaturas monitoradas diariamente pelo uso de termômetros de haste longa que foram introduzidos em seu interior. A leitura da temperatura da leira de compostagem foi feita no centro da pilha, sendo realizadas três leituras sucessivas por leira em cada medição.

Figura 6. Sonda do termômetro e medição da temperatura das leiras.

3.5.2. Determinação da densidade

A quantificação da densidade do resíduo foi realizada através da razão de sua massa pelo volume ocupado ($d=m/v$). O cálculo foi realizado pela pesagem do resíduo necessário a se preencher um recipiente plástico graduado.

3.5.3. Determinação da umidade

Após o preparo da amostra de resíduo, descrito no item 3.7, é feita a determinação da umidade total, por secagem completa em estufa a 110°C durante, no mínimo, 3 horas. A quantificação da umidade é feita pela diferença entre os pesos do material fresco e peso do material seco.

3.6. Avaliações químicas

A avaliação da compostagem foi realizada em etapas, sendo que as amostras de resíduo para as análises físico-químicas do processo de compostagem foram coletadas nos dias 1, 8, 15, 30, 45 e 60, a partir da implantação do experimento, ou seja, data em que o inoculante foi aplicado.

As amostras foram coletadas manualmente do interior da pilha. O preparo da amostra para as análises químicas é feito primeiramente por meio de uma secagem a 65°C em estufa, de modo a se viabilizar a moagem e facilitar a pesagem. Em seguida foi efetuada a retirada manual de materiais inertes eventualmente presentes nas pilhas de compostagem, tais como metais, fragmentos de rocha, vidros e plásticos.

Posteriormente, foram realizadas análises químicas do conteúdo de macronutrientes, pH, relação C/N, quantidade de matéria orgânica, carbono orgânico e resíduo mineral, segundo o método oficial do Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento (MAPA, 2014).

Figura 7. Secagem, moagem e condição final do preparo de amostras.

3.6.1. Determinação do pH

A determinação do pH foi realizada com o resíduo com umidade natural. Foram pesados 10g de amostra em béquer de 100ml e adicionados 50ml de solução de CaCl_2 0,01M. A mistura foi agitada e permaneceu em repouso por 30 minutos, sendo posteriormente realizada a leitura com pHmetro.

3.6.2. Determinação da matéria orgânica total e do resíduo mineral

Para quantificar a matéria orgânica foi utilizado o método da perda por ignição ou combustão, pesando-se 1g da amostra preparada em cadinho, e levando a amostra à mufla. A amostra foi aquecida lentamente para não se inflamar, caso em que haveria a perda do material. Alcançada a temperatura de 550°C a amostra permaneceu na mufla por cerca de 3 horas. Tirada da mufla a amostra foi pesada e a diferença entre as massas inicial e final determinou a quantidade de material orgânico contido na amostra (Nelson; Sommers, 1982).

Sabendo-se que o somatório da umidade com o teor de matéria orgânica total e o resíduo mineral deve compor 100% da amostra, o teor de resíduo mineral foi calculado pela diferença, uma vez obtidos os demais valores.

Figura 8. Amostras prontas para análise, levadas à mufla e retiradas como resíduo.

3.6.3. Determinação do carbono orgânico

A metodologia se baseia no fato de que a matéria orgânica decomponível ou oxidável é atacada por agentes oxidantes. O excesso de agente oxidante que resta desse ataque pode ser quantificado através de titulação (MAPA, 2014).

Para proceder a análise foram pesados 50mg de amostra preparada acomodada em um erlenmeyer de 250ml. Foram adicionados 25ml de bicromato de potássio 1N e 50ml de ácido sulfúrico concentrado. A mistura foi agitada por 1 minuto e permaneceu 30 em repouso. A seguir a solução foi transferida para um balão volumétrico de 250ml, teve o volume completado e foi homogeneizada. Desse balão foram retirados 5ml, que foram diluídos em 150ml de água destilada, acrescidos de 5ml de ácido fosfórico 1 + 1, 1ml de sulfanato de bário e enfim titulados com sulfato ferroso amoniacal 0,1N até o ponto de viragem do púrpura para o verde. Cada mililitro de bicromato de potássio 1N equivale a 3mg de carbono na amostra.

3.6.4. Determinação do nitrogênio total

A quantificação do nitrogênio total é feita pelo método da digestão e destilação do nitrogênio. É pesado 0,1g de amostra e passado para tubo de digestão e são adicionados 7ml de mistura digestora contendo ácido sulfúrico com sais e catalizadores. Em bloco digestor a temperatura da solução é aumentada regularmente de 50 em 50°C durante 30 minutos até atingir 350°C. A digestão é completa quando se observa a saída de densos fumos brancos e a coloração do material se torna esverdeada.

As amostras então são esfriadas naturalmente e acrescidas de 10ml de água deionizada e são então levadas ao destilador de nitrogênio. Após isso são acrescentados 15ml de hidróxido de sódio 18N e o destilado é recebido em 10ml de solução receptora de ácido bórico. Finalmente é titulado com ácido sulfúrico 0,1N, sendo que cada mililitro dessa solução equivale a 1,4mg de N (MAPA, 2014).

3.6.5. Preparo do extrato ácido

Após a análise da matéria orgânica total e do resíduo mineral, o material restante, que é o resíduo mineral total, é transferido do cadinho levado à mufla para um becker de 250ml, pois será utilizado para a quantificação dos demais macronutrientes.

São adicionados ao becker 50ml de HCl 1+1, o becker então é tampado com vidro relógio e o conteúdo fervido por 15 minutos. Completo o tempo a solução é resfriada e em seguida filtrada em papel de filtro de faixa branca passando para um balão volumétrico de 250ml. O papel é lavado seguidamente com pequenas porções de água destilada até completar o volume do balão.

O filtrado é material mineral insolúvel, composto basicamente por sílica. O extrato ácido obtido será utilizado na determinação dos teores totais de Ca^{+2} , Mg^{+2} , K_2O , P_2O_5 e S (MAPA, 2014).

Figura 9. Extrato ácido pronto para análise do conteúdo de macronutrientes.

3.6.6. Determinação do Ca^{+2} , Mg^{+2} e K_2O

A quantificação de Ca^{+2} , Mg^{+2} e K_2O foi feita diretamente do extrato ou de diluições desse extrato em água destilada, quando a quantidade do elemento na solução superou a curva padrão. Para o Ca^{+2} e o Mg^{+2} a leitura foi realizada no espectrofotômetro de absorção atômica que se baseia na quantidade de luz, em um comprimento de onda específico, absorvida pelos átomos dos elementos excitados ao estado fundamental por uma chama. Quanto maior a absorção, calculada pela diferença entre emissão e recepção do aparelho, maior a quantidade do elemento. Já o K_2O foi determinado por fotômetro de chamas que detecta a quantidade de luz emitida pelo elétron de valência do K quando excitado por uma chama (MAPA, 2014).

Figura 10. Fotômetro de chama e espectrofotômetro de absorção atômica para análises de nutrientes metálicos.

3.6.7. Determinação do P_2O_5

A determinação do fósforo (P_2O_5) foi feita pelo método do vanado-molibdico de amônio. Foi tomada uma alíquota do extrato de 50ml e acrescentados 20ml da solução de vanado-molibdico, sendo que a reação com o fósforo torna a solução amarelada e quando maior a quantidade de P, mais intensa é a coloração. A intensidade da coloração foi medida em colorímetro usando filtro azul e calibrado com uma curva padrão (MAPA, 2014).

3.6.8. Determinação do S

O enxofre foi determinado pelo método gravimétrico, ou seja, pela precipitação do S pelo cloreto de bário na forma de sulfato de bário. Foram pipetados 100ml do extrato ácido e passados para becker de 250ml. Essa amostra foi aquecida até a ebulição e então acrescida de 10ml de cloreto de bário a 10% ainda quente. A solução foi fervida por 15 minutos e então deixada em repouso por cerca de 12 horas. Após esse período a solução foi filtrada em papel de filtro de faixa azul, lavado seguidamente com água destilada. O papel então foi colocado em cadinho e levado à mufla, aquecido gradualmente até 800°C. Após a incineração do papel por duas horas o material foi retirado, resfriado e pesado para a determinação do sulfato precipitado obtido (MAPA, 2014).

3.7. Caracterização da comunidade microbiana

Para a análise e caracterização da comunidade microbiana durante o processo de compostagem, as amostras foram coletadas no dia da implantação do experimento (1), e aos 7, 15, 30, 45, 60 e 90 dias após a implantação. A análise realizada para caracterização da comunidade microbiana foi a respirometria (Anderson, 1982).

Para determinar a atividade da microbiota foi utilizado o método de medição indireta da respiração liberada do solo (Anderson, 1982). Para tanto, retirou-se 100g de solo como condutor do resíduo, sendo este solo colocado em potes de vidro de 500ml. Ao solo foram adicionados 10 g de resíduo coletado das leiras misturados ao solo e corrigida a umidade pelo acréscimo de água deionizada. Então, em cada pote, foi colocado um béquer de 50ml contendo 20ml de solução de hidróxido de sódio (NaOH) 0,5 mol L⁻¹. Em seguida os potes foram fechados, para permanecerem em incubação pelo período de cerca de 30 dias em temperatura ambiente. Foram feitas análises a cada dois ou três dias durante esse período. Os béqueres foram retirados do pote de vidro, em seguida foi acrescentado 1ml de solução saturada de cloreto de bário e uma gota do indicador fenolftaleína no mesmo béquer, com posterior titulação com solução de ácido clorídrico (HCl) 0,5 mol L⁻¹. A cada titulação novos béqueres com solução de hidróxido de sódio substituíam os removidos para análise. Foi calculada a quantidade de CO₂ captada e, após, a quantidade de CO₂ acumulado durante o período de avaliação.

Figura 11. Preparo, incubação e titulação de amostras de respirometria.

3.8. Avaliação da qualidade da matéria orgânica

Quanto ao parâmetro da qualidade da matéria orgânica, as coletas de amostra para essa análise foram realizadas em conjunto com as realizadas para a análise biológica, de modo a possibilitar a correlação da microbiota presente na compostagem com seus efeitos sobre o material sendo decomposto.

Foram realizadas análises da labilidade da matéria orgânica para caracterizar as frações como muito lábil, lábil, pouco lábil e recalcitrante (Blair et al., 1995), e o fracionamento físico do composto, em seguida foram dosados o C e o N das frações.

3.8.1. Fracionamento físico

Como preparo para o fracionamento, as amostras de compostagem foram secas ao ar, em casa de vegetação e então peneiras a 2mm. Tomou-se uma alíquota de 20g das amostras em um frasco de vidro de 100ml e a ela se adicionou 50ml de água deionizada. A amostra então foi submetida a uma aparelho de ultrassom por 10 minutos, de modo a desagregar suas partículas.

Após a desagregação das partículas, as amostras foram transferidas para um conjunto de duas peneiras, uma de 200 mesh sobre uma de 270, e o peneirado coletado em um recipiente de vidro. As amostras foram sucessivamente lavadas com água deionizada até a água atingir a transparência ao final das peneiras.

As frações retidas na primeira peneira, de 200 mesh, são a orgânica e a mineral, que posteriormente foram separadas manualmente por meio de flotação. A fração retida na segunda peneira é a organomineral maior que 53µm, e a fração coletada em recipiente de vidro é a fração organomineral menor que 53 µm, ou seja, da dimensão silte e argila.

Posteriormente as frações foram secas em estufa a 45°C e após total secagem cada fração obtida foi pesada em balança analítica, para se determinar a proporção de cada fração dentro da amostra de compostagem (Christensen, 1992).

Figura 12. Segregação de partículas em ultrassom e peneiramento das frações

3.8.2. Determinação do C e do N das frações obtidas via fracionamento físico

Após pesadas, cada uma das frações de cada amostra foi moída até uma granulometria inferior a 100 mesh. Foram pesados 0,2g da fração mineral, 0,15g da fração organomineral maior, 0,1g da fração organomineral menor de 53um e 0,8g da fração orgânica e então analisadas em analisador elementar da marca LECO modelo Truspec, que incinera as amostras, detectando os compostos voláteis de C e N liberados por meio de infravermelho e quantifica-os.

Figura 13. Moagem, frações orgânica (FO), mineral (FM), organomineral maior (FOM) e organomineral inferior a 53um (S+A) sendo analisadas via analisador elementar.

3.8.3. Determinação da relação C/N

A relação carbono-nitrogênio (C/N) foi calculada pela razão entre o teor de carbono orgânico e o de nitrogênio total.

3.8.4. Análise da labilidade da matéria orgânica

Foram pesadas 3 repetições de 0,1g das amostras preparadas, secas ao ar e peneiras. A essa alíquota das amostras foram adicionados 10ml de solução de $K_2Cr_2O_7$ e as repetições de uma mesma amostra receberam diferentes quantidades de H_2SO_4 concentrado, sendo que a primeira recebeu 5ml, a segunda 10ml e a terceira 20ml.

Após a adição do ácido sulfúrico as amostras repousaram por 30 minutos, após os quais receberam adição de H_3PO_4 . A quantidade de ácido fosfórico para a primeira e segunda repetições foi de 5ml, já para a terceira foi de 10ml.

Após isso, as amostras foram tituladas com uma solução de sulfato ferroso amoniacal, para determinação da quantidade de ácido necessária para oxidar toda a amostra de matéria orgânica. Quanto maior a quantidade de ácido necessária para a oxidação, menor o volume usado de sulfato ferroso amoniacal para titular e mais resistente a matéria orgânica da amostra (Blair, 1995).

Figura 14. Amostras sendo oxidadas para análise de labilidade

3.9. Avaliação da emissão de gases

A emissão de gases do efeito estufa pelas leiras de compostagem foi avaliada diariamente durante os primeiros 15 dias do experimento. A partir daí foi analisada em dias intercalados até completar 60 dias do ensaio de campo (Steudler et al., 1996). As amostras foram coletadas por meio de câmaras estáticas que foram instaladas no topo das leiras, enterradas a cerca de 5 a 10cm de profundidade. As câmaras receberam tampas com torneiras de vedação e o contato da tampa com a câmara foi selado com água de modo a inibir qualquer troca gasosa com a atmosfera. Foram coletadas duas amostras por câmara, pelo uso de seringas, uma no momento da vedação e outra após 30 minutos de acúmulo da emissão, de modo a ter a representação da emissão diária.

As seringas foram levadas ao laboratório, onde o gás foi transferido delas a um cromatógrafo gasoso. O aparelho faz a separação dos diferentes gases coletados através da estrutura denominada coluna, onde a interação dos componentes gasosos com uma fase estacionária faz com que tipos distintos de gases migrem em taxas diferentes, atingindo os detectores em tempos

diferentes, possibilitando a quantificação de cada gás separadamente. O dióxido de carbono e o metano foram quantificados com detector por ionização de chama, já o óxido nítrico com um detector de captura de elétrons ^{63}Ni .

O fluxo de gases ao longo do experimento foi calculado com base na equação geral dos gases ($P.V = n.r.T$), onde a pressão (P) e o volume (V), determinados com base da altitude do sítio experimental e no tamanho das câmaras de coleta de gás, são usadas para se determinar o número de mols liberados (n), em temperatura (T) determinada com termômetros durante a coleta, considerando a constante universal dos gases (r). Com a proporção entre o número de mols liberados no início e após 30 minutos de incubação, pode-se determinar o fluxo de gases ao longo de um período de 24h e também a emissão acumulada ao final do experimento.

Figura 15. Câmara de coleta de gases e análise das amostras gasosas em cromatógrafo.

3.10. Forma de análise dos resultados

Os dados obtidos no experimento foram analisados estatisticamente utilizando programa Statistica 7 (Statsoft, 2006). Eles foram submetidos ao teste de normalidade de Kolmogorov-Smirnov e considerados normais. Foram então submetidos ao teste de Tukey a 5% para determinação das possíveis diferenças entre os tratamentos quanto aos parâmetros avaliados, e foram feitas análises multivariadas pela correlação de Pearson.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A caracterização do processo de compostagem ao longo do seu desenvolvimento resultou em dados que possibilitaram avaliar as variações das condições físico-químicas e biológicas do composto, em função do inoculante aplicado e do tempo de condução do processo.

4.1. Caracterização físico-química do composto

4.1.1. Atributos físicos

Os atributos físicos do composto não foram influenciados pelos tratamentos aplicados, mas como são indicativos diretos da qualidade do processo, sua avaliação é de grande importância para uma adequada análise da compostagem (figura 16).

Figura 16. Condições de temperatura (°C) e umidade (%) das leiras de compostagem ao longo de 60 dias de experimento.

A temperatura das pilhas de compostagem atingiu níveis termofílicos logo no início da condução do processo. A fase termofílica da compostagem permaneceu até os 30 dias de experimento, a partir de quando a temperatura diminuiu gradualmente, até aproximar-se da temperatura ambiente.

A temperatura elevada indica atividade biológica intensa, pois provém da energia liberada pela respiração aeróbica (Santos et al., 2008). Consequentemente, a temperatura observada sugere que durante os 30 dias iniciais ocorreu a maior parte da degradação de substâncias lábeis, como hidrocarbonetos e proteínas (Epstein, 1997). A diminuição da concentração de compostos simples, facilmente decomponíveis, na pilha de compostagem e o aumento relativo da concentração de substâncias mais recalcitrantes promovem uma diminuição na atividade microbiana, caracterizada fisicamente pela redução da temperatura das leiras.

Analisando a compostagem de bagaço de cana-de-açúcar triturado, utilizado como material filtrante de águas residuais de suinocultura com esterco suíno, Magalhães et al., (2006) observaram temperaturas termofílicas, entre 45 e 65°C, por período semelhante a este trabalho, cerca de 26 dias. Os autores afirmam que a temperatura elevada é fundamental na sanitização do composto, eliminando microrganismos patogênicos, fator essencial no tratamento de resíduos urbanos, como os desta pesquisa.

A umidade das leiras é inicialmente muito elevada devido ao tipo de material que compôs as pilhas. Resíduos de frutas, verduras e legumes, bem como restos de comida tendem a apresentar teores de água elevados. A manutenção dessa umidade é explicada pela formação de água metabólica, aquela formada pelas reações bioquímicas dos metabolismos microbianos, ao longo da decomposição (Inácio; Miller, 2009).

A umidade das pilhas diminuiu, para cerca de 30%, após extenso período de elevadas temperaturas, promovendo evaporação intensa da água presente na leira, sem reposição por irrigação, juntamente com a redução da atividade microbiana, e consequentemente cessação da formação de água metabólica.

A densidade do composto permaneceu praticamente constante ao longo de todo o experimento, variando entre 0,68 e 0,70 g.cm⁻³, sendo que nos dias 1 e 8 a densidade foi de 0,68 g.cm⁻³, nos dias 15, 30 e 45 foi de 0,69 g.cm⁻³ e no dia 60 foi 0,70 g.cm⁻³. Tais resultados indicam que as características físico-mecânicas do composto não são alteradas pelo processo de compostagem, mas são influenciadas pelo material de formação da leira (Nair; Okamitsu, 2010).

Estudando o efeito de diferentes inoculantes na compostagem de resíduos orgânicos domiciliares, Nair e Okamitsu (2010) relataram que a aplicação de inoculantes no composto não foi eficiente para alterar sua temperatura e características físico-mecânicas em relação ao controle, de modo similar ao resultado desta pesquisa.

4.1.2. Índice pH

Em relação aos índices de pH determinados ao longo do experimento, pode-se observar (figura 17) que em nenhum dos momentos de avaliação do processo de compostagem os tratamentos diferiram entre si.

Figura 17. Potencial hidrogeniônico (pH) do composto com uso de inoculante desenvolvido (D), industrial (I) e controle (C), ao longo de 60 dias de compostagem. Letras minúsculas demonstram diferenças entre tratamentos em cada dia. Letras maiúsculas demonstram diferenças entre os dias para cada tratamento.

É possível observar que a compostagem promoveu um aumento no pH dos resíduos. Esse aumento, que ao longo do tempo transformou leiras ácidas, com pH próximos a 5, em meios alcalinos, é oriundo da atividade microbiana sobre os resíduos. Tal fenômeno ocorre uma vez que o metabolismo microbiano atua na regulação do meio para adequá-lo para seu melhor desenvolvimento (Madigan et al., 2010), e a maior parte dos organismos responsáveis pela compostagem crescem melhor em ambientes de pH mais próximos à neutralidade (Inácio; Miller, 2009).

O aumento do pH durante a compostagem é algo comum e desejável, sendo um fenômeno que indica a boa qualidade do processo e depende muito do material de origem da pilha (Jahnel et al., 1999). Alguns materiais tem um aumento mais pronunciado, enquanto que outros promovem um aumento mais sutil (Epstein, 1997). Misturas muito ácidas, com pH próximo a 4, tendem a retardar o início da fase termofílica, por impedir a atividade enzimática de grande parte das bactérias decompositoras. Ao longo do tempo, porém, a tendência da leira em uma condução correta do processo é a elevação do pH da pilha de compostagem.

Avaliando o processo de compostagem de lixo urbano, Jahnel et al., (1999) observaram comportamento similar do pH do composto. Os autores relatam um pH inicial próximo de 5, sofrendo aumento mais intenso no início do experimento, e atingindo a faixa de 8,5 após os 52 dias de condução da compostagem. Eles atribuem os níveis ácidos iniciais aos ácidos orgânicos dos resíduos, e o aumento do pH à metabolização desses ácidos pela atividade microbiana, do mesmo modo que Inácio e Miller (2009).

Avaliando o desempenho de diferentes inoculantes na degradação de resíduos orgânicos domiciliares através da compostagem, Nair e Okamitsu (2010) não observaram diferenças entre pH de compostos inoculados e o controle, corroborando com os resultados obtidos neste trabalho.

4.1.3. Conteúdo de macronutrientes

Uma fator importante no processo de compostagem, caso deseje-se utilizar seu composto final para fins agrônômicos é a quantidade de nutrientes desse composto (figura 18).

Figura 18. Quantidade (%) de macronutrientes P_2O_5 , K_2O , Ca^{+2} , Mg^{+2} e S com uso de inoculante desenvolvido (D), industrial (I) e controle (C), ao longo do período de condução do experimento. Letras minúsculas demonstram diferenças entre tratamentos em cada dia. Letras maiúsculas demonstram diferenças entre os dias para cada tratamento.

É possível observar, novamente, que em nenhum dos momentos avaliados os diferentes inoculantes aplicados agiram de modos distintos entre si. Todos eles promoveram uma quantidade similar de macronutrientes (P_2O_5 , K_2O , Ca^{+2} , Mg^{+2} e S) em todas as épocas de avaliação.

Na compostagem ocorre uma tendência à concentração relativa dos elementos, devido à decomposição e gradativa diminuição da carga orgânica (Jahnel et al., 1999). A compostagem tem a propriedade de reter os nutrientes iniciais dos resíduos usados na formação das pilhas, dentro da massa microbiana, ou retido nas substâncias húmicas (Hsu; Lo, 1999; Canellas; Santos, 2005). A alta carga eletronegativa livre dos coloides orgânicos promovem uma retenção adequada dos cátions metálicos, e os demais elementos são protegidos na matriz sólida, principalmente na forma de substâncias orgânicas estáveis (Inácio; Miller, 2009). Assim, a perda de macronutrientes, com exceção do nitrogênio, durante a compostagem corretamente desenvolvida é improvável.

Strojaki et al., (2013) avaliaram os efeitos de compostos de lixo urbano sobre os atributos químicos do solo e observaram que os produtos resultantes da compostagem de lixo apresentaram potencial de disponibilização de nutrientes para as plantas, principalmente Ca e Mg. Além disso, os autores relatam um aumento na CTC do solo, devido ao aumento do pH pela aplicação do composto, que é alcalino, liberando cargas dependentes de pH, e também pelo aumento das cargas negativas provenientes da matéria orgânica, possibilitando melhor retenção dos nutrientes no solo.

4.2. Avaliação da atividade microbiana

Quanto à atividade dos microrganismos da pilha de compostagem, é possível observar que os tratamentos aplicados diferiram apenas aos 45 dias de condução do experimento (figura 19). Em nenhum momento anterior houve diferenças, nem tampouco essa diferença se manteve até o final do experimento. Desse modo, é provável que essa diferença seja devida mais à grande variabilidade inata do próprio processo de compostagem, do que um efeito de um dos inoculantes. Caso houvesse diferença por ação do inoculante ela seria observada mais rapidamente ou se manteria até o final do experimento.

Figura 19. Emissão acumulada de dióxido de carbono (mg CO₂ / g resíduo seco) com uso de inoculante desenvolvido (D), industrial (I) e controle (C), ao longo de 60 dias de compostagem. Letras minúsculas demonstram diferenças entre tratamentos em cada dia. Letras maiúsculas demonstram diferenças entre os dias para cada tratamento.

O comportamento da atividade microbiana ao longo dos períodos de avaliação foi conforme o esperado. A respiração dos microrganismos foi elevada logo no início e permaneceu alta nos primeiros 15 dias, enquanto ainda se dispunham de muito material lábil na pilha (Epstein, 1997). Após esse período, aos 30 dias houve uma diminuição significativa na atividade, e outra próximo aos 45 dias de compostagem. Essa diminuição é provavelmente devida à diminuição desses compostos facilmente decomponíveis e o consequente aumento da concentração de compostos mais recalcitrantes.

Compostos mais recalcitrantes, em geral, apresentam uma estrutura química tão complexa que são necessários diversos metabolismos distintos trabalhando em unidade para quebrar suas ligações químicas, o que diminui a velocidade de decomposição e a intensidade da respiração dos microrganismos, o que é refletido também na diminuição da temperatura da pilha (Inácio; Miller, 2009).

Avaliando a maturidade de compostos de lixo urbano, Jahnel et al., (1999) observaram um comportamento da atividade respiratória microbiana semelhante ao descrito nessa pesquisa. Os autores relatam uma atividade mais elevada nos dias iniciais do processo de compostagem, com uma queda significativa até os 17 dias de condução do experimento, a partir de quando a taxa respiratória fica relativamente constante.

4.3. Avaliação da matéria orgânica

Quanto à quantidade da matéria orgânica no composto, os tratamentos aplicados não diferiram entre si, porém apresentaram o mesmo comportamento ao longo do experimento (figura 20).

Figura 20. Proporção relativa entre a matéria orgânica e o resíduo mineral das leiras de compostagem ao longo da condução do experimento. Letras maiúsculas demonstram diferenças entre os dias avaliados.

A quantidade relativa de matéria orgânica na pilha de compostagem tende a diminuir ao longo do processo (Jahnel et al., 1999). Inicialmente foram observadas as maiores quantidades, durante a primeira semana. O teor de material orgânico diminui significativamente após 30 dias e a partir de então permanece relativamente constante. O resíduo mineral da leira de compostagem apresenta comportamento exatamente inverso ao da matéria orgânica.

A matéria orgânica segue o padrão comportamental da atividade biológica, pois seu teor é dependente desse fator (Lehmann; Kleber, 2015). Durante a decomposição a maior parte do carbono (C) assimilado é volatilizado sob a forma de CO_2 , e esse elemento constitui aproximadamente metade da composição molecular da matéria orgânica (Santos et al., 2008), justificando a diminuição da carga orgânica da pilha.

4.3.1. Fracionamento físico da matéria orgânica

A separação dos constituintes das amostras resultou em quatro frações: orgânica, mineral, organomineral maior que $53\mu\text{m}$, ou apenas organomineral, e organomineral menor que $53\mu\text{m}$, ou fração da dimensão silte+argila. A proporção entre essas frações não variou entre os tratamentos (figura 21).

Figura 21. Proporção entre frações mineral (FM), orgânica (FO), organomineral (FOM) e silte+argila (S+A) de composto em diferentes períodos do processo de compostagem.

No primeiro dia de avaliação do experimento, cerca de metade da amostra era composta pela fração mineral. Esse valor foi relativamente aumentado ao final do experimento, devido à mineralização das substâncias orgânicas e a diminuição da carga orgânica total (Jahnel et al., 1999; Santos et al., 2008).

É possível observar que nos primeiros 15 dias de compostagem a fração alvo da ação decompositora foi basicamente aquela que apresentava materiais mais lábeis e de granulometria menor, ou seja, a organomineral. Após o consumo dessa fração, a partir dos 15 dias de experimento, houve a decomposição da fração orgânica, dos elementos mais grosseiros da leira (Inácio; Miller, 2009). Ao final do experimento é possível observar uma redução expressiva das frações orgânica e organomineral e um aumento sensível na fração silte+argila, sugerindo que o material decomposto foi transferido para frações mais estabilizadas da matéria orgânica.

Estudando o efeito da inoculação de múltiplos organismos decompositores na compostagem de resíduo de biogás, o qual é rico em lignina, Song et al. (2014) concluíram que os inoculantes promoveram maior atividade microbiana, por observarem maiores temperaturas, e que aumentaram a degradação da matéria orgânica, por observarem diminuição significativa da quantidade de C orgânico total, resultados distintos ao desta pesquisa, que não observou efeito dos inoculantes sobre a degradação da matéria orgânica.

Avaliando o efeito de inoculantes microbianos na decomposição de lignocelulose durante a compostagem de esterco bovino com palha de arroz, Xu et al. (2016), igualmente obtiveram resultados distintos ao dessa pesquisa com relação ao efeito dos inoculantes na degradação dos compostos. Enquanto que essa pesquisa não observou comportamento distinto entre os inoculantes aplicados e o controle na degradação do resíduo, aqueles autores observaram que, apesar do comportamento da temperatura não variar, os inoculantes promoveram temperaturas mais altas e que diminuíram mais rapidamente, sugerindo que o inoculante acelerou a maturação

do composto. Além disso, os autores relatam uma degradação de lignina superior com uso de inoculantes.

Essa disparidade de resultados é possivelmente devida à diferença de composição da leira. Enquanto que resíduos mais resistentes à decomposição podem sofrer influência de inoculantes durante a compostagem, resíduos lábeis, como os utilizados na presente pesquisa, não exigem influências externas para otimizar o processo de compostagem (Inácio; Miller, 2009; Nair; Okamitsu, 2010).

4.3.2. Teores de C e N das frações da matéria orgânica

A quantificação dos teores de C e de N de cada uma das frações obtidas via fracionamento físico da matéria orgânica demonstrou que os tratamentos aplicados nas leiras de compostagem não tiveram efeito duradouro no processo. Ao final da compostagem, os tratamentos não apresentaram diferenças significativas entre si na quantidade de C e N das quatro frações do composto.

4.3.2.1. Fração mineral

É possível observar (figura 22) que a fração mineral é aquela com menor teor de C e N, cerca de 0,8 e 0,06% respectivamente.

Figura 22. Proporções (%) de carbono e nitrogênio da fração mineral do composto em diferentes momentos do processo de compostagem quando aplicados inoculantes desenvolvido na pesquisa (D), industrial (I) e controle (C). Letras minúsculas demonstram diferenças entre tratamentos em cada dia. Letras maiúsculas demonstram diferenças entre os dias para cada tratamento.

Os baixos teores desses elementos estão relacionados à origem e composição química do material. A fixação de C, pela fotossíntese, e de N, pela ação microbiana, são processos biológicos e portanto relacionados diretamente com a carga e o tipo de matéria orgânica acumulada e analisada. Frações minerais são compostas basicamente de elementos metálicos, principalmente silício, sendo consequentemente pobres em carbono e nitrogênio (Novais et al., 2007).

4.3.2.2. Fração orgânica

A fração orgânica dos componentes mais grosseiros da leira de compostagem apresentou a maior quantidade relativa de C e N, sendo aproximadamente 40,0 e 2,5% respectivamente (figura 23).

Figura 23. Proporções (%) de carbono e nitrogênio da fração orgânica do composto em diferentes momentos do processo de compostagem quando aplicados inoculantes desenvolvido na pesquisa (D), industrial (I) e controle (C). Letras minúsculas demonstram diferenças entre tratamentos em cada dia. Letras maiúsculas demonstram diferenças entre os dias para cada tratamento.

Essa fração é a que, dentre todas, se encontra mais próxima ao estado natural do resíduo, ou seja, a que ainda não foi intensamente alterada pelo processo de decomposição. A diminuição do teor de C e N de materiais orgânicos está diretamente relacionada à ação decompositora e perda de CO₂ pela respiração dos microrganismos, perda de compostos nitrogenados, como o N₂O, pela respiração anaeróbica, ou a imobilização desses elementos na massa microbiana (Santos et al., 2008). Como esse processo de transformação desses elementos ainda está no início para esses resíduos, então a quantidade de C e N ainda na constituição dessa fração é elevada (Eldor, 2016).

4.3.2.3. Fração organomineral

A fração organomineral é uma fase de transição da matéria orgânica entre as frações orgânica e silte+argila, e portanto tem os teores de C e N mais variáveis que as outras duas frações (figura 24), se mantendo em geral entre 17,3% de carbono e 1,5% de nitrogênio.

Figura 24. Proporções (%) de carbono e nitrogênio da fração organomineral do composto em diferentes momentos do processo de compostagem quando aplicados inoculantes desenvolvidos na pesquisa (D), industrial (I) e controle (C). Letras minúsculas demonstram diferenças entre tratamentos em cada dia. Letras maiúsculas demonstram diferenças entre os dias para cada tratamento.

Essa fração constantemente recebe C e N provenientes da decomposição da fração orgânica, sob a forma de compostos ainda muito lábeis, e somado à sua granulometria reduzida, a ação microbiana sobre ela é facilitada (Inácio; Miller, 2009), promovendo uma perda desses elementos para frações menores ainda mais rapidamente (Eldor, 2016).

4.3.2.4. Fração silte+argila

A fração do composto de menor granulometria é aquela que sofre maior aumento em sua disponibilidade ao longo da compostagem. Ela apresenta teores de C em cerca de 21,2% e de N em cerca de 2,3%, aproximadamente (figura 25).

Figura 25. Proporções (%) de carbono e nitrogênio da fração organomineral do composto em diferentes momentos do processo de compostagem quando aplicados inoculantes desenvolvidos na pesquisa (D), industrial (I) e controle (C). Letras minúsculas demonstram diferenças entre tratamentos em cada dia. Letras maiúsculas demonstram diferenças entre os dias para cada tratamento.

Sendo o destino final da matéria orgânica ao longo do processo de decomposição, essa fração apresenta um material orgânico mais recalcitrante (Santos et al., 2008), de decomposição lenta, o que permite um certo acúmulo de C e N nesta fração.

Lehmann e Kleber (2015) relatam que ao longo dos processos físico-químicos e biológicos de transformação da matéria orgânica, a fração orgânica resultante tende a formar associações íntimas com a fração mineral, dificultando muito o estudo da natureza real da matéria orgânica,

formando estruturas protegidas do ataque microbiano e sendo portanto mais lentamente decompostas. A formação de estruturas resistentes é comprovada por esse trabalho, à medida que se observa uma concentração de C em frações de dimensões menores que, pela granulometria, seriam mais suscetíveis à decomposição. Do mesmo modo, Eldor (2016) associa a perda de C com compostos lábeis no meio, sendo que o oposto também é verdadeiro, ou seja, o acúmulo de C durante a decomposição, como observado na fração silte+argila desse trabalho, ocorre quando há formação de compostos recalcitrantes.

4.3.2.5. Conteúdo de C e N nas frações da matéria orgânica

Cada uma das frações contribuiu com uma quantidade de massa distinta durante a compostagem. Além disso, cada fração apresentou uma proporção única de C e N em sua constituição. O resultado é que a contribuição real de cada fração para o total de C e N no composto pode ser avaliada apenas considerando ambas as variáveis juntas.

Tabela 1. Porcentagem de C, N e massa, e quantidades totais de C e N das frações mineral (FM), orgânica (FO), organomineral (FOM) e silte+argila (S+A) da leira de compostagem ao longo de 60 dias de condução do processo.

	Dia 1				Dia 15				Dia 60			
	FM	FO	FOM	S+A	FM	FO	FOM	S+A	FM	FO	FOM	S+A
C (%)	0,7	34,4	15,9	20,4	0,87	34,2	19,1	22,9	0,55	37,5	17,0	20,5
N (%)	0,05	2,3	1,21	2,11	0,06	2,53	1,65	2,45	0,04	2,88	1,58	2,29
Massa (%)	50,1	23,7	2,5	23,7	50,4	24,6	1,0	24,0	56,1	9,2	1,3	33,5
C	0,35	8,15	0,40	4,83	0,44	8,41	0,19	5,50	0,31	3,45	0,2	6,87
N	0,03	0,54	0,03	0,5	0,03	0,62	0,02	0,59	0,02	0,26	0,02	0,78

Durante toda a condução da compostagem as frações que mais contribuíram com a quantidade total de C e N foram a FO e S+A. Pode-se observar que a FOM contribui com uma quantidade total de C e, principalmente, N semelhante à da FM, fato notável ao se considerar que é a menos abundante das frações, sendo cerca de 20 a 50 vezes menor em quantidade de massa que a FM.

Assim como demonstrado pelo fracionamento físico, os dados asseguram que a decomposição da FO intensificou-se apenas após os 15 dias de compostagem, pois a quantidade total de C associado a essa fração reduziu apenas no último dia de análise.

A análise da fração S+A demonstra um acúmulo constante tanto do C total quanto do N total associados a essa fração na leira de compostagem. Esse fato sugere a formação de estruturas resistentes à ação decompositora, os compostos recalcitrantes.

4.3.3. Relação C/N

A relação C/N do composto não diferiu significativamente entre os tratamentos aplicados em nenhum momento do ensaio (tabela 2).

Tabela 2. Relação C/N geral e das frações do composto em diferentes momentos do processo de compostagem quando aplicados inoculantes desenvolvido na pesquisa (D), industrial (I) e controle (C).

Frações	Dia 1			Dia 15			Dia 60		
	D	I	C	D	I	C	D	I	C
Mineral	20,8	15,4	12,4	15,4	14,8	15,0	14,8	16,4	13,1
Orgânica	20,0	13,9	12,0	13,8	12,9	14,6	12,0	14,2	13,4
Organomineral	21,1	13,2	10,8	12,1	11,7	12,6	10,6	12,1	12,1
Silte+argila	11,2	9,6	8,8	10,1	8,9	10,0	8,1	10,7	9,8

A relação C/N inicial ideal é entre 30 e 35/1, sendo que proporções maiores entre esses elementos podem retardar o início da termofilia da leira e diminuir a velocidade de decomposição dos resíduos, já proporções menores não alteram a velocidade da decomposição, mas promovem perda de N da pilha, principalmente sob a forma de NH_4 (Inácio; Miller, 2009).

Estatisticamente os valores não diferiram significativamente entre os tratamentos ou ao longo dos dias, porém numericamente cada tratamento apresentou comportamento diferenciado ao longo do tempo. O controle apresentou um aumento na relação C/N nos primeiros 15 dias e então uma diminuição até os 60 dias. O inoculante industrial aos 15 dias apresentou diminuição, porém aos 60 aumentou a relação C/N. Já o inoculante desenvolvido durante a pesquisa apresentou um comportamento mais similar ao observado durante a compostagem, que é de queda constante na relação C/N durante toda a condução da compostagem (Jahnel et al., 1999). Possivelmente, a elevada proporção de N dos resíduos, e não um efeito do inoculante, favoreceu esse comportamento diferenciado entre os tratamentos, visto que a relação C/N inicial em todos os tratamentos e frações da matéria orgânica são relativamente baixos em comparação ao ideal para o início do processo.

Mesmo com baixa relação C/N inicial, é indispensável a realização da compostagem desses resíduos antes de aplicá-los ao solo ou dirigi-los à sua destinação final. O resíduo precisa ser esterilizado pelas altas temperaturas a fim de evitar contaminações dos solos, precisa ter sua umidade diminuída, e sua carga orgânica estabilizada de modo a diminuir qualquer impacto ambiental que sua disposição possa causar (Inácio; Miller, 2009).

4.3.4. Labilidade da matéria orgânica

O teste que determina o nível da labilidade da matéria orgânica foi inicialmente designado para avaliações de amostras de solo, sendo que a quantidade de matéria orgânica de uma amostra de compostagem é muito superior do que a de um solo comum. O ácido utilizado não teve nenhuma resistência para oxidar toda a amostra do composto, o que determinou um único resultado, independentemente da etapa do processo de compostagem: amostras muito lábeis. Possivelmente, o método empregado na avaliação da labilidade seja inviável para avaliação de amostras oriundas de compostagem, devido à força do ácido utilizado e à carga orgânica amostral ser muito alta, fatores que promoveriam uma oxidação tão intensa que mascararia a presença dos compostos recalcitrantes.

4.4. Emissão de gases do efeito estufa

A análise periódica dos gases emitidos pela leira de compostagem permitiu perceber comportamentos distintos para cada tipo de gás ao longo do experimento, e possibilitou a detecção, em alguns casos, de efeitos distintos causados pelos tratamentos aplicados.

4.4.1. Dióxido de carbono

O CO₂ apresentou um comportamento de emissão constante ao longo do período avaliado, com picos ocasionais, e lentamente teve a emissão diminuída após cerca de 50 dias de compostagem (figura 26).

Figura 26. Comportamento temporal da emissão de CO₂ (mg C-CO₂ m⁻²) durante 60 dias de compostagem de resíduo urbano.

A quantidade de gás carbônico acumulada durante todo o ensaio cresceu constantemente, de modo praticamente linear, até aproximadamente 50 dias, quando permaneceu constante até o término do experimento (figura 27).

Figura 27. Emissão acumulada de CO₂ (mg C-CO₂ m⁻²) durante 60 dias de compostagem de resíduo urbano.

Uma das principais fontes de dióxido de carbono é a respiração aeróbica, incluindo a respiração heterotrófica, ou seja, aquela decorrente da ação decompositora (Reay et al., 2007). A compostagem é um processo aeróbio de decomposição, onde há o consumo de resíduos por microrganismos heterotróficos que liberam CO_2 como produto da respiração (Santos et al., 2008). O uso de resíduos com alta quantidade de C lábil, possibilitando a ocorrência de decomposição intensa, juntamente com a manutenção da aerobiose da leira, permitiu uma emissão constante de CO_2 pela leira, mesmo após a queda da atividade microbiana, uma vez que a saída do gás acumulado no interior das pilhas é basicamente por difusão, e portanto lenta (Inácio; Miller, 2009).

A importância da presença de O_2 para a emissão de CO_2 é evidenciada ao se comparar os eventos de precipitação com as emissões diárias de dióxido de carbono, pois o acréscimo de água na matriz da leira necessariamente diminui a quantidade de ar em seu interior, e consequentemente a oxigenação. Aos 5 dias de condução da compostagem houve precipitação intensa, cerca de 30mm, e seguida a ela, as emissões de CO_2 tenderam a diminuir. Novamente, próximo aos 14 dias de condução do processo, houve precipitação de 10mm aproximadamente, o que resultou em redução da emissão de CO_2 .

Visto que a emissão de gases do efeito estufa pelo processo da compostagem é um assunto relativamente recente, a literatura sobre o assunto é significativamente limitada. Os resultados disponíveis são provenientes de experimentos realizados em regiões com características edafoclimáticas diferentes das observadas na presente pesquisa. Adicionalmente, os resultados reportados na literatura são oriundos de processos conduzidos com os mais diversos tipos de resíduos, fatores determinantes nos resultados obtidos pelos pesquisadores.

De modo distinto a essa pesquisa, Awasthi et al. (2016), enquanto avaliavam a emissão de gases do efeito estufa durante a compostagem de lodo de esgoto, observaram uma emissão diária de dióxido de carbono intensa, em torno de $60\text{g C-CO}_2 \text{ dia}^{-1}$, nos primeiros dez dias, suave até os 30 dias, aproximando $20\text{g C-CO}_2 \text{ dia}^{-1}$, e praticamente nula a partir de então. Os autores reafirmam que esse gás demonstra mais eficientemente a atividade microbiológica e a degradação da matéria orgânica, uma vez que está diretamente ligado à cadeia respiratória. Desse modo, pode-se argumentar que, enquanto a atividade microbiana de degradação durante o experimento citado ocorreu basicamente no início da compostagem, nesse trabalho a decomposição se desenvolveu por um período mais extenso, o que é provavelmente devido às diferentes composições das leiras de compostagem e aos resíduos usados.

4.4.2. Metano

As emissões de CH_4 foram cerca de 6 a 10 vezes menores que o CO_2 , com picos ocasionais até os 25 dias de condução do experimento, a partir de quando suas emissões praticamente cessaram (figura 28).

Figura 28. Comportamento temporal da emissão de CH_4 ($\text{mg C-CH}_4 \text{ m}^{-2}$) durante 60 dias de compostagem de resíduo urbano.

A avaliação da emissão acumulada de metano apresentou um crescimento constante no desprendimento desse gás até, no máximo, os 25 dias de experimento, quando a constância na emissão demonstrou um estado de equilíbrio no sistema (figura 29).

Figura 29. Emissão acumulada de CH₄ (mg C-CH₄m⁻²) durante 60 dias de compostagem de resíduo urbano.

A via de formação do metano é denominada metanogênese, um processo anaeróbio mediado por microrganismos (Reay et al., 2007). A compostagem, apesar de predominantemente aeróbia, em geral apresenta sítios e até regiões inteiras de anaerobiose, o que permite, inicialmente, a formação de CH₄, a qual é encerrada após o estabelecimento da aerobiose na pilha (Inácio; Miller, 2009). A disposição inadequada de resíduos orgânicos, como em aterros, promove o ambiente anaeróbio ótimo e essencial à formação de metano, contribuindo para emissões mais intensas desse gás para a atmosfera (Reay et al., 2007), o que aumenta a importância do processo de compostagem como modo de tratamento de resíduos.

Como no caso do CO₂, a presença ou ausência de O₂ é determinante na emissão de CH₄, mas de maneira inversa. Enquanto que a presença de O₂ estimula a emissão de CO₂, é a ausência de O₂ que promove a emissão de CH₄. Tal fato é evidenciado pelo pico de emissão de CH₄ após a precipitação no quinto dia e pelos de menor intensidade após a precipitação aos 14 dias.

Awasthi et al. (2016) observaram um comportamento de emissão CH₄ similar ao dessa pesquisa. Os autores relatam as emissões mais intensas de CH₄ ocorrendo até antes de 20 dias de compostagem, entre 3 e 8g C-CH₄ kg⁻¹ dia⁻¹. A partir dos 30 dias do processo a emissão foi praticamente zero. Os autores atribuem essa emissão os microssítios anaeróbios presentes na matriz da leira de compostagem e à disponibilidade de material lábil, fatores que favorecem o desenvolvimento dos organismos metanogênicos. O principal fator causador de anaerobiose relatado pelos autores, e também observado nessa pesquisa, foi o alto teor de umidade dos resíduos.

Após o estabelecimento de condições termofílicas na leira e do controle da umidade excessiva, promovendo melhor oxigenação da pilha, observa-se uma diminuição da emissão de metano por não haver mais condições ideais para os metanogênicos. Entretanto, os autores relatam o maior pico de emissão de CH_4 próximo aos 15 dias de compostagem e uma cessação na emissão aos 30 dias, enquanto que esta pesquisa observou picos ocasionais até os 20 dias de compostagem e cessação da emissão após cerca de 25 dias. A emissão mais prolongada observada neste trabalho possivelmente é devida à riqueza de material lábil na leira de compostagem, que promove uma atividade enzimática mais intensa (Inácio; Miller, 2009; Awasthi et al., 2016).

4.4.3. Óxido nitroso

O N_2O apresentou a menor emissão entre os gases, porém com um comportamento temporal diferenciado. Os picos iniciais até os 10 dias de ensaio seguidos de uma cessação da emissão correspondeu ao comportamento esperado, após os 25 dias de ensaio verificou-se picos constantes e intensos de emissão do gás até o final do experimento (figura 30).

Figura 30. Comportamento temporal da emissão de N_2O (mg $\text{N-N}_2\text{O m}^{-2}$) durante 60 dias de compostagem de resíduo urbano.

A quantidade acumulada de óxido nitroso refletiu o comportamento temporal. Após o aumento inicial dos níveis emitidos e o atingimento do equilíbrio na emissão, após cerca de 25 dias ocorre um novo aumento no acumulado total, constante até o término do experimento (figura 31).

Figura 31. Emissão acumulada de N₂O (mg N-N₂O m⁻²) durante 60 dias de compostagem de resíduo urbano.

O óxido nítrico é formado como um produto secundário da desnitrificação, principalmente, e, do mesmo modo que o metano, é, em geral, dependente da anaerobiose para ser produzido em quantidades significativas, entretanto vias da nitrificação, um processo aeróbico, também podem resultar na liberação desse gás (Reay et al., 2007).

A diferença comportamental da emissão de óxido nítrico quando comparada com os dois outros gases é notável. Enquanto que as emissões mais intensas de dióxido de carbono e metano ocorreram durante a fase termofílica da compostagem, ou seja, quando havia altas temperaturas na leira, a emissão de N₂O foi mais intensa após a diminuição da temperatura, isso devido ao fato de que bactérias nitrificantes e desnitrificantes são ambas mesofílicas (Awasthi, et al., 2016; Nigussie et al., 2017).

Mesmo com diferenças evidentes no comportamento, a emissão de N₂O é igualmente dependente da presença ou ausência de O₂, como o CO₂ e o CH₄. Em questão de oxigenação da leira, o N₂O apresenta comportamento similar ao CH₄, ou seja, a ausência de O₂ promove sua emissão. A evidência para tal afirmação é a observação de picos de emissão de N₂O tanto após a precipitação do dia 5 quanto do dia 14, mesmo durante a fase termofílica do processo, que apresenta temperaturas desfavoráveis ao desenvolvimento das bactérias responsáveis pela produção deste gás.

Ao avaliar diferentes períodos de aplicação de substrato rico em N durante a compostagem de resíduos urbanos, Nigussie et al., obtiveram resultados semelhantes a essa pesquisa. Os autores relatam que cerca de 95% do óxido nitroso oriundo da compostagem foi emitido após a fase termofílica.

Por outro lado, Awasthi et al. (2016) observaram que, ao adicionar biochar na leira de compostagem e assim garantir uma oxigenação por boa estruturação da pilha, pode-se minimizar a emissão de N_2O durante todo o período de compostagem. A emissão quantificada pelos autores foi apenas no início do processo, apenas na leira controle, e foi atribuída ao acomodamento da massa da matriz sólida causando sítios de anaerobiose. Segundo os autores o biochar também reduziu a emissão de N_2O por proporcionar baixa concentração relativa de nitrato no composto. De acordo com esse dado, a emissão de óxido nitroso acentuada nessa pesquisa pode ser também atribuída à elevada concentração relativa de nitrato na leira, evidenciada pelas baixas relações C:N apresentadas pelo resíduo desde o início do processo. Nesse caso o excesso de N promoveria emissão intensa de N_2O tanto em anaerobiose quanto aerobiose.

4.4.4. Equivalente em carbono

Em decorrência dos diferentes potenciais de aquecimento de cada gás do efeito estufa, para se comparar justamente o efeito causado por cada um é necessário estabelecer um padrão baseado no qual todos podem ser avaliados. Para os gases do efeito estufa, o padrão adotado é o CO_2 , com potencial de aquecimento 1. Considera-se que o CH_4 possui potencial de aquecimento 25 vezes maior que o padrão, e o N_2O cerca de 298 vezes maior (Reay et al., 2007). Então para se comparar corretamente o efeito ambiental de cada gás multiplica-se a quantidade emitida pelo potencial de aquecimento (tabela 3).

Tabela 3. Equivalente em carbono para emissão acumulada de gases do efeito estufa oriundos de compostagem quando aplicados inoculantes industrial (I) e desenvolvido na pesquisa (D) e controle (C).

Tratamento	$CO_2Eq - CO_2$	$CO_2Eq - CH_4$	$CO_2Eq - N_2O$	$CO_2Eq - Total$
D	44.097,06	81.932,43	1.578,42	127.607,9
I	54.722,46	262.309,5	3.568,39	320.600,3
C	66.352,80	165.384,5	4.640,48	236.377,8

Estatisticamente não houve diferença entre as emissões dos tratamentos aplicados, porém quando se considera áreas extensas, em compostagens de escala industrial, as diferenças são

proporcionalmente acentuadas e as discrepâncias observadas podem resultar em impactos ambientais significativos.

Essa realidade é evidenciada quando se utiliza números relativos, por exemplo, o inoculante industrial (I) emitiu 82,5% do total de CO₂ do controle, e o inoculante desenvolvido (D) apenas 66,5%.

Para o CH₄ e o N₂O as diferenças relativas são ainda mais expressivas. O tratamento com maior emissão de CH₄ é o I. Enquanto o tratamento D emitiu apenas 49,5% do controle, o I aumentou a emissão de metano para 158,6%. Já para o N₂O ambos os tratamentos reduziram a emissão quando comparados com o controle, porém enquanto o D reduziu para 34,0%, o I reduziu apenas para 76,9%.

Quando se compara a emissão total em carbono equivalente, é possível observar que o tratamento D reduziu a emissão de gases do efeito estufa para apenas 54,0% do controle, diminuindo o impacto ambiental quase pela metade. Já o tratamento I aumentou a emissão de gases para 135,6% do controle, aumentando o impacto ambiental da compostagem.

Os números relativos mostram que os inoculantes podem ter diversos efeitos na emissão de gases durante o processo de compostagem, dependendo principalmente de sua composição, e que esse efeito, em escala, pode causar um impacto ambiental significativo.

4.5. Integração dos fatores de influência na compostagem

Através da análise da correlação de Pearson é possível determinar se um fator do processo de compostagem tem relação, direta ou inversamente proporcional, com qualquer outro dos analisados.

Tabela 4. Integração dos fatores de influência durante o primeiro dia de compostagem

	Respirometria	FM	N Total	C-CH ₄	C-CO ₂
Respirometria	1,00	-0,74*	0,78*	-0,08	-0,45
FM		1,00	-0,59	-0,03	0,24
N Total			1,00	-0,38	-0,54
C-CH ₄				1,00	0,79*
C-CO ₂					1,00

* Interações significativas pela correlação de Pearson. FM: Fração mineral.

Ao início do processo de compostagem, a atividade metabólica microbiana, baseada na taxa de respiração da comunidade apresentou uma forte correlação inversamente proporcional ao tamanho da fração mineral do composto. A relação é lógica pois a microbiota age no material

orgânico e quanto maior a proporção de mineral, menor a de matéria orgânica e consequentemente menor a quantidade de substrato disponível à ação microbiana (Novais et al., 2007). A atividade metabólica também apresentou uma correlação forte, porém diretamente proporcional, com o teor de N total do meio. Novamente a relação é plausível, uma vez que o N é um dos elementos essenciais à vida, sendo constituinte de aminoácidos e ácidos nucleicos. Portanto quanto maior a quantidade de N disponível para a comunidade microbiana, melhor será seu desenvolvimento, e consequentemente sua atividade (Santos et al., 2008).

Outro indicativo da ação metabólica dos microrganismos é a emissão de gases dos mais diversos. Apesar de serem formados em condições distintas, o CH_4 e o CO_2 apresentaram forte correlação diretamente proporcional (Awasthi et al., 2016). Isso se deve à característica mútua de intensificação da emissão dos gases quando há abundância de material orgânico lábil, em conjunto com a taxa de oxigenação da pilha de compostagem, que é predominantemente aeróbia, porém apresenta sítios de anaerobiose (Inácio; Miller, 2009).

Tabela 5. Integração dos fatores de influência aos 15 dias de compostagem

	Respirometria	FOM	N- N_2O	N Total	C/N-FO
Respirometria	1,00	0,08	0,08	0,36	-0,69*
Fração FOM		1,00	0,69*	-0,63	0,26
N- N_2O			1,00	-0,72*	0,36
N Total				1,00	-0,44
C/N-FO					1,00

* Interações significativas pela correlação de Pearson. FOM: Fração organomineral. C/N-FO: Relação C/N da fração orgânica.

Ao longo do processo de decomposição da matéria orgânica, a atividade microbiana mantém sua dependência do N presente na leira de compostagem, evidenciada pela forte correlação inversamente proporcional com a relação C/N da fração orgânica da pilha. Uma elevada relação C/N dificulta a atividade metabólica por haver limitado suprimento de N em comparação à disponibilidade de C, já uma baixa relação C/N da fração orgânica promove uma alta atividade metabólica por suprir satisfatoriamente o requerimento de N pela comunidade microbiana (Inácio; Miller, 2009).

A emissão de N_2O pode ser considerada um indicativo a ação metabólica de organismos anaeróbios (Awasthi et al., 2016). Como já foi mencionado, o principal foco da ação decompositora é a fração organomineral, pois apresenta granulometria reduzida e material lábil abundante. A forte correlação diretamente proporcional entre a emissão de N_2O e o tamanho da fração organomineral

evidencia que não apenas a atividade aeróbica, mas também a anaeróbica é promovida pelas características apresentadas nessa fração da pilha de compostagem e a confirma como alvo preferencial das reações metabólicas na leira (Santos et al., 2008).

De modo aparentemente paradoxal, a emissão de N_2O apresenta uma correlação inversa ao teor de N total, porém essa relação não é equivocada. Apesar de a atividade metabólica realmente depender da presença de N, a formação de N_2O em especial depende da presença de formas inorgânicas de N, ou seja, NO_3^- e NH_4^+ , pois são as substâncias iniciais do metabolismo. Entretanto, quando se determina o N total, considera-se juntamente o N sob formas orgânicas, as quais são muito mais abundantes que as inorgânicas, representando cerca de 98% do N total (Novais et al., 2007; Nigussie et al., 2017). Desse modo a emissão de N_2O não depende do teor de N total, mas apenas da disponibilidade das formas inorgânicas, além dos fatores ambientais de temperatura, umidade e anaerobiose.

Tabela 6. Integração dos fatores de influência aos 60 dias de compostagem

	Respirometria	N Total	FOM	C-CO ₂	C-CH ₄	CO ₂ Eq
Respirometria	1,00	0,79*	-0,38	-0,58	-0,48	-0,53
N Total		1,00	-0,42	-0,66	-0,45	-0,51
FOM			1,00	0,84*	0,33	0,40
C-CO ₂				1,00	0,47	0,56
C-CH ₄					1,00	0,99*
CO ₂ Eq						1,00

* Interações significativas pela correlação de Pearson. FOM: Fração organomineral. CO₂Eq: Equivalente em carbono.

Ao final do período de compostagem, a estreita relação entre a disponibilidade de N e a atividade metabólica na leira de compostagem é novamente confirmada pela forte correlação diretamente proporcional entre a respirometria e o N total. De igual modo, a fração organomineral é reafirmada como o principal alvo da ação decompositora, devido à sua forte correlação diretamente proporcional à emissão de CO₂ pela leira de compostagem, que é indicativo de atividade metabólica decompositora.

Enquanto considerando a emissão de gases do efeito estufa pela leira de compostagem um indicativo da atividade metabólica (Awasthi et al., 2016), é possível observar que em termos de contribuição para a variação do total emitido, em carbono equivalente, o CH₄ é o gás que melhor representa o comportamento das emissões totais. Sua forte correlação diretamente proporcional ao CO₂Eq sugere que um monitoramento aprofundado das emissões de metano podem ser

suficientes para inferir sobre o total de gases emitidos ao longo do processo. Assim sendo, uma elevada ou baixa emissão de CH_4 indica que a emissão total em carbono equivalente será respectivamente elevada ou baixa também, mais do que a emissão de CO_2 ou N_2O indicariam. Possivelmente o metano revele o padrão comportamental, em termos quantitativos, para a emissão total de gases do efeito estufa durante o processo da compostagem.

5. CONCLUSÃO

Tendo em vistas o crescimento da população mundial, a constante degradação ambiental pela busca de fontes de energia e insumos produtivos, e o consequente aumento da geração de resíduos orgânicos nas regiões urbanas, é de vital importância o desenvolvimento de tecnologias que permitam o desenvolvimento sustentável, ambiental e socialmente. Com o propósito de remediar o acúmulo e a disposição inadequada de resíduos orgânicos, o processo da compostagem se apresenta como uma alternativa eficaz na mitigação desse problema, por meio de uma logística reversa na cadeia industrial, transformando o rejeito em insumo com valor de mercado. Portanto, é imprescindível o aprimoramento continuado desse processo, de modo a se atingir patamares de eficiência que supram a necessidade da população.

Com base nos dados obtidos nesta pesquisa, é possível concluir que a aplicação de compostos biológicos energéticos utilizados como inoculantes durante a condução da compostagem de resíduos urbanos não é fundamental ao bom desenvolvimento do processo. O uso de inoculantes não altera as condições físico-químicas do composto final, não influencia a ação decompositora dos microrganismos de um modo geral, e não promove melhorias significativas na compostagem de resíduos orgânicos urbanos.

Todavia, a emissão de gases do efeito estufa pelo processo de compostagem, fator ainda pouco estudado quando comparado aos demais fatores de influência do processo, aparentemente, pode sofrer diferentes influências da aplicação de inoculantes. Fatores como a composição dos inoculantes, composição da matriz da pilha de compostagem, manejos durante a condução do processo, dentre outros, podem influenciar nas taxas de emissão de gases. Nesse contexto, são necessários mais estudos para se compreender melhor a dinâmica dos gases durante o processo e a influência que quaisquer eventuais manejos, inclusive o uso de inoculantes, possam ter sobre a emissão de gases do efeito estufa pela compostagem.

REFERÊNCIAS

- Almeira N, Komilis D, Barrena R, Gra T, Sanchez A (2015) The importance of aeration mode and flowrate in the determination of the biological activity and stability of organic wastes by respiration indices. **Bioresource Technology** 196:256-262
- Amlinger F, Peyr S, Curls C (2008) Greenhouse gas emissions from composting and mechanical biological treatment. **Waste Management and Research** 26:47-60
- Anderson, J. P. E. Soil respiration. In: Page, A. L.; Miller, R. H.; Keeney, D. R. **Methods of Soil Analysis**, part 2, 2^aed. ASA/SSSA, Madison, Wis; p.837-871. (Agronomy Monograph N.7), 1982.
- Alcantara, A. J. O. Composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos e caracterização química do solo da área de disposição final do município de Cáceres MT. Cáceres. **Dissertação** (Programa de pós-graduação em Ciências Ambientais), Universidade do Estado do Mato Grosso, 2010.
- Alves, W. L. **Compostagem e vermicompostagem no tratamento de lixo urbano**. 2^a ed. Jaboticabal, FUNEP, 53p, 1998.
- Awasthi MK, Wang Q, Ren X, Zhao J, Huang H, Awasthi SK, Lahori AH, Li R, Zhou L, Zhang Z (2016) Role of biochar amendment in mitigation of nitrogen loss and greenhouse gas emission during sewage sludge composting. **Bioresource Technology** 219:270-280
- Black, J. G. **Microbiologia: fundamentos e perspectivas**. 2^a ed, Guanabara Koogan, 829p, 2002.
- Blair GJ, Lefroy RDB, Lisle L (1995) Soil carbon fractions based on their degree of oxidation, and the development of a carbon management index for agricultural systems. **Australian Journal of Agricultural Research** 46:1459-1466
- Canellas, L. P.; Santos, G. A. **Humosfera: tratado preliminar sobre a química das substâncias húmicas**. Campos dos Goytacases, 309p, 2005.
- Canfield DE, Glazer AN, Falkowski PG (2010) The evolution and future of Earth's nitrogen cycle. **Science** 330:192-196
- Christensen BT (1992) Physical fractionation of soil organic matter in primary particle-size and density separates. **Advances in Soil Science** 20:1-90
- Dias PVS, Ramos KO, Padilha IQM, Araújo DAM, Santos SFM, Da Silva FLH (2014) Análise do crescimento e atividade enzimática de bactéria isolada do solo da agroindústria sucroalcooleira. **Revista de Ciências Exatas** 33:14-22

- Duxbury, M. J.; Harper, L. A.; Mosier, A. R. Contributions of agroecosystems to global climate change. **Agricultural ecosystems effects on trace gases and global climate change**. Wisconsin, American Society of Agronomy p.1-18. 1993.
- Eldor AP (2016) The nature and dynamics of soil organic matter: plant inputs, microbial transformations, and organic matter stabilization. **Soil Biology & Biochemistry** 98:109-126
- Epstein, E. **The science of composting**. Technomic publishing, 493p. 1997.
- Fagundes DC (2009) Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos em Tarumã e Teodoro Sampaio – SP. **Sociedade & Natureza** 21:159-179
- Febrer MCA (2002) Dinâmica da decomposição mesofílica de resíduos orgânicos misturados com águas residuárias da suinocultura. **Engenharia na Agricultura** 10:18-30
- Ferreira EM, Cruvinel KAS, Da Costa ES (2014) Deposição final dos resíduos sólidos urbanos: diagnóstico da gestão do município de Santo Antônio de Goiás. **Revista Monografias Ambientais** 14:3401-3411
- Ferri, G. L.; Chaves, G. L. D.; Ribeiro, G. M. **Análise e localização de centros de armazenamento e triagem de resíduos sólidos urbanos para a rede de logística reversa: um estudo de caso no município de São Mateus**, ES.Production, 2013.
- Francisco EC, Franco TT, Wagner R Jacob-Lopes,E (2014) Assessment of different carbohydrates as exogenous carbon source in cultivation of cyanobacteria. **Bioprocess Biosystems Engeneering** 36:1986-2013
- Haug, R. T. **The practical handbook of composting engineering**. Lewis Publishers, 1993.
- Hillel, D.; Hatfield, J. L.; Powlson, D.; Rosenzweig, C.; Scow, K. M.; Singer, M. J.; Sparks, D. L. **Encyclopedia of soils in the environment**. Elsevier UK, v.3, p.85-129. 2005.
- Hsu JH, Lo SL (1999) Chemical and spectroscopic analysis of organic matter transformations during composting of pig manure. **Environmental Pollution** 104:189-196
- IBGE - Instituto Brasileiro De Geografia E Estatística. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico**, Rio de Janeiro, 2008.
- IBGE - Instituto Brasileiro De Geografia E Estatística. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico**, 2008, p. 59-60, Rio de Janeiro, 2010.
- Inácio, C. T.; Miller, P. R. M. **Compostagem: ciência e prática para gestão de resíduos orgânicos**. Rio de Janeiro, 156p., 2009.
- Jahnel MC, Melloni R, Cardoso EJBN (1999) Maturidade de composto de lixo urbano. **Scientia Agricola** 56:301-304
- Jardim, N. S.; Wells, C.; Prandini, F. L.; Almeida, M. L. O.; Mano, V. G. T. **Lixo municipal: Manual de gerenciamento integrado**. São Paulo, IPT/CEMPRE, 278p, 1995.

- Jurado MM, Suarez-Estrella F, Lopez MJ, Vargas-Garcia MC, Lopez-Gonzales JA, Moreno J (2015) Enhanced turnover of organic matter fractions by microbial stimulation during lignocellulosic waste composting. **Bioresource Technology** 186:15-24
- Kiehl, E. J. **Fertilizantes orgânicos**. Piracicaba, CERES, 492p, 1985.
- Kiehl, E. J. **Manual de Compostagem: maturação e qualidade do composto**. Piracicaba, 1998.
- Lal, R. **Encyclopedia of soil Science**. CRC Press, v.1, p.1169-1221, Ohio. 2006.
- Lambais, M. R. Poluição orgânica e seu controle. In: Cardoso, J. B. N. E.; Tsai, S. M.; Neves, M. C. P. **Microbiologia do solo**. Campinas: SBSCS, 360p. 1992.
- Le Mer J, Roger P (2001) Production, oxidation, emission and consumption of methane by soils: a review. **European Journal of Soil Biology** 37:25-50
- Leal MAA, Guerra JGM, Espindola JAA, Araújo ES (2013) Compostagem de misturas de capim-elefante e torta de mamona com diferentes relações C:N. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental** 17:1195–1200
- Lehmann J, Kleber M (2015) The contentious nature of soil organic matter. **Nature** 528:60-68
- Liska AJ, Yang H, Milner M, Goddard S, Blanco-Canqui H, Pelton MP, Fang XX, Zhu H, Suyker AE (2014) Biofuels from crop residue can reduce soil carbon and increase CO₂ emissions. **Nature Climate Change** 4:398-401
- Liu XJJ, Mosier AR, Halvorson AD, Reule CA, Zhang FS (2007) Dinitrogen and N₂O emissions in arable soils: Effect of tillage, N source and soil moisture. **Soil Biology and Biochemistry** 39:2362-2370
- Madigan, M. T. Martinko, J. M. Dunlap, P. V. Clark, D. P. **Microbiologia de Brock**. 12^a ed. Artmed, 1128p, 2010.
- Magalhães MA, Matos AT, Deniculi W, Tinoco IFF (2006) Compostagem de bagaço de cana-de-açúcar triturado utilizado como material filtrante de águas residuárias da suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental** 10:466–471
- MAPA – Ministério Da Agricultura, Pecuária E Abastecimento. **Manual de métodos analíticos oficiais para fertilizantes e corretivos**. p137-178 Brasília-DF, 2014.
- Matos AT, Vidigal SM, Sedyama MAN, Garcia NCP, Ribeiro MF (1998) Compostagem de alguns resíduos orgânicos, utilizando-se águas residuárias da suinocultura como fonte de nutrientes. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental** 2:199-203
- Miller, F. C. Composting as a process based on the control of ecologically selective factors. In: Metting, F. B. **Soil microbial ecology: application in agricultural and environmental management**. Nova York: Marcel Dekke Inc, p.515-541. 1993.

- Milori DMB, Galeti HVA, Martin-Neto L, Dieckow J, González-Pérez M, Bayer C, Salton J (2006) Organic matter study of whole soil samples using laser-induced fluorescence spectroscopy. **Soil Science Society of America Journal** 70:57-63
- MMA - Ministério Do Meio Ambiente. **Manual para implantação de compostagem e de coleta seletiva no âmbito de consórcios públicos**. Brasília- DF, 2010.
- Nair J, Okamitsu K (2010) Microbial inoculants for small scale composting of putrescible kitchen wastes. **Waste Management** 30:977-982
- Nelson, D. W.; Sommers, L. E. Total carbon, organic carbon and organic matter. In: Page, A. L.; Miller, R. H.; Keeney, D. R. eds. *Methods of soil analysis: chemical and microbiological properties*. Part 2. **Soil Science Society of America**. p.539-579. 1982.
- Nigussie A, Bruun S, Kuyper TW, de Neergaard A (2017) Delayed addition of nitrogen-rich substrates during composting of municipal wastes: Effects on nitrogen loss, greenhouse gas emissions and compost stability. **Chemosphere** 166:352-362
- Novais, R. F.; Alvarez, V. H.; Barros, N. F.; Fontes, R. L. F.; Cantarutti, R. B.; Neves, J. C. L. **Fertilidade do solo**. 1ªed. Viçosa, p275-374, 2007.
- Peigné J, Girardin P (2004) Environmental impacts of farm-scale composting practices. **Water, Air and Soil Pollution** 153:45-68
- Reay, D.; Hewitt, C. N.; Smith, K.; Grace, J. **Greenhouse gas sinks**. Oxfordshire, UK, 290p. 2007.
- Roy, R. N.; Finck, A.; Blair, G. J.; Tandon, H. L. S. **Plant nutrition for food security**. Roma, 349p. 2006.
- Rynk, R. **On farm composting handbook**. Ithaca, NY, 186p. 1992.
- Santos, G. A.; Da Silva, L. S.; Canellas, L. P. e Camargo, F. A. O. **Fundamentos da matéria orgânica do solo – ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2ª ed. Porto Alegre, 636p, 2008.
- Simonetto EO, Löbner ML (2014) Simulação baseada em system dynamics para avaliação de cenários sobre geração e disposição de resíduos sólidos urbanos. **Production** 24:212-224
- Song C, Li M, Wei Z, Jia X, Xi B, Liu D, Zhu C, Pan H (2014) Effect of inoculation with multiple composite microorganisms on characteristics of humic fractions and bacterial community structure during biogas residue and livestock manure co-composting. **Chemical Technology Biotechnology** 91:155-164
- Statsoft Inc. **Statistica (Data Analysis Software System)**. Version 7, Inc Tulsa, 2006.
- Steudler PA, Melillo JM, Feigl BJ, Neill C, Piccolo MC, Cerri CC (1996) Consequence of forest-to-pasture conversion on CH₄ fluxes in the Brazilian Amazon Basin, **Journal of Geophysical Research** 101:547-554

Strojaki TV, Da Silva VR, Somavilla A, Da Ros CO, De Moraes MT (2013) Atributos químicos do solo e produtividade de girassol e milho em função da aplicação de composto de lixo urbano.

Pesquisa Agropecuária Tropical 43:278-285

Xu J, Xu X, Liu Y, Li H, Liu H (2016) Effect of microbiological inoculants DN-1 on lignocellulose degradation during co-composting of cattle manure with rice straw monitored by FTIR and SEM.

Environmental Progress and Sustainable Energy 35:345-351