

UFRRJ

**INSTITUTO DE AGRONOMIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRICULTURA ORGÂNICA**

DISSERTAÇÃO

**CARACTERIZAÇÃO E TRATAMENTO DO COMPOSTO ORGÂNICO
DE RESÍDUOS URBANOS DE BELO HORIZONTE-MG PARA A
UTILIZAÇÃO EM AÇÕES DE AGRICULTURA URBANA**

CAIO VIEIRA VASCONCELOS

2019



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE AGRONOMIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRICULTURA ORGÂNICA**

**CARACTERIZAÇÃO E TRATAMENTO DO COMPOSTO ORGÂNICO
DE RESÍDUOS URBANOS DE BELO HORIZONTE-MG PARA A
UTILIZAÇÃO EM AÇÕES DE AGRICULTURA URBANA**

CAIO VIEIRA VASCONCELOS

Sob a orientação do

Dr. Marco Antônio de Almeida Leal

Dissertação submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre em Agricultura Orgânica**, no curso de Pós-Graduação em Agricultura Orgânica.

Seropédica, RJ

Março de 2019

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

“This study was financed in part by the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Finance Code 001”.

Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro
Biblioteca Central / Seção de Processamento Técnico

Ficha catalográfica elaborada
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

V257c Vasconcelos, Caio Vieira, 1987-
Caracterização e tratamento do composto orgânico de
resíduos urbanos de Belo Horizonte-MG para a utilização
em ações de Agricultura Urbana / Caio Vieira
Vasconcelos. - 2019.
62 f.: il.

Orientador: Marco Antônio de Almeida Leal.
Dissertação (Mestrado). -- Universidade Federal Rural
do Rio de Janeiro, Programa de Pós-Graduação em
Agricultura Orgânica, 2019.

1. Compostagem. 2. Coliformes termotolerantes. 3.
Solarização. 4. Substrato. I. Leal, Marco Antônio de
Almeida, 1966-, orient. II Universidade Federal Rural
do Rio de Janeiro. Programa de Pós-Graduação em
Agricultura Orgânica III. Título.

**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE AGRONOMIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRICULTURA ORGÂNICA**

CAIO VIEIRA VASCONCELOS

Dissertação submetida como requisito parcial para a obtenção do grau de **Mestre em Agricultura Orgânica**, no Curso de Pós-Graduação em Agricultura Orgânica.

DISSERTAÇÃO APROVADA EM 28/03/2019.

Marco Antônio de Almeida Leal. Dr. Embrapa Agrobiologia
(Orientador)

Irene da Silva Coelho. Dr. UFRRJ

Sílvio da Silva Santos. Dr.

RESUMO

VASCONCELOS, Caio Vieira. **Caracterização e tratamento do composto orgânico de resíduos urbanos de Belo Horizonte-MG para a utilização em ações de Agricultura Urbana**. 2019. 62 p. Dissertação (Mestrado profissional em Agricultura Orgânica). Instituto de Agronomia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ. 2019

A compostagem é uma das principais alternativas para o tratamento de resíduos sólidos urbanos de natureza orgânica, viabilizando a transformação de materiais instáveis e com contaminações microbiológicas e parasitárias, em adubo orgânico, condicionador de solo ou substrato. Este trabalho foi realizado no âmbito do programa público de compostagem desenvolvido pela Superintendência de Limpeza Urbana (SLU) da Prefeitura de Belo Horizonte (PBH) com o intuito de atender o Programa Hortas Escolares e Comunitárias, também da PBH. O objetivo desta pesquisa foi caracterizar o processo de compostagem, ao longo de 123 dias, e o composto orgânico obtido, identificando a origem e a dinâmica de eventuais contaminações microbiológicas, especialmente de coliformes termotolerantes, bem como desenvolver alternativas de tratamento e utilização, visando adequar o composto da SLU/PBH ao uso em ações de Agricultura Urbana. Verificou-se que o processo de compostagem apresentou valores termófilos durante quase todo o período avaliado. O composto orgânico obtido apresentou pH elevado, condutividade elétrica em valores moderados e elevados teores de macronutrientes. Constatou-se que as matérias-primas utilizadas na compostagem apresentavam contaminação por coliformes termotolerantes, sendo esta a provável origem da contaminação residual ao final do processo de compostagem. Entretanto, também foram encontrados indícios de contaminação cruzada pela utilização conjunta de máquinas/equipamentos e do próprio pátio de compostagem. Não foram identificadas contaminações por *Salmonella sp.*, ovos viáveis de helmintos ou por metais pesados. Os tratamentos pós-compostagem realizados para reduzir/eliminar a contaminação residual por coliformes termotolerantes apresentaram diferentes eficiências, sendo que a solarização com lona plástica transparente mostrou-se altamente eficiente, tornando o composto adequado ao uso agrícola em apenas poucos dias. Avaliou-se também a utilização do composto obtido como substrato para produção de mudas de alface, misturado com diferentes proporções de vermiculita e na presença ou ausência de adubação de cobertura com farelo de algodão. Constatou-se que os substratos com predominância do composto orgânico apresentaram menor germinação. Observou-se também que a adição de vermiculita em maiores proporções foi favorável ao desenvolvimento das mudas, tendo sido possível obter mudas superiores às obtidas com a utilização de substrato comercial. A realização de adubação de cobertura foi essencial para a obtenção de mudas de qualidade. Visando reduzir a contaminação biológica do composto obtido, recomenda-se a adoção de práticas como: cercamento do pátio, redução/eliminação de rejeitos, manutenção da umidade da leira, aprimoramento dos revolvimentos e utilização/higienização adequada de máquinas. Para viabilizar a utilização do composto em larga escala, recomenda-se implantar uma rotina de solarização.

Palavras-chave: Compostagem, coliformes termotolerantes, solarização, substrato.

ABSTRACT

VASCONCELOS, Caio Vieira. **Characterization and treatment of the municipal waste compost of Belo Horizonte-MG aiming at the use in Urban Agriculture actions.** 2019. 62 p. Dissertation (Professional Master in Organic Agriculture). Instituto de Agronomia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ. 2019

Composting is one of the main alternatives for the treatment of organic urban solid waste, making possible the transformation of unstable materials and with microbiological and parasitic contaminations, in organic fertilizer, soil conditioner or substrate. This research was carried out under the public composting program developed by the Superintendência de Limpeza Urbana (SLU) da Prefeitura de Belo Horizonte (PBH) in order to attend PBH's school and community gardens (Programa Hortas Escolares e Comunitárias/PBH). The objective of this research was to characterize the composting process over a period of 123 days and the compost obtained, identifying the origin and dynamics of possible microbiological contaminations, especially with thermotolerant coliforms, as well as to develop treatment and utilization alternatives, aiming to adapt the SLU / PBH compost for use in Urban Agriculture actions. It was verified that the composting process presented thermophilic values during almost all the evaluated period. The obtained compost presented high pH, moderate electrical conductivity and elevated nutrient content. It was verified that the raw materials used in the composting presented contamination by thermotolerant coliforms, being this the probable origin of the residual contamination at the end of the composting process. However, there was also evidence of cross contamination by the joint use of machines / equipment and the composting yard itself. No *Salmonella sp.*, viable eggs of helminths or heavy metal contamination has been identified. The post-composting treatments to reduce / eliminate residual contamination by thermotolerant coliforms presented different efficiencies, and solarization with translucent plastic was highly efficient, making the compost suitable for agricultural use in only a few days. It was also evaluated the use of the substrate compound to produce lettuce seedlings, mixed with different proportions of vermiculite and in the presence or absence of cover fertilization with cottonseed meal. It was observed that the substrates with predominance of compost had lower germination. It was also observed that the addition of vermiculite in larger proportions was favorable to the development of the seedlings, and it was possible to obtain seedlings superior to those obtained with the use of commercial substrate. The use of cover fertilization was essential to obtain quality seedlings. In order to reduce the biological contamination of the compost obtained, it is recommended to adopt practices such as: hedge the yard, reduction / elimination of tailings, maintenance of humidity in the heap, improvement of the revolving and proper use/sanitation of machines. Deploying a solarization routine associated with compost production may be of interest in making use of it on a larger scale.

Key Word: Composting, thermotolerant coliforms, solarization, root substrate

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Limites máximos de contaminantes admitidos em fertilizantes orgânicos e condicionadores de solo (BRASIL, 2006; BRASIL, 2016b).	10
Tabela 2. Emissões potenciais de CO ₂ e de NH ₃ , pH e teores totais de N, Ca, Mg, P e K dos materiais utilizados na compostagem.	18
Tabela 3. Valores de massa úmida, umidade, massa seca, densidade úmida e volume dos resíduos urbanos utilizados na compostagem.	20
Tabela 4. Valores de umidade aos 0, 58 e 123 dias e redução da massa seca, do volume e do conteúdo de N aos 58 e 123 dias.	31
Tabela 5. Características observadas após 123 dias de incubação do composto orgânico de resíduos urbanos (média de três repetições + erro padrão).	32
Tabela 6. Teores de metais pesados em composto orgânico de resíduos urbanos e valores máximos admitidos pela legislação (BRASIL, 2016b).	32
Tabela 7. Contaminação por coliformes termotolerantes nos resíduos urbanos utilizados na compostagem.	33
Tabela 8. Valores finais de contaminação por coliformes termotolerantes em composto orgânico de resíduos urbanos.	37
Tabela 9. Contaminação por <i>Salmonella sp.</i> e ovos viáveis de helmintos em leira de compostagem de resíduos urbanos.	37
Tabela 10. Temperaturas máximas e mínimas do composto orgânico e do ambiente e condições meteorológicas predominantes durante o processo de solarização.	40
Tabela 11. Teores totais de N, Ca, Mg, P e K dos substratos utilizados no experimento com mudas de alface.	43
Tabela 12. Teores disponíveis de N, Ca, Mg, P e K dos substratos utilizados no experimento com mudas de alface.	43
Tabela 13. Proporção (%) dos teores disponíveis de N, Ca, Mg, P e K em relação aos teores totais, dos substratos utilizados no experimento com mudas de alface.	44
Tabela 14. Valores de densidade aparente, densidade da partícula, porosidade total, microporosidade e macroporosidade dos substratos utilizados no experimento com mudas de alface.	44
Tabela 15. Resultados da análise de variância do esquema parcela dividida, com substrato na parcela e adubação de cobertura na subparcela, apresentado os níveis de significância de cada fator e da interação entre os fatores, e os coeficientes de variação das parcelas e das subparcelas.	47
Tabela 16. Germinação, número de folhas, altura, massa fresca da parte aérea, volume de raiz e estabilidade do torrão de mudas de alface produzidas com diferentes substratos.	48

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Valores de precipitação pluviométrica observados durante a condução das leiras de compostagem de resíduos urbanos.	19
Figura 2. Leiras de compostagem de resíduos urbanos monitoradas.	19
Figura 3. Valores de temperatura observados durante a compostagem de resíduos urbanos. Média de três repetições + erro padrão.	24
Figura 4. Valores de pH observados durante a compostagem de resíduos urbanos. Média de três repetições + erro padrão.	25
Figura 5. Valores de condutividade elétrica observados durante a compostagem de resíduos urbanos. Média de três repetições + erro padrão.	27
Figura 6. Teores de N observados durante a compostagem de resíduos urbanos. Média de três repetições + erro padrão.	28
Figura 7. Emissão potencial de CO ₂ observada durante a compostagem de resíduos urbanos. Média de três repetições + erro padrão.	29
Figura 8. Emissão potencial de NH ₃ observada durante a compostagem de resíduos urbanos. Média de três repetições + erro padrão.	30
Figura 9. Contaminação por coliformes termotolerantes nas leiras de compostagem sem proteção e com proteção de tela de sombreamento.	34
Figura 10. Contaminação por coliformes termotolerantes nas leiras de compostagem com revolvimento periódico e sem revolvimento periódico.	36
Figura 11. Contaminação por coliformes termotolerantes em composto orgânico aos 0, 10, 20 e 30 dias de tratamento.	38
Figura 12. Valores de pH observados em diferentes substratos durante o desenvolvimento das mudas de alface.	45
Figura 13. Valores de condutividade elétrica observados em diferentes substratos durante o desenvolvimento das mudas de alface.	46
Figura 14. Mudas de alface do tratamento T1 (substrato comercial), sendo a linha superior de mudas com adubações de cobertura e a linha inferior de mudas sem adubações de cobertura.	50
Figura 15. Mudas de alface do tratamento T2 (100%C), sendo a linha superior de mudas com adubações de cobertura e a linha inferior de mudas sem adubações de cobertura.	50
Figura 16. Mudas de alface do tratamento T3 (66%C+33%V), sendo a linha superior de mudas com adubações de cobertura e a linha inferior de mudas sem adubações de cobertura.	51
Figura 17. Mudas de alface do tratamento T4 (33%C+66%V), sendo a linha superior de mudas com adubações de cobertura e a linha inferior de mudas sem adubações de cobertura.	51

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	1
2 REVISÃO DE LITERATURA	3
2.1 Resíduos Sólidos Urbanos.....	3
2.2 Compostagem.....	4
2.2.1 Fatores que interferem na compostagem.....	5
2.2.2 Compostagem de Resíduos Sólidos Urbanos.....	6
2.2.3 Compostagem em Belo Horizonte/MG.....	8
2.2.4 Contaminação microbiológica e parasitária na compostagem	10
2.2.5 Tratamentos para higienização de materiais orgânicos	12
2.3 Agricultura Urbana.....	13
2.3.1 Agricultura Urbana em Belo Horizonte/MG.....	15
2.4 Substratos	17
3 MATERIAL E MÉTODOS	18
3.1 Caracterização da compostagem	18
3.2 Tratamentos para higienização do composto orgânico	21
3.3 Experimento de produção de mudas	22
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	24
4.1 Caracterização física e química da compostagem	24
4.2 Caracterização da contaminação química e biológica.....	32
4.3 Tratamentos para higienização do composto orgânico	38
4.4 Experimento de produção de mudas	43
4.4.1 Caracterização dos substratos.....	43
4.4.2 Variação de pH e CE dos substratos	45
4.4.3 Avaliação das mudas.....	47
5 CONCLUSÕES.....	52
6 RECOMENDAÇÕES	53
6.1 Recomendações gerais sobre a compostagem.....	53
6.2 Recomendações sobre a utilização do composto	53
7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	54

1 INTRODUÇÃO

O aproveitamento de resíduos orgânicos urbanos para a produção de insumos agrícolas reveste-se de grande importância, pois contribui para o retorno ao solo de parte dos nutrientes que foram retirados por meio da produção e colheita de produtos agropecuários, e que posteriormente foram consumidos nas áreas urbanas. Entretanto, os resíduos orgânicos urbanos podem apresentar grande instabilidade físico-química e alta contaminação microbiológica e parasitária, requerendo processamentos visando torná-los adequados ao uso agrícola. A compostagem é uma das principais alternativas para o tratamento de resíduos orgânicos urbanos, pois é um processo que apresenta menor custo e maior escala de processamento, quando comparado às outras opções de tratamento. A compostagem permite a transformação rápida de resíduos orgânicos crus - de utilização limitada em função de sua instabilidade físico-química e de eventuais contaminações microbiológicas e parasitárias - em composto orgânico, que é um material estável, rico em matéria orgânica e nutrientes, homogêneo, e pronto para utilização segura como adubo, condicionador de solo ou substrato.

A Agricultura Urbana (AU), embora ainda seja alvo de disputas conceituais, pode ser compreendida como o movimento de produção agropecuária dentro ou no entorno de áreas urbanas, integrando-se e relacionando-se diretamente com os elementos ambientais e sociais urbanos. A AU pode ser um movimento espontâneo ou fomentado pelo poder público e por organizações não governamentais. Atualmente a AU tem ganhado projeção pela capacidade de interferir positivamente em questões ligadas à segurança alimentar e nutricional, saúde, geração de emprego e renda, requalificação ambiental, gestão de resíduos urbanos e organização sociocomunitária.

Quando se adota uma perspectiva agroecológica de produção, a utilização de adubos orgânicos é essencial para a AU - considerando a importância da matéria orgânica para o solo e a necessidade de obtenção de insumos a partir de fontes localmente disponíveis. Nesse sentido, os temas compostagem, em especial quando se utilizam resíduos sólidos urbanos, e AU se integram. Programas de compostagem com resíduos orgânicos urbanos podem fornecer adubos e material para a produção de substratos demandados pela AU, a partir de arranjos produtivos locais.

A Prefeitura Municipal de Belo Horizonte (PBH) desenvolve o Programa Hortas Escolares e Comunitárias (PHEC), coordenado pela Subsecretaria de Segurança Alimentar e Nutricional (SUSAN), vinculada à Secretaria Municipal de Assistência Social, Segurança Alimentar e Cidadania (SMASAC). Identificar e viabilizar alternativas para suprir a demanda de adubos orgânicos e substratos tem sido um dos pontos prioritários para a manutenção e ampliação das ações de AU da PBH. Por outro lado, a PBH possui também um programa público de compostagem, desenvolvido pela Superintendência de Limpeza Urbana (SLU). O composto produzido pela SLU/PBH é resultado de um programa de coleta seletiva de resíduos alimentares (de restaurantes, sacolões e similares) e do reaproveitamento de resíduos de poda da arborização urbana do município. Esses materiais são submetidos ao processo de compostagem pelo sistema "Windrow".

Considerando o volume produzido e acumulado, pois atualmente há pouca saída para o composto produzido, esse composto pode ser uma alternativa interessante para atender o PHEC e as demais ações de AU da PBH. Ocorre que a ausência de análises recentes de contaminantes no composto e o histórico de problemas com contaminação microbiológica têm inviabilizado a utilização do composto da SLU/PBH em hortas e em demais cultivos alimentares. Esta contaminação, provavelmente, tem origem nas matérias-primas utilizadas,

mas pode também ter outras origens, pois se observa a presença de aves silvestres e animais domésticos revolvendo as leiras de composto. Além disto, pode ser necessário corrigir eventuais falhas no processo de compostagem, verificando se a prática de revolvimento sistemático influencia na contaminação microbiológica.

O objetivo deste trabalho foi caracterizar o processo de compostagem e o composto obtido na SLU/PBH, identificando a origem e a dinâmica de eventuais contaminações microbiológicas, especialmente com coliformes termotolerantes, bem como desenvolver alternativas de tratamento, como a solarização com lona plástica transparente, armazenamento e vermicompostagem, visando à redução/eliminação da população de coliformes termotolerantes; além de testar a utilização do composto orgânico obtido com matéria-prima para a formulação de substratos destinados à produção de mudas de alface.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Resíduos Sólidos Urbanos

Resíduos Sólidos compreendem os materiais, substâncias, objetos ou bens descartados resultantes de atividades humanas em sociedade, cuja destinação final se dê nos estados sólido ou semissólido, bem como os gases contidos em recipientes e os líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou em corpos d'água (BRASIL, 2011). A legislação brasileira prevê que os Resíduos Sólidos devem ser geridos visando à proteção da saúde pública e da qualidade ambiental, de forma integrada, com ações voltadas para a busca de soluções considerando as dimensões política, econômica, ambiental, cultural e social, com controle social e sob a premissa do desenvolvimento sustentável (BRASIL, 2010).

Os Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) são constituídos por resíduos domiciliares, comerciais, hospitalares, públicos (varrição, capina), de feiras e mercados, especiais (podas de árvores, entulhos) e de estação de tratamento de esgoto doméstico (MATOS, 2014). A Gestão de RSU abrange uma grande variedade de temas interligados: logística reversa, coleta seletiva, atuação dos catadores de materiais reutilizáveis e recicláveis, compostagem, recuperação energética, dentre outros. Portanto, a gestão de RSU deve considerar a disposição final ambientalmente adequada, a redução da geração de resíduos, o fomento à reutilização e à reciclagem com inclusão de catadores de materiais e a destinação alternativa de resíduos orgânicos e gases energéticos (BRASIL, 2011).

O Brasil gera em torno de 58,9 milhões de toneladas de RSU por ano, os quais são coletados em 98% dos domicílios urbanos do país. A produção de RSU por habitante está em torno de 0,94 kg por dia. Do total de resíduos coletados, aproximadamente 59% são destinados a aterros sanitários, 10 % para aterros controlados, 10 % para lixões, 3% para unidades de triagem e compostagem e 18% não possuem destinação conhecida (SNIS, 2016a). Belo Horizonte-MG gera 994,8 mil toneladas de RSU por ano, coletados em 96% do total de domicílios. A produção de RSU por habitante está em torno de 1,1 kg por dia. Do total de resíduos coletados 98,84% são dispostos em aterros sanitários, 0,89% são reciclados e 0,27 são destinados à compostagem (BELO HORIZONTE, 2017a). De acordo com dados do Plano Nacional de Resíduos Sólidos, 51% de todo o resíduos gerado no país é composto por matéria orgânica putrescível - passível de ser utilizada em processos de compostagem/biodigestão (BRASIL, 2011). Em Belo Horizonte-MG, segundo dados do Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos de Belo Horizonte-MG (PMGIRS-BH), o conteúdo de matéria orgânica no total de resíduos sólidos em diferentes avaliações variou de 48,77% a 61,59%, em função de diferentes metodologias adotadas na amostragem (BELO HORIZONTE, 2017a).

Embora a disposição de RSU em aterros sanitários seja considerada como destinação final ambientalmente adequada, aterros sanitários possuem custos elevados de operação e vida útil limitada. Dessa forma, recomendam-se a adoção de estratégias de redução da disposição de RSU em aterros sanitários. A fração orgânica dos RSU, em vez de aterrada ou mesmo disposta irregularmente, pode receber outros tratamentos. Resíduos de capina e de poda da arborização urbana (e demais resíduos com baixo teor de umidade) podem ser destinados para compostagem ou aproveitamento energético através de combustão. Resíduos orgânicos úmidos podem ser destinados para unidades de compostagem ou de biodigestão anaeróbica (BELO HORIZONTE, 2017a; BRASIL, 2011; CESTONARO, 2018).

2.2 Compostagem

Ao longo dos séculos a humanidade desenvolveu diversos modelos de agricultura que se mantiveram produtivos e estáveis, contando unicamente com recursos e processos locais. Podem-se citar como exemplos os cultivos tradicionais de arroz na Ásia, os sistemas de rotação de grãos com pousio e integração animal na Europa medieval/moderna e os sistemas de cultivo-pousio das populações indígenas de áreas florestais da América (EHLERS, 1999; KHATOUNIAN, 2001; MAZOYER & ROUDART, 2010). De um modo geral, todos esses sistemas tradicionais eram capazes de manter a fertilidade (e conseqüentemente a produtividade dos cultivos) pelo manejo adequado da matéria orgânica, utilizando estratégias de produção de biomassa e de ciclagem de nutrientes.

Dentro de uma proposta agroecológica de produção, a adubação orgânica interfere na estrutura e funcionamento dos agroecossistemas, aproximando os agroecossistemas dos ecossistemas naturais. A adubação orgânica, na medida em que interfere no teor de matéria orgânica do solo, irá desempenhar funções químicas, físicas, biológicas e ecossistêmicas no solo. De acordo com um trabalho de revisão realizado por Osterroht (2002), a matéria orgânica do solo contribui para o aumento da capacidade de troca de cátions; aumento do poder tampão; reserva de nutrientes; disponibilização lenta de nutrientes; mobilização de fósforo fixado; complexação de alumínio, ferro, outros metais e micronutrientes; aumento da retenção de água; melhoria da agregação, porosidade e permeabilidade; proteção mecânica superficial; aumento da população de microrganismos e da fauna do solo; controle biológico de pragas, nematóides e doenças; e ação fito-hormonal.

Dentre as estratégias de adubação orgânica, pode-se citar a utilização de resíduos animais e vegetais (esterços, palhadas e resíduos diversos), submetidos a processos controlados de decomposição.

De acordo com Kiehl (2001), a compostagem compreende a ação de microrganismos sobre restos de origem animal e vegetal, resultando em material subdividido, estável, rico em húmus, homogêneo e de coloração escura. Segundo esse autor, o objetivo principal da compostagem é a transformação rápida de resíduos orgânicos crus - de utilização limitada em função de suas características físicas, químicas e/ou biológicas - em material pronto para utilização como adubo ou condicionador de solo. A ABNT, através da NBR 13591, conceitua compostagem como o processo de decomposição biológica da fração orgânica biodegradável dos resíduos, efetuado por uma população diversificada de organismos, em condições controladas de aerobiose e demais parâmetros, desenvolvido em duas etapas distintas: uma de degradação ativa e outra de maturação (ABNT, 1996). A legislação brasileira de Agricultura Orgânica também apresenta sua própria definição de compostagem. De acordo com Instrução Normativa MAPA nº 46/2011, compostagem é o processo físico, químico, físico-químico ou bioquímico, natural ou controlado, a partir de matérias-primas de origem animal ou vegetal, isoladas ou misturadas, podendo o material ser enriquecido com minerais ou agentes capazes de melhorar suas características físicas, químicas ou biológicas e isento de substâncias proibidas pela regulamentação de orgânicos (BRASIL, 2011). Por fim, a legislação ambiental brasileira através da Resolução CONAMA nº 481/2017 também apresenta uma definição de compostagem, como sendo o processo de decomposição biológica controlada de resíduos orgânicos, efetuado por uma população diversificada de organismos, em condições aeróbias e termofílicas, resultando em material estabilizado, com propriedades e características completamente diferentes daqueles que lhe deram origem, podendo ser caracterizado como fertilizante orgânico, condicionador de solo e outros produtos de uso agrícola (BRASIL, 2017).

O processo de compostagem pode ser realizado de diferentes formas. Como o método mais usual no Brasil, tem-se o sistema “Windrow” ou “leiras com revolvimento”. Existem outros métodos, com o uso de reatores/digestores e mecanismos de aeração forçada ou aeração passiva, mas sua utilização é menos usual no país. O método “Windrow” de compostagem se inicia pela formação de leiras/montes com material previamente misturado ou alternando camadas de materiais ricos em carbono com materiais ricos em nitrogênio. Esse método se caracteriza pelo revolvimento periódico e frequente (particularmente nos 30 primeiros dias, reduzindo a frequência de revolvimentos a partir de então). O tempo total de compostagem é de 90 a 120 dias, em condições ideais. Para grandes quantidades de composto, é usual a utilização de tratores ou máquinas específicas para realizar os revolvimentos (MATOS, 2014).

2.2.1 Fatores que interferem na compostagem

Diversos fatores interferem no processo de compostagem, entre eles: microrganismos; umidade; temperatura; aeração; concentração de nutrientes; pH; granulometria; e dimensões das leiras/montes.

Bactérias, fungos e actinomicetos são os principais responsáveis pela decomposição da matéria-orgânica. Além desses organismos, algas, protozoários, nematóides e artrópodes também participam em menor grau do processo. A comunidade microbiana atuante na decomposição vai se modificando ao longo tempo, sendo dependente das condições ambientais (temperatura, umidade, aeração) da massa de compostagem. No início da decomposição, predominam bactérias e fungos mesófilos produtores de ácidos. Com a elevação da temperatura para níveis acima de 40° C, há mudança para uma população de microrganismos termófilos. Posteriormente, com a redução natural da temperatura, se estabelece novamente uma população microbiana mesófila ou criófila. Muitos resíduos orgânicos, em especial esterco e resíduos orgânicos domésticos/comerciais, já são ricos em microrganismos e permitem o início imediato da compostagem. Em alguns casos, pode ser interessante realizar a inoculação com uma pequena fração de resíduos ricos em microrganismos, composto orgânico pronto ou semicurado, ou inoculantes específicos - embora esse tema ainda seja objeto de muitas controvérsias (CERDA *et al.*, 2018; KIEHL, 2001; KIEHL, 2012).

A disponibilidade de água na compostagem é essencial para o desenvolvimento dos microrganismos. Os níveis ideais de umidade estão entre 40% e 60-65%. Abaixo de 40% a atividade microbiana diminui gradativamente - cessando em níveis menores que 12% - reduzindo a taxa de decomposição. Acima de 60-65% a umidade torna-se excessiva, com a água ocupando o espaço do ar e desencadeando processos anaeróbicos. Recomenda-se que o conteúdo de água seja monitorado e corrigido através de irrigação e revolvimento (KIEHL, 2001; KIEHL, 2012; MATOS, 2014).

A atividade microbiana aeróbica libera calor e ocasiona a elevação de temperatura da massa de compostagem. A faixa de temperatura mais eficiente para a decomposição é a de 45-50°C a 60-65°C. Temperaturas acima de 70°C, por longo período, restringem a atuação de microrganismos sensíveis e provocam reações químicas indesejáveis. Por outro lado, temperaturas da massa de compostagem sempre abaixo de 55°C podem ocasionar controle inadequado de sementes de plantas espontâneas, ovos de parasitas e microrganismos patogênicos. A variação típica de temperatura da compostagem se inicia em temperatura ambiente (fase criófila), passa por uma fase mesófila (25-35°C a 40-45°C), atinge uma fase termófila (>40-45°C), retorna para a fase mesófila (agora com o composto já semicurado/bioestabilizado) e reduz posteriormente até a temperatura ambiente (fase criófila,

com o composto curado/humificado). O controle da temperatura pode ser realizado pelo controle da aeração, umidade e disponibilidade de nutrientes (KIEHL, 2001; KIEHL, 2012; MATOS, 2014).

A aeração é fator a ser considerado para se garantir maior eficiência do processo, permitindo a redução do tempo de decomposição, a ocorrência de temperaturas mais elevadas, a obtenção de um produto de melhor qualidade e a redução de odores e ocorrência de vetores. A aeração pode ser obtida pela utilização de resíduos grosseiros e/ou de difícil decomposição, revolvimentos periódicos, aeração passiva ou aeração forçada (KIEHL, 2001; KIEHL, 2012; MATOS, 2014).

O crescimento e diversificação da população microbiana se relacionam diretamente com a concentração de nutriente na massa de compostagem. Em especial os teores de Carbono (C) e Nitrogênio (N) podem ser considerados fatores críticos. Idealmente, deve-se trabalhar com uma relação C/N entre 25:1 e 35:1. Quanto maior a relação C/N, maior o tempo de compostagem. Por outro lado, quando a relação C/N é menor que 30:1, pode ocorrer perda de N na forma de amônia (NH_3). Em geral, durante a compostagem, a relação C/N dos resíduos tende a decrescer até valores de próximos a 10/1 - devido à utilização do C como fonte de energia para os microrganismos e concomitante liberação de gás carbônico (CO_2) (KIEHL, 2001; KIEHL, 2012; MATOS, 2014).

O pH, embora em geral não seja um fator crítico no processo, interfere no desenvolvimento dos microrganismos, variando ao longo do processo de compostagem. Inicialmente, devido ao desenvolvimento de microrganismo produtores de ácidos, o pH tende a ser reduzido para valores na faixa de 4,0 a 5,0 - geralmente inferiores aos valores de pH da matérias-primas iniciais. Posteriormente, esses ácidos reagem com bases liberadas pelo processo de mineralização da matéria orgânica, gerando compostos de reação alcalina. Conseqüentemente o pH se eleva ao longo da compostagem se estabilizando em valores na faixa de 7,5-9,0 (KIEHL, 2012; MATOS, 2014).

O tamanho das partículas interfere no processo de compostagem ao modificar o movimento de líquidos e gases na massa de compostagem e por proporcionar maior ou menor ataque de microrganismos ao material em decomposição. Quanto mais fragmentado, maior o ataque de microrganismos e mais rápida a decomposição, mas também maior a compactação e menor a aeração da massa (podendo ocorrer anaerobiose). Em geral, recomenda-se trabalhar com inclusão de materiais grosseiros (30-50 mm), e realizar o peneiramento/trituração ao final da compostagem (KIEHL, 2012; MATOS, 2014).

O tamanho e formato das leiras/montes também podem interferir no processo de compostagem na medida em que alteram a dinâmica de aeração, retenção de calor e umidade. Leiras muito baixas e/ou com área superficial alta perdem calor e umidade mais rapidamente, comprometendo os processos de decomposição nas camadas superficiais e a obtenção de temperaturas mais elevadas na massa de compostagem. Por outro lado, leiras muito altas comprometem os processos de aeração. Em geral, recomendam-se leiras/montes com altura entre 1,0 e 1,80 metros e largura entre 1,0 e 4,0 metros (KIEHL, 2012; MATOS, 2014).

2.2.2 Compostagem de Resíduos Sólidos Urbanos

Apesar do grande potencial de utilização RSU para compostagem, no Brasil, no ano de 2014, apenas 0,4% dos resíduos foram compostados (BRASIL, 2016a). Belo Horizonte apresenta resultados semelhantes, mas ligeiramente inferiores. No ano de 2016, foram compostadas 2.180 toneladas de resíduos ou 0,27 % do total de resíduos produzidos na cidade. Nesse ano, os resíduos alimentares corresponderam a 73,7 % do total compostado,

enquanto os resíduos de poda representaram os 26,3 % restantes (BELO HORIZONTE, 2017b).

A Política Nacional de Resíduos Sólidos, que dispõe sobre a gestão integrada e o gerenciamento dos resíduos no país, considera o processo de compostagem como uma das formas de destinação final ambientalmente adequada de resíduos. A referida Política define ainda como responsabilidade dos serviços públicos de limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos a implantação de sistema de compostagem para resíduos sólidos orgânicos e a articulação com os agentes econômicos e sociais sobre as formas de utilização do composto produzido (BRASIL, 2010). Já o Plano Nacional de Resíduos Sólidos propõe que a implantação de novas unidades de compostagem deve vir acompanhada da adequação e flexibilização dos critérios técnicos para obtenção do licenciamento ambiental do empreendimento, de campanhas de educação ambiental para conscientizar e sensibilizar a população na separação da fração orgânica dos resíduos gerados e, principalmente da coleta seletiva dos resíduos orgânicos - uma vez que a qualidade final do composto está relacionada à eficiência na separação. Ainda em relação à implantação de unidades de compostagem, o Plano recomenda a adoção de incentivos fiscais e subsídios a programas de compostagem. Em relação às diretrizes do Plano, estabelece-se que a compostagem é uma ferramenta importante de redução de RSU dispostos em aterros sanitários e recomenda a utilização de estratégias para melhorar a segregação da fração orgânica dos RSU domiciliares/comerciais, a adoção de medidas específicas para grandes geradores e para resíduos de poda e capina, e a melhoria da qualidade final do composto para viabilizar o uso agrícola e para jardinagem (BRASIL, 2011).

Em um ambiente urbano, a compostagem pode ser desenvolvida a partir de várias matérias-primas, como lodos de estação de tratamento de esgoto, resíduos domiciliares (resíduos de cozinha e resíduos de jardim), resíduos verdes (de poda da arborização urbana e da manutenção de parques, ruas e praças) e resíduos alimentares industriais e comerciais. Os resíduos alimentares e os resíduos verdes são largamente utilizados em unidades de compostagem urbanas. Os resíduos gerados em feiras, mercados, sacolões, lanchonetes e restaurantes geralmente são bastante utilizados e compreendem, principalmente, frutas e hortaliças *in natura* não aproveitadas e as sobras de refeições e do preparo de alimentos. Os resíduos de poda de árvores podem ser incorporados ao processo de compostagem de resíduos alimentares para atuarem como agentes estruturantes, essenciais para que se consiga a manutenção do processo em condições aeróbias. As características de cada tipo de resíduo, as estratégias de coleta adotadas e os procedimentos empregados para a sua transformação, determinarão as características do composto produzido. Considerando os resíduos alimentares, quando coletados seletivamente na fonte, há um maior potencial de se obter um composto com elevada qualidade. Os potenciais usos do composto produzido em áreas urbanas incluem a aplicação em agricultura, paisagismo, jardinagem (residencial e municipal), produção de mudas, recuperação de solos contaminados e/ou degradados e controle da erosão (CESTONARO, 2018).

A compostagem de RSU apresenta particularidades que tornam o processo mais complexo que a compostagem de resíduos agropecuários e agroindustriais. Os RSU são materiais altamente heterogêneos (incluem restos de podas e jardins, descarte de frutas e hortaliças, resíduos de alimentos cozidos) e com variações significativas ao longo do ano e de local para local, considerando as especificidades relacionadas à alimentação de diferentes culturas. Em geral, os RSU mais utilizados na compostagem, com exceção dos resíduos de poda, apresentam alto teor de umidade e alto potencial para compactação da massa de compostagem. Portanto, requerem manejo específico durante a compostagem, como a mistura

com materiais estruturantes e a utilização de revolvimentos constantes para se garantir a aeração do processo. Outro grande desafio da compostagem de RSU está na presença de impurezas físicas (como plásticos, vidros, metais) e contaminantes químicos (excesso de sais, metais pesados) e microbiológicos e parasitárias (coliformes, *Salmonella*, ovos de helmintos). Quando se utilizam RSU provenientes de coleta seletiva, com segregação na fonte, as impurezas/contaminações são reduzidas, pois os resíduos orgânicos apresentam menos impurezas físicas misturadas e são menos expostos ao contato com pilhas, produtos eletrônicos, tintas, embalagens e materiais com contaminação fecal. Considerando as dificuldades de manejo dos RSU e a presença de impurezas/contaminantes, se o processo de compostagem não for bem conduzido há grande possibilidade de se obter um composto orgânico com baixa qualidade, baixa aceitação, baixo valor comercial e grandes restrições legais de utilização. Por fim, há de se considerar os possíveis impactos ambientais do processo de compostagem, que se revestem de maior importância devido à proximidade dos pátios de compostagens de RSU com áreas urbanizadas. Deve-se levar em consideração o impacto da geração de chorume, odores, ruído, poeira e bioaerossóis, a proliferação/atração de vetores e geração de gases de efeito estufa (CERDA *et al.*, 2018; CESTONARO, 2018; KIEHL, 2012; WEI *et al.*, 2017).

2.2.3 Compostagem em Belo Horizonte/MG

O autor desta dissertação, no âmbito de sua atuação profissional como servidor público/engenheiro agrônomo vinculado aos programas de agricultura urbana (AU) da Prefeitura de Belo Horizonte (PBH), acompanha diversas iniciativas de compostagem em pequena escala em escolas municipais, hortas comunitárias, parques municipais e residências. Entretanto, a PBH não dispõe de dados sistematizados em relação à compostagens domésticas e institucionais em pequena escala.

Como ação pública de compostagem, a PBH desenvolve atividades desde 1975. Inicialmente a compostagem era realizada em reatores (tipo DANO) que recebiam o material orgânico após a separação manual de resíduos não compostáveis do resíduo domiciliar não segregado na origem. A partir de 1995 o Programa de compostagem foi reformulado, os reatores foram desativados, implantou-se um sistema de coleta seletiva de resíduos orgânicos e adotou-se o método “Windrow” de Compostagem (LOPES, 2008).

A unidade de compostagem municipal localiza-se nas instalações da Central de Tratamento de Resíduos Sólidos (CTRS) da Superintendência de Limpeza Urbana (SLU) de Prefeitura de Belo Horizonte (PBH), às margens da rodovia BR-040 km 531. No local funcionava o antigo aterro sanitário de Belo Horizonte, hoje desativado e prestando-se às atividades de compostagem, reciclagem de entulho, aproveitamento energético de biogás e educação ambiental. O pátio de compostagem da CTRS conta com uma área pavimentada de 10.000 m², sendo que 1.000 m² correspondem ao galpão coberto e a área administrativa. O pátio foi dimensionado para processar 20 t/dia de resíduos, incluindo poda triturada e resíduos alimentares. Além do pátio impermeabilizado, galpão para armazenamento de composto maturado e área administrativa, o pátio de compostagem possui um triturador de galhos de grande porte, dois trituradores de galhos de porte médio, uma pá-carregadeira e uma retroescavadeira (LOPES, 2008; BELO HORIZONTE, 2017).

Como matérias-primas da compostagem, utilizam-se resíduos orgânicos de coleta seletiva de alguns restaurantes e sacolões e parte dos resíduos de poda da arborização urbana. Aproximadamente 35 estabelecimentos integram a coleta seletiva do Programa de compostagem. A coleta é realizada através de 2 caminhões compactadores adaptados com tanque para armazenamento de chorume, próprios da SLU/PBH, seguindo rotas pré-definidas,

com frequência diária (segunda a sábado), ou alternada (terça, quinta e sábado e segunda, quarta e sexta). Não há nenhuma cobrança pelo serviço de coleta, sendo que a única exigência é que o resíduo orgânico seja armazenado em bombonas de 60 litros e que seja devidamente segregado. Os resíduos de poda utilizados, que também representam uma pequena fração dos resíduos de poda gerados pela cidade, são recebidos de acordo com a necessidade, permanecendo acumulados no pátio até sua trituração e utilização. Em 2016 o pátio de compostagem recebeu aproximadamente 6 t/dia de resíduos (coleta seletiva e poda), operando com 30 % da sua capacidade (BELO HORIZONTE, 2017a; BELO HORIZONTE, 2017b).

De acordo com Lopes (2008), Cestonaro (2018) e com as observações de campo do autor deste trabalho, os procedimentos operacionais empregados no processo de compostagem realizados pela SLU/PBH compreendem as etapas de recepção, triagem manual (limpeza), trituração de galhos, mistura, montagem da leira, compostagem/monitoramento e armazenamento. A “recepção” constitui-se da pesagem, remoção de chorume e descarregamento de resíduos. A “triagem manual ou limpeza” compreende a retirada, com auxílio de pá e rastelo, dos materiais inertes ou de difícil decomposição presentes no resíduo orgânico coletado previamente espalhado. A “trituração de galhos” é usualmente realizada com equipamento triturador de grande porte. Entretanto, durante a realização deste trabalho, nenhum dos três trituradores estava em funcionamento e adotou-se um método alternativo de obtenção de poda triturada, compreendendo o espalhamento e secagem prévia do resíduo de poda, que era então submetido a fragmentação pelo trânsito de trator de esteira sobre o resíduo, seguindo-se a posterior remoção manual de fragmentos maiores de galhos. A “mistura” constitui-se da união dos resíduos orgânicos da coleta seletiva, após a limpeza, com a poda de árvores triturada. Usualmente a mistura é feita na proporção, em massa úmida, de 60% de resíduo alimentar e 40% de poda triturada, mas a proporção realmente utilizada depende da disponibilidade dos resíduos de poda. A “montagem da leira” é realizada utilizando formato prismático ou cônico, com leiras de altura entre 1,5 a 2,0 metros, largura da base entre 3,5 a 4,0 metros e extensão da leira variável em função da quantidade de resíduo disponível. A “compostagem/monitoramento” compreende o período de aproximadamente 120 dias em que a leira permanece no pátio, com 2 revolvimentos semanais feitos por pá carregadeira, irrigação eventual e medição periódica de temperatura. Por fim, o “armazenamento” é a etapa posterior aos 120 dias de compostagem, quando o composto é pesado e armazenado em galpão coberto.

O Plano Municipal de Gestão Integrada de resíduos Sólidos de Belo Horizonte (PMGIRS-BH) considera que, apesar da importância do Programa de compostagem, o mesmo apresenta-se com considerável instabilidade e resultados abaixo de sua capacidade. Os diversos problemas operacionais enfrentados, associados em sua maioria à dificuldade na gestão da manutenção dos equipamentos no processo de compostagem à forma como a coleta é realizada, impediram a ampliação da quantidade de resíduos orgânicos tratados, deixando de ser utilizada a capacidade plena da unidade. O PMGIRS-BH ressalta ainda que houve um aumento na quantidade de rejeitos presentes na massa de resíduos coletada, reforçando a necessidade de campanhas educativas e ações de mobilização para o público envolvido. (BELO HORIZONTE, 2017a). O autor dessa dissertação constatou, além das dificuldades acima relatadas, a presença indevida e constante de diversos animais silvestres (pombos, urubus e gaviões) e domésticos (cães, bois e cavalos) dentro do pátio de compostagem com acesso direto às matérias-primas e leiras.

2.2.4 Contaminação microbiológica e parasitária na compostagem

Além de impurezas físicas (plásticos, vidros, metais e outros materiais) e contaminantes químicos (metais pesados), o composto orgânico pode apresentar contaminações microbiológicas e parasitárias. A legislação brasileira, através das Instruções Normativas SDA/MAPA n° 27/2006 e n° 7/2016, estabelece as concentrações máximas admitidas em fertilizantes orgânicos e condicionadores de solo para materiais inertes, metais pesados tóxicos e agentes patogênicos, conforme se verifica na Tabela 1, abaixo.

Tabela 1. Limites máximos de contaminantes admitidos em fertilizantes orgânicos e condicionadores de solo (BRASIL, 2006; BRASIL, 2016b).

Contaminante	Valor máximo admitido
Arsênio (mg/kg)	20,00
Cádmio (mg/kg)	3,00
Chumbo (mg/kg)	150,00
Cromo hexavalente (mg/kg)	2,00
Mercúrio (mg/kg)	1,00
Níquel (mg/kg)	70,00
Selênio (mg/kg)	80,00
Coliformes termotolerantes (NMP g ⁻¹ de M.S.)	1.000,00
Ovos viáveis de helmintos (n° em 4 g de S.T.)	1,00
<i>Salmonella sp.</i>	Ausência em 10 g de M.S.
Vidros, plásticos e metais > 2mm	0,5% da M.S.
Pedras > 5 mm	5% da M.S.

Considerando que a presença de impurezas físicas podem ser removidas por peneiramento ou segregação na fonte geradora, e que - segundo relato dos profissionais responsáveis pelo pátio de compostagem - não há histórico de contaminação por metais pesados na compostagem em estudo, este trabalho se concentrou em analisar as contaminações microbiológicas e parasitária, especialmente de coliformes termotolerantes.

Conforme se observa na Tabela 1, a legislação brasileira se utiliza dos parâmetros Coliformes termotolerantes, Ovos viáveis de helmintos e *Salmonella sp.* como indicadores de contaminação microbiológica e parasitária no composto orgânico.

Coliformes termotolerantes (ou fecais) são bactérias geralmente não patogênicas frequentemente utilizadas como indicadores da qualidade sanitária e contaminação fecal. Dentro do grupo de coliformes termotolerantes, *Escherichia coli* tem se mostrado a espécie mais representativa de indicação de contaminação por fezes de animais de sangue quente e tem sido utilizada por muitas vezes em substituição ao parâmetro coliformes termotolerantes. A utilização de indicadores, ao contrário da pesquisa direta de organismos causadores de doenças, pode ser vantajosa considerando que os indicadores geralmente ocorrem em frequências mais altas que os patógenos e são mais simples e seguros detectar. Entretanto, alguns membros do grupo coliformes termotolerantes (e.g. espécies de *Klebsiella* e

Enterobacter) não são específicos de fezes e até mesmo a *E. coli* mostrou-se capaz de crescer em outros ambientes, fatos que podem contribuir para resultados falso-positivos e/ou imprecisos (ASHBOLT *et al.*, 2001; ELVING *et al.* 2010; HASSEN *et al.*, 2001).

Salmonella sp. são patógenos facultativos, intracelulares, capazes de infectar uma grande variedade de animais, podendo inclusive causar doenças e intoxicações alimentares em humanos (CARDOSO & TESSARI, 2008). De acordo com Hassen *et al.* (2001), *Salmonella sp.* pode ser tornar um grande problema em unidades de compostagem, devido à sua característica cosmopolita e à sua capacidade de rápido crescimento. Ainda de acordo com esses autores, as fontes primárias de contaminação por *Salmonella sp.* seriam os resíduos alimentares, especialmente carnes, aves e leite e seus derivados.

Helmintos compreendem os vermes pertencentes aos filos *Nematoda* e *Platyhelminthes*. Algumas espécies de helmintos são parasitas intestinais de animais e humanos e seus ovos podem estar presentes em fezes ou material contaminado. Contaminações por ovos de helmintos são considerados problemas relevantes pela alta frequência da população infectada em países em desenvolvimento e pela baixa dose infectante (um ovo é suficiente para infectar o hospedeiro). Ovos de helmintos, particularmente de *Ascaris sp.* são capazes de sobreviver por longos períodos, mesmo em condições adversas como extremos de temperatura, variações de pH e umidade, sendo assim utilizados como indicadores parasitológicos (AHMAMID *et al.*, 1999; FERNADES & SILVA, 1999)

A maioria dos RSU comumente utilizados em compostagem - como lodos de esgoto, biossólidos, resíduos domiciliares, resíduos alimentares, resíduos de poda e jardim e dejetos animais - podem conter organismos patogênicos. Em relação aos resíduos alimentares, a contaminação da fração orgânica é decorrente da presença ou do contato com materiais que tiveram contato com fezes (fraldas, papel higiênico, dejetos animais) ou da própria presença dos organismos patogênicos nos resíduos alimentares. A contaminação microbiológica e parasitária do processo de compostagem pode ter origem, portanto, nos próprios resíduos (pelos organismos indicadores e patógenos estarem originalmente presentes nos resíduos ou devido à sua incorporação aos resíduos durante o armazenamento, transporte e manipulação), mas também pode ocorrer devido ao contato do material em compostagem com organismos vetores (animais silvestres e domésticos) ou como consequência da utilização de equipamentos contaminados no decorrer do processo (BÖHM, 2007; CESTONARO, 2018; EPSTEIN, 2011).

Apesar da existência inicial de organismos patogênicos nos RSU, o decaimento e a eliminação desses organismos podem ocorrer de diversas formas ao longo do processo de compostagem. A inativação térmica, através da conjugação de temperatura e tempo de exposição, pode ser considerada a via de maior confiabilidade para a obtenção de um produto final devidamente sanitizado. Nesse sentido, a ocorrência de uma fase termófila adequada e a realização de revolvimentos periódicos, para permitir o efeito de temperaturas elevadas sobre todo o material em compostagem, são fatores essenciais para a higienização do composto orgânico. Além da inativação térmica, outros fatores podem contribuir para a eliminação/redução de organismos patogênicos. A produção de antibióticos por microrganismos degradadores de matéria orgânica e a ocorrência de competição e outros processos ecológicos antagônicos entre a microbiota da compostagem e os organismos patogênicos também podem contribuir para a redução da contaminação. A redução da umidade e da presença de material orgânico não decomposto (que podem servir de alimento para organismos patogênicos) ao longo do processo de compostagem também contribui para a redução das populações de organismos patogênicos (EPSTEIN, 2011, KIEHL, 2012).

Entretanto, mesmo com a ocorrência de fase termófila e demais processos naturais de sanitização, em algumas situações pode ocorrer a presença de organismos patogênicos em níveis significativos ao final do processo de compostagem. A distribuição irregular da temperatura na massa de compostagem (camadas externas e inferiores se aquecem menos) e a formação no interior da leira de aglomerados que podem proteger os organismos patogênicos da atuação da temperatura, associadas a revolvimentos mal conduzidos, podem contribuir para que partes da massa de compostagem não sejam expostas a altas temperaturas e consequentemente não ocorra a higienização. Além disso, podem ainda ocorrer eventos de recrescimento, quando a população de organismos patogênicos volta a crescer após sanitização parcial, ou de recontaminação, quando após a higienização há uma nova introdução de organismos patogênicos realizada por máquinas/equipamentos ou vetores (BÖHM, 2007; HASSEN, *et al.* 2001; KIEHL, 2005).

2.2.5 Tratamentos para higienização de materiais orgânicos

Diversos tipos de tratamento são citados como capazes de reduzir e eliminar contaminações microbiológicas e parasitárias em material orgânico. Como opções, encontram-se recomendações de utilização de: tratamentos térmicos; digestão anaeróbica termofílica; compostagem termofílica; vermicompostagem; adição de cal ou outras bases - aumentando pH para valores maiores que 12,0 -; adição de oxidantes como ozônio, cloro, peróxido de hidrogênio ou permanganato de potássio; secagem e armazenamento por longos períodos; desinfecção com radiação de alta energia (raios gama); e irradiação solar (solarização). A aplicação de cal e a compostagem termofílica são os dois processos mais utilizados para a redução de patógenos em resíduos orgânicos urbanos. Entretanto a aplicação de cal apresenta o inconveniente de aumentar excessivamente o pH do resíduo, podendo restringir sua utilização. Já o processo de compostagem, em função da eficiência obtida (relacionada ao tipo de patógeno e das condições do processo de compostagem), pode não ser suficiente para realizar a higienização em níveis aceitáveis (CORREA *et al.*, 2007; CORREA, 2015; MATOS, 2014; USEPA, 1995).

Quando o processo de compostagem resulta em um composto orgânico com contaminação microbiológica e parasitária excessiva, pode ser necessário adotar tratamentos adicionais. A vermicompostagem tem sido uma alternativa comumente empregada para isso, apresentando grande efetividade na redução de patógenos em compostos orgânicos contaminados (EASTMAN, 1999). Como vermicompostagem, se compreende a técnica de decomposição e estabilização de materiais orgânicos pela ação de minhocas e dos microrganismos que habitam o seu trato digestivo (AQUINO *et al.*, 1991). Segundo Dionísio & Ressetti (1997), minhocas possuem bom desenvolvimento quando criadas em materiais contaminados por patógenos humanos - coliformes termotolerantes, protozoários e ovos de helmintos - porque esses organismos lhes servem de alimento.

Outra alternativa de tratamento de compostos orgânicos contaminados é a solarização. Trata-se de uma técnica que vem sendo utilizada na agricultura para a desinfestação de solos e substratos, resultando no controle de fitopatógenos, plantas invasoras e pragas do solo. Em geral, realiza-se a cobertura do solo com filme plástico transparente ou se adotam equipamentos denominados “coletores solares” para volumes menores (BETTIOL & GHINI, 2003). Também se tem utilizado a solarização com elevada eficiência para a desinfecção de organismos patogênicos em água, efluentes e lodos de esgoto, através de diferentes estratégias e estruturas/equipamentos, ainda que na maioria das vezes de forma experimental ou em pequena escala (ACRA *et al.*, 1990; BUENO, 2000; MONTEIRO, 1999; SILVA, 2007a; SILVA, 2007b). De acordo Alves Filho (2014) a radiação solar pode realizar a inativação de

patógenos pela ação conjunta da radiação ultravioleta (com efeitos sobre proteínas e ácidos nucléicos) e infravermelha (eliminando os microrganismos pela elevação da temperatura). Ainda segundo esse autor, a solarização é uma alternativa com grande potencial de uso pelo baixo custo, facilidade operacional e ausência de resíduos no produto final, embora esteja sujeita à influência de fatores meteorológicos, localização geográfica e época do ano.

2.3 Agricultura Urbana

Segundo Mougeot (2000), a expressão "Agricultura Urbana" (AU) foi utilizada originalmente apenas nos meios acadêmicos e ocasionalmente pelos meios de comunicação, mas atualmente tem sido amplamente adotada. Os debates sobre a AU surgem a partir da emergência, na década de 1980, de um novo pensamento ambiental e são reafirmados quando tal prática é tomada como uma resposta aos desafios de se criar ações públicas contra a fome e a pobreza urbana, alarmantes na década de 1990 (COUTINHO, 2010). Segundo Almeida e Costa (2014) o conceito da AU ainda se encontra em construção e, como um processo em curso, permanece aberto a uma disputa por significado que pode estar relacionado a diferentes visões de mundo e utopias de sociedade e de cidade.

De acordo com Mouget (2000), a maior parte das definições de AU não aprofunda as diferenças da AU com a Agricultura Rural. Segundo esse autor, a principal característica da AU e que a distinguiria decisivamente da Agricultura Rural, seria sua integração ao sistema econômico e ecológico urbano. Não seria simplesmente a localização urbana que distinguiria a AU da Agricultura Rural e sim o fato de ela estar integrada e de interagir diretamente com o ambiente urbano. Dessa forma, Mougeot (2000) considera que a AU é:

(...) aquela praticada dentro (intra-urbana) ou na periferia (periurbana) dos centros urbanos (sejam eles pequenas localidades, cidades ou até megalópoles), através do cultivo, produção, criação, processamento e distribuição de uma variedade de produtos alimentícios e não alimentícios, (re)utilizando largamente os recursos humanos e materiais e os produtos e serviços encontrados dentro e em torno da área urbana, e, por sua vez, oferecendo recursos humanos, materiais, produtos e serviços para essa mesma área urbana (MOUGET, 2000).

Em Minas Gerais há a definição na Lei Estadual 15.973/2006 que considera como AU “o conjunto de atividades de cultivo de hortaliças, plantas medicinais, espécies frutíferas e flores, bem como a criação de animais de pequeno porte, piscicultura e a produção artesanal de alimentos e bebidas para o consumo humano” em áreas urbanas (MINAS GERAIS, 2006). Já a Lei Municipal 10.255/2011, do município de Belo Horizonte, adota uma definição semelhante, mas mais abrangente, considerando AU como:

(...) o conjunto de atividades de cultivo de hortaliças, de plantas medicinais, de espécies frutíferas, de flores, de manejo florestal, bem como a criação de animais, a piscicultura e a produção artesanal de alimentos e bebidas para o consumo humano, a troca, a doação, a comercialização e a prestação de serviços em áreas urbanas (BELO HORIZONTE, 2011).

De acordo com Lara e Almeida (2008) a AU pode apresentar os seguintes benefícios à população e ambiente urbano: fortalecimento da segurança alimentar e nutricional das famílias e comunidades envolvidas, pelo consumo de alimentos de boa qualidade, da diversificação da alimentação, do aproveitamento integral dos alimentos e da recuperação de hábitos alimentares saudáveis; melhoria das condições de saúde das pessoas, a partir do uso

de plantas medicinais cultivadas nos quintais e espaços comunitários e do efeito terapêutico e ocupacional das atividades manuais com plantas e animais; fortalecimento de referências culturais e dos vínculos dos moradores urbanos com a zona rural; melhoria da qualidade ambiental da cidade, através da conservação e aumento da biodiversidade urbana, da recuperação de áreas em situação de risco e do cultivo em vazios urbanos; limpeza de áreas com acúmulo de resíduos, pelo uso produtivo desses espaços, garantindo melhoria considerável ao ambiente local e diminuindo a proliferação de vetores de doenças; requalificação de espaços urbanos públicos, promovendo melhoria e diversificação da paisagem urbana; diminuição da impermeabilização do solo, aumento da recarga do lençol freático, diminuição de ocorrência de enchentes, reaproveitamento da água utilizada nos domicílios e possibilidade de uso da água de chuva; utilização de resíduos orgânicos domésticos na produção de composto e reutilização de resíduos inorgânicos (PET, entulho etc.) como recipientes para plantio ou estruturação dos espaços de produção; respeito aos saberes e conhecimentos locais; geração de renda direta e indireta, pela comercialização de parte da produção e pela diminuição dos gastos com alimentação e saúde; construção de relações equitativas de gênero e geração pela complementaridade entre os diferentes papéis assumidos por homens e mulheres, jovens e idosos nos trabalhos domésticos e comunitários; melhoria na relação entre os membros da família e a vizinhança, através de doação e troca de produtos da AU e da consolidação dos espaços produtivos como locais de convivência; e favorecimento da organização social e do desenvolvimento comunitário, ampliando as possibilidades de atuação nas comunidades e de participação popular na construção de políticas públicas.

Para a FAO (1996) há uma série de possíveis impactos positivos nas esferas ambiental e social e econômica, relacionados à AU, sendo: aumento da renda familiar (pela venda ou economia de compra); emprego de pessoas pouco qualificadas; melhoria da economia local; melhoria do ambiente (qualidade do ar, água, redução do escoamento superficial); redução do uso e da necessidade de infraestrutura de transporte e comercialização rural-urbana; redução nos custos de tratamento de águas residuais; redução nos custos de disposição de resíduos sólidos; substituição de importações de alimentos; e redução da degradação resultante da urbanização excessiva.

Ainda de acordo com a FAO (1996) há também uma série de possíveis impactos negativos nas esferas ambiental, social e econômica, relacionados à AU, sendo: competição pelo uso de recursos naturais (terra, água, solo, etc.); riscos para a saúde (água potável, contaminação dos alimentos, saneamento); degradação ecológica (esgotamento do solo, potencial de contaminação das águas subterrâneas); necessidade de infraestrutura específica ou de adaptação de sistemas existentes; geração de crime de roubo; e geração de conflitos sociais pelo uso misto de terra.

De acordo com Coutinho e Costa (2011) a AU vem ganhando visibilidade e sendo inserida na agenda das políticas públicas e das agências multilaterais de financiamento em função de sua potencialidade para articular vários temas importantes para tais agendas. As práticas de AU possibilitariam o debate sobre a questão ambiental nas cidades, a (in)segurança alimentar, o entrave do acesso à terra e a segregação socioespacial a que está submetida a maioria da população urbana. Dessa forma, a AU se apresentaria como uma opção para o combate à pobreza com melhorias na segurança alimentar e nutricional, na qualidade ambiental das cidades e na destinação social da terra urbana.

2.3.1 Agricultura Urbana em Belo Horizonte/MG

Não foram encontrados registros formais da prática de AU em Belo Horizonte antes da década de 1990. Entretanto, considerando a AU como prática espontânea e universal, é provável que ela tenha ocorrido amplamente, quer seja nos quintais das residências ou acompanhando o processo de urbanização/ocupação das periferias da cidade. Lara e Almeida (2008) afirmam que a AU é uma prática que se reporta ao surgimento da cidade de Belo Horizonte, mas que foi a partir da década de 1990 que a AU passou a ser considerada pela sociedade e pelo governo municipal como uma ferramenta de desenvolvimento local.

Os primeiros registros relacionados à AU se referem à atuação da PBH. A partir de 1993, é possível destacar uma série de ações coordenadas pela Secretaria Municipal Adjunta de Abastecimento (SMAAB), atual Subsecretaria de Segurança Alimentar e Nutricional (SUSAN). Tem-se o início do Programa de Hortas Escolares e Comunitárias, regulamentado pelo Decreto Municipal nº 9.540/1998, com objetivo de estimular à formação de hortas em escolas da rede municipal de ensino e em espaços comunitários ou domiciliares (BELO HORIZONTE, 1998b). Inicia-se também o Programa Pró-pomar, regulamentado pelo Decreto Municipal nº 9.539/1998, com o objetivo de incentivar a formação de pomares em espaços públicos e comunitários através do plantio de espécies frutíferas compatíveis com o espaço urbano (BELO HORIZONTE, 1998a).

Em 1995, iniciou-se o programa que instituiu os Centros de Vivência Agroecológica (CEVAE's). De acordo com a Deliberação Normativa COMAM n.º 31 de 2000, os CEVAE's são equipamentos público-comunitários da política de meio ambiente e segurança alimentar do município de Belo Horizonte, com atuação específica em programas de intervenção socioambiental, através de ações nas áreas de educação ambiental, segurança alimentar e saúde, agroecologia, capacitação e geração alternativa de renda (BELO HORIZONTE, 2000). O Programa CEVAE ganhou prêmios e reconhecimentos nacionais e internacionais, tornando-se uma referência em AU. Mas com o passar do tempo observou-se a precarização do funcionamento. Em 2005, os CEVAE's passaram a ser administrados pela Fundação de Parques Municipais (FPM/PBH), perdendo o caráter de gestão participativa e assumindo a concepção de parques municipais com espaços para plantio (LOVO, 2011).

Em 2005, a Fundação Ruaf iniciou o Programa Global Cidades Cultivando para o Futuro (CCF). Belo Horizonte foi a cidade brasileira selecionada para participar do Programa, que teve início, efetivamente, no segundo semestre de 2006, como uma parceria entre REDE-MG, Ipes/Ruaf e PBH. O desenvolvimento do Programa CCF contou ainda com recursos do Ministério do Desenvolvimento Social e Combate à Fome (MDS). Realizou-se um diagnóstico sobre a realidade da AU em Belo Horizonte; implantou-se um Projeto Piloto (Horta Jardim Produtivo) e apresentou-se também o plano de ação de AU para Belo Horizonte, denominado Belo Horizonte Cultivando Agricultura Urbana 2008-2018 (LOVO, 2011). Em continuidade ao Programa CCF a Fundação Ruaf disponibilizou recursos para um novo projeto denominado *From Seed to Table* – FStT (Da Semente à Mesa). Esses recursos foram utilizados em 2009 e 2010, com foco direcionado ao trabalho para fomentar e estudar a possibilidade de geração de renda a partir das atividades de AU. Fruto da parceria entre PBH, Jota Assessoria e Centro de Desenvolvimento do Brasil (CADEB), o Projeto capacitou três empreendimentos de AU: horta Jardim Produtivo, CEVAE Capitão Eduardo e horta Vila Pinho (LOVO, 2011).

Em 2007, no âmbito do Programa CCF, realizou-se um diagnóstico sobre a realidade da AU em Belo Horizonte. De acordo com Lara e Almeida (2008), foram realizadas duas pesquisas. Na primeira, de caráter quantitativo e exploratório, foram aplicados 476 questionários distribuídos em uma amostra proporcional e estratificada por sexo e idade,

visando identificar: o envolvimento ou não do entrevistado com a AU; os tipos de atividades e produtos; o destino dado à produção; as áreas utilizadas; e algumas características socioeconômicas dos agricultores. Desses questionários, foram selecionadas 46 experiências para se realizarem entrevistas em profundidade e, a partir das informações levantadas e da análise dos dados obtidos, se construiu o perfil dos agricultores e suas relações com a atividade de AU. Verificou-se que 30,9% dos entrevistados praticavam agricultura, 11,4% já foram praticantes, 29% nunca praticaram e o restante não soube ou não respondeu. Em residências, verificou-se a predominância do cultivo de plantas ornamentais, seguindo-se, em sequência, pelo cultivo de plantas medicinais, de frutíferas, de hortaliças e pela criação de pequenos animais. Em espaços públicos/comunitários, manteve-se a predominância do cultivo de plantas ornamentais, mas em segundo lugar se destacou o cultivo de hortaliças, sendo seguido pelo cultivo de plantas medicinais, de frutíferas e pela criação de animais. Em espaços públicos/comunitários, 78,9% da produção era para consumo próprio, 16,4% para doação aos vizinhos, 3,5% para a venda e 1,2% para a troca. Dos que produzem em residências, 70,5% da produção era para consumo próprio, 26,1% para doação aos vizinhos, 0,9% para a venda e 2,6% para a troca. Mais da metade (52,2%) dos agricultores não produzia qualquer tipo de insumos (adubos, sementes, mudas). Aproximadamente 9% dos agricultores faziam o reaproveitamento de água (da lavagem de frutas e verduras, do enxague de roupas e da coleta da chuva). Um terço dos agricultores beneficiava a produção. Um pouco mais que a metade (52%) dos agricultores era mulheres. Metade dos agricultores nasceu no interior de Minas Gerais, 17,4% nasceram em Belo Horizonte e 8,7% em outras cidades da Região Metropolitana de Belo Horizonte. Aproximadamente 72% dos agricultores urbanos tinham mais de 45 anos de idade e 23,9 % tinha mais de 65 anos. Quase metade (47,8%) dos agricultores estudaram apenas até o 4º ano do ensino fundamental e 10,9 % nunca estudaram. As principais ocupações citadas foram “aposentado ou pensionista” (34,8%) e “do lar” (21,7%) que, juntas, representam mais da metade das ocupações declaradas. Aproximadamente 2/3 (66,2%) das famílias envolvidas tinham renda mensal de até 3 salários mínimos, sendo que 18,2% tinham renda familiar mensal de até 1 salário mínimo. E 8,7% dos entrevistados se definiram claramente como agricultor, demonstrando ser a atividade de AU sua principal ocupação.

Analisando essas informações, Lara e Almeida (2008) apontaram que a prática da AU poderia contribuir significativamente para a composição da renda, principalmente de forma indireta através do abastecimento próprio das famílias, mas também a partir de vendas e trocas. Relataram também que a participação significativa de idosos na AU poderia demonstrar a capacidade desta atividade contribuir para a melhoria da qualidade de vida e da renda dessa parcela da população.

Em 2010, com a publicação da Lei Municipal n.º 9.959/2010, alterando a Lei Municipal 7.166/1996 que estabelece normas e condições para o parcelamento, uso e ocupação do solo, tem-se o reconhecimento formal da AU como categoria de uso do solo urbano (BELO HORIZONTE, 2010). Já em 2011, tem-se a publicação da Lei Municipal nº 10.255/2011, instituindo a Política Municipal de Apoio à Agricultura Urbana. Tal Lei, além de conceituar a AU para as ações da PBH, estabelece as orientações gerais a serem seguidas no apoio a AU (BELO HORIZONTE, 2011).

A Prefeitura de Belo Horizonte (PBH), através da Subsecretaria Segurança Alimentar e Nutricional (SUSAN), vinculada Secretaria Municipal de Assistência Social, Segurança Alimentar e Cidadania (SMASAC), desenvolve o Programa Hortas Escolares e Comunitárias, com o objetivo de promover a prática da AU em espaços escolares e comunitários, estimulando a produção de hortaliças, legumes e plantas aromáticas e fitoterápicas como

prática pedagógica interdisciplinar e/ou complementação alimentar e comercialização do excedente da produção. O Programa atende a rede pública de ensino (escolas municipais e estaduais), unidades de educação infantil, equipamentos públicos e sociais (centros de saúde, centros de apoio comunitário, centros prisionais, centros de referência em assistência social, hospitais, centros de vivência agroecológica, asilos, creches), entidades filantrópicas e grupos produtivos locais. A PBH fornece assistência técnica e parte dos insumos e ferramentas básicos (PBH, 2018). De acordo com a FAO (2014), em Belo Horizonte há 185 hortas atendidas pela SUSAN.

2.4 Substratos

Substrato pode ser definido como o meio em que as raízes das plantas desenvolvem-se quando não cultivadas em solo *in situ*, possuindo como principais funções fornecer suporte às plantas e regular a disponibilidade de água e nutrientes (KÄMPF & FERMINO, 2000).

Diversos tipos de materiais podem ser utilizados como substratos, sendo que na maioria das vezes é utilizada a misturas de dois ou mais para otimizar o fornecimento de água, oxigênio e nutrientes - além de proporcionar facilidade de manuseio durante a produção e transplante das mudas. Como exemplos de matérias-primas para substratos, podem-se citar: solo, areia, composto orgânico, cascas de árvores, casca de arroz carbonizada, fibra de coco, turfa, vermiculita, carvão vegetal moído, fertilizantes e corretivos. Entre os materiais mais utilizados na confecção de substratos estão o composto orgânico e a vermiculita. A vermiculita é capaz de melhorar a retenção de água, a capacidade de troca de cátions e disponibilidade de potássio dos substratos em que faz parte. A mistura de matérias-primas deve resultar em substratos uniformes, de baixo custo, leves, com alta capacidade de troca de cátions, com ausência ou baixo teor de elementos fitotóxicos, com alta retenção de umidade, com alta porosidade e aeração, que permitam a formação de torrões estáveis e que sejam isentos de fitopatógenos e de sementes de plantas espontâneas (PEREIRA & PUIATTI, 2005; FILGUEIRA, 2002).

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Caracterização da compostagem

A compostagem foi realizada na Central de Tratamento de Resíduos Sólidos (CTRS/SLU/PBH), localizado às margens da BR-040, km 531, em Belo Horizonte-MG. Como matéria-prima, foram utilizados resíduos de poda da arborização urbana e material de um programa de coleta seletiva de resíduos alimentares (de restaurantes, sacolões e similares), obtido a partir de duas rotas de coleta, posteriormente misturados. Foram utilizados resíduos recebidos ao longo de cinco dias. Características destes materiais estão apresentadas na Tabela 2.

Tabela 2. Emissões potenciais de CO₂ e de NH₃, pH e teores totais de N, Ca, Mg, P e K dos materiais utilizados na compostagem.

	CO ₂	NH ₃	pH	N	Ca	Mg	P	K
	-- mg g ⁻¹ de MS dia ⁻¹ --			----- g kg ⁻¹ -----				
Res. de poda	--	--	--	19,3	27,9	2,2	1,6	8,8
Res. alimentar rota 1	20,8	0,0	5,3	13,2	6,6	1,1	1,6	12,3
Res. alimentar rota 2	18,4	0,0	5,2	16,0	5,9	1,2	1,7	13,4

Os procedimentos operacionais empregados no processo de compostagem realizados pela SLU/PBH compreendem as etapas de recepção, triagem manual (limpeza de rejeitos), trituração de galhos, mistura, montagem da leira, compostagem/monitoramento e armazenamento. Adota-se o sistema “Windrow” de compostagem, com o auxílio de tratores (pá-carregadeira/retroescavadeira) para a realização dos procedimentos operacionais. O tempo de compostagem é de aproximadamente 120 dias, período em que se monitoram a temperatura e se realizam revolvimentos periódicos, 2 vezes por semana, e reumidecimentos, quando necessários para manter a umidade dentro da faixa de 40 a 65%.

Visando identificar a origem e a dinâmica de eventuais contaminações com coliformes termotolerantes, foram montadas duas leiras de compostagem: uma sem proteção, da forma como é montada normalmente, e outra com a proteção de uma tela de sombreamento, visando reduzir o contato de animais silvestres, como pombos, urubus e carcarás, e domésticos, como cães, vacas e cavalos. Nestas leiras foi utilizado material orgânico coletado de 02/07/18 a 07/07/18. Os trabalhos iniciaram-se em 3 de julho de 2018 e encerraram-se em 7 de novembro de 2018, com o total de 123 dias de compostagem.

E visando verificar se a prática de revolvimento sistemático influencia na contaminação com coliformes termotolerantes, foram montadas mais duas leiras de compostagem: uma com revolvimento periódico e outra sem revolvimento periódico. Nestas leiras foi utilizado material orgânico coletado de 09/07/18 a 14/07/2018. Os trabalhos iniciaram-se em 10 de julho de 2018 e encerraram-se em 7 de novembro de 2018, com o total de 116 dias de compostagem. As precipitações pluviométricas observadas durante o período de compostagem totalizaram 218,2 mm e se concentraram na segunda metade desse período, estando apresentadas na Figura 1, abaixo:

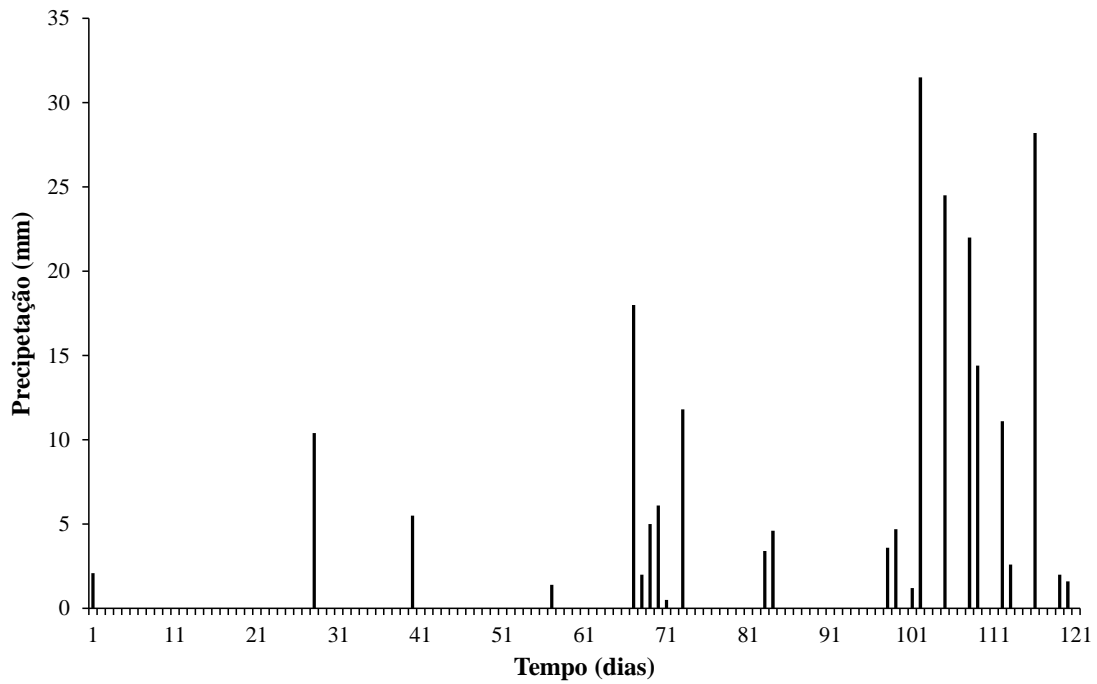


Figura 1. Valores de precipitação pluviométrica observados durante a condução das leiras de compostagem de resíduos urbanos.

As quatro leiras monitoradas foram conduzidas conjuntamente e seus formatos podem ser verificados na Figura 2, abaixo:



Figura 2. Leiras de compostagem de resíduos urbanos.

Selecionou-se a leira sem proteção de tela de sombreamento para realizar a caracterização física e química do processo de compostagem. O acompanhamento de campo

dessa leira consistiu no monitoramento e avaliação do processo de forma a interferir minimamente na dinâmica em que o processo de compostagem já ocorre rotineiramente no pátio. Esta leira foi implantada com os quantitativos de massas e volumes de resíduos descritos na Tabela 3, abaixo:

Tabela 3. Valores de massa úmida, umidade, massa seca, densidade úmida e volume dos resíduos urbanos utilizados na compostagem.

	Massa úmida --- Mg ---	Umidade --- % ---	Massa seca --- Mg ---	Densidade úmida -- Kg m ⁻³ --	Volume --- m ³ ---
Resíduo de poda	2,00	15,7	1,69	160	12,50
Resíduo alimentar	12,32	81,9	2,24	490	25,14

Foi utilizada maior proporção de resíduos alimentares - totalizando 88% em massa úmida, 57% em massa seca e 67% em volume - em relação aos resíduos de poda. Segundo relatos dos responsáveis pela operação do pátio de compostagem, a proporção (em massa úmida) comumente utilizada é de 60% de resíduos alimentares e 40 % de resíduos de poda. Durante a realização deste trabalho, possivelmente devido à inoperância dos trituradores de galhos e à inexistência de um controle preciso das quantidades durante a montagem das leiras, utilizou-se uma proporção de resíduos alimentares superior.

A temperatura da leira foi monitorada no mínimo duas vezes por semana, iniciando-se cinco dias após a montagem da leira e continuando ao longo de todo o processo. Esta medição foi realizada com sondas termopares em seis pontos da leira, obtendo-se médias de medições realizadas no topo e na base da leira, a 40 cm de profundidade. Amostras do composto foram coletadas nos dias 0, 9, 16, 30, 58, 93 e 123; imediatamente separadas em duas frações, sendo uma encaminhada para as análises de coliformes termotolerantes em laboratório contratado, e outra fração congelada para posterior realização de análises físicas e químicas (umidade, densidade, pH, condutividade elétrica, teores de nutrientes e emissões potenciais de CO₂ e de NH₃) nos laboratórios da EMBRAPA Agrobiologia. Aos 123 dias, com o término do processo de compostagem, retirou-se amostras também para análises de contaminantes químicos (metais pesados) e microbiológicos/parasitários (ovos viáveis de helmintos e *Salmonella sp.*), em conformidade com a Instrução Normativa n° 27/2006 SDA/MAPA.

As outras três leiras (com proteção de tela de sombreamento, com revolvimento periódico e sem revolvimento periódico) foram monitoradas somente em relação à contaminação por coliformes termotolerantes.

Não foi possível seguir na integralidade as recomendações de amostragem da NBR 10007:2004, “Amostragem de resíduos sólidos”. A recomendação da utilização de amostrador tipo “trier” (ABNT, 2004) se mostrou inadequada para a natureza excessivamente úmida e a granulometria grosseira dos resíduos. Foi necessário adaptar a metodologia de retirada de amostras, adotando-se ferramenta tipo “cavadeira articulada”. Apesar da troca do tipo de amostrador, seguiu-se a recomendação de retirada de amostras em diferentes seções e alturas (ABNT, 2004). Retiraram-se amostras em 3 seções longitudinais, sendo que cada amostra compreendia todo o material retirado pela “cavadeira articulada” em uma coluna topo à base da leira com diâmetro de aproximadamente 25 cm. As amostras foram homogeneizadas em lona plástica e então submetidas ao processo de quarteamento, para redução do tamanho até o volume aproximado de 500 ml.

As frações reservadas para análises físicas e químicas foram identificadas e congeladas para processamento posterior. As frações destinadas às análises microbiológicas e parasitárias foram identificadas, refrigeradas a 4°C e encaminhadas para o laboratório para a realização das análises em até 24 horas, segundo as recomendações de APHA *et al.* (2005). Deve-se ressaltar que, apesar do cuidado com as amostragens e com a estratificação da leira de compostagem, o monitoramento da contaminação por coliformes termotolerantes durante a compostagem foi conduzido com finalidade indicativa, sem pretensões estatísticas. As análises microbiológicas/parasitárias e de metais pesados foram realizadas no laboratório particular Limnos, acreditado pelo INMETRO e pela RMMG, seguindo metodologia padrão para *Salmonella sp.*, ovos viáveis de helmintos e metais pesados e o método dos tubos múltiplos para coliformes termotolerantes.

As análises de pH foram realizadas em solução de água destilada (5:1 v/v) e a condutividade elétrica foi determinada no mesmo extrato aquoso obtido para a medição do pH, de acordo com o método descrito por Brasil (2007). A densidade em base seca foi determinada por meio de sua autocompactação em proveta de 500 ml, conforme método descrito por Brasil (2007). As emissões potenciais de CO₂ e de NH₃ foram quantificadas conforme metodologia descrita por Oliveira *et al.* (2014), modificada alterando-se a temperatura de incubação para 30°C, ao invés dos 25° do método original.

Os teores totais de N, Ca, Mg, K e P foram avaliados por meio de digestão da amostra, conforme o método descrito por Silva (2009a). Os teores disponíveis de N, Ca, Mg, K e P foram avaliados por meios de extração. Para Ca e Mg utilizou-se solução extratora de KCl 1,0 M e para K e P utilizou-se solução extratora Mehlich 1, conforme descrito por Silva (2009). A extração do N foi realizada por meio de solução de KCl 1,0 M e a digestão foi realizada com adição de Liga de Devarda, conforme metodologia descrita por Liao (1981). A proporção da fração disponível dos nutrientes (em %) foi calculada dividindo-se o teor disponível pelo teor total do nutriente, e multiplicando-se este resultado por 100.

Os quantitativos de massas, densidade e volume foram apurados aos 0, 58 e 123 dias. A variação da massa das pilhas em relação à massa inicial foi calculada por meio da quantidade de massa seca presente em cada pilha de composto após um determinado período de tempo, comparado com a quantidade de massa seca presente na mesma pilha no início da compostagem. A massa seca de cada pilha de composto foi calculada em função da sua massa úmida e do teor de matéria seca, determinado com base em três amostras/repetições para cada pilha. O volume foi calculado da mesma forma. A variação do teor de N foi calculada a partir dos teores totais de N e dos valores de variação de massa seca.

As características avaliadas ao longo do processo de compostagem foram apresentadas por meio de gráficos contendo os valores médios e o erro padrão. As variações de massa, de volume e de quantidade de N e os valores de características observados ao final do processo foram apresentados por meio de tabela.

3.2 Tratamentos para higienização do composto orgânico

Após 123 dias, com término do processo de compostagem, retirou-se um volume de aproximadamente 500 litros de composto orgânico da leira selecionada como controle (sem tela de sombreamento) e que teve suas características físicas, químicas e microbiológicas/parasitárias analisadas. Desse material, reservou-se uma parte para o experimento de produção de mudas. Outra parte foi utilizada para avaliar possibilidades de tratamento do composto orgânico. Essa etapa foi realizada em uma propriedade rural no município de Brumadinho-MG, região metropolitana de Belo Horizonte-MG, durante os dias 08/11/2018 e 08/12/2018.

Do material separado para tratamento, parte foi ensacada - utilizando-se sacos de polietileno novos e mantidos com uma extremidade aberta para ventilação - e armazenada em galpão coberto. Outra parte foi submetida à vermicompostagem, em caixas de aproximadamente 20 litros, introduzindo-se 100 minhocas adultas por caixa da espécie *Eisenia Andrei*. O restante do composto orgânico foi submetido ao processo de solarização, sendo espalhado em uma camada de 10 cm de espessura e envelopado em filme plástico de polietileno com espessura de 150 micra (utilizado comumente para cobertura de casas-de-vegetação).

Aos 10, 20 e 30 dias foram retiradas amostras dos compostos orgânicos submetidos ao armazenamento/ensacamento, à vermicompostagem e à solarização. As amostras foram refrigeradas a 4°C e encaminhadas para o laboratório para a realização de análises de coliformes termotolerantes em até 24 horas

3.3 Experimento de produção de mudas

Após o término da compostagem, testou-se o uso do composto orgânico para a produção de mudas de alface. O experimento foi conduzido na casa-de-vegetação do Jardim Botânico da PBH. Foram utilizados 4 tratamentos, constituídos por 4 diferentes formulações de substratos, sendo T1(substrato comercial) - testemunha composta pelo substrato comercial para mudas de hortaliças, T2 (100%C) - substrato constituído por 100% de composto orgânico triturado e peneirado (em malha de 10 mm), T3 (66%C+33%V) - substrato constituído por 66% composto orgânico triturado e peneirado + 33% vermiculita expandida e T4 (33%C+66%V) - substrato constituído por 33% composto orgânico triturado e peneirado + 66% vermiculita expandida. O substrato comercial utilizado foi produzido pela empresa Maxfértil, sendo específico para produção de mudas de hortaliças. Esse substrato, segundo especificações do próprio fabricante, era constituído de composto orgânico de casca de pinus e serragem, vermiculita e cinzas, contando ainda com adição de corretivos de acidez (0,5%), fosfato natural (0,5%) e adubo tipo NPK (0,6%).

Foram utilizadas 5 repetições. Cada parcela constituiu-se de uma bandeja de isopor de 200 células, a qual foi dividida ao meio obtendo-se duas subparcelas: uma sem adubação de cobertura e outra com adubações de cobertura aos 14 e 21 dias com farelo de algodão, aplicado em dose equivalente a 50 gramas por bandeja por aplicação. Utilizaram-se sementes peletizadas de alface da cultivar “Grand rapids”, semeando-se uma semente por célula.

Foi avaliada a variação do pH e da CE dos substratos ao longo do desenvolvimento das mudas por meio de amostragens realizadas aos 0, 14, 21 e 28 dias após a semeadura. Em cada amostragem, foram coletadas quatro células, totalizando 50 ml de substrato para cada tratamento e para cada espécie de hortaliça avaliada. As amostras foram armazenadas em freezer para posterior análise. As análises de pH e de CE foram realizadas conforme procedimento descrito anteriormente. O comportamento de cada tratamento ao longo do desenvolvimento das mudas foi apresentado por meio de gráficos contendo os valores médios e o erro padrão.

Em relação às características das mudas, a germinação foi avaliada por contagem do total de plântulas emergidas. As avaliações da parte aérea foram realizadas em 10 plântulas por parcela e as avaliações radiculares em 4 plântulas. As características avaliadas foram: altura da parte aérea, número de folhas, produção de massa fresca da parte aérea, volume de raízes e estabilidade do torrão. Como altura da muda, foi considerada a distância entre o colo da planta e a extremidade da maior folha, mensurada com auxílio de uma régua milimetrada. Para a determinação da massa fresca da parte aérea, as mudas foram retiradas das células e seccionadas na região do colo da muda, separando a parte aérea das raízes. Para se determinar o volume das raízes, o sistema radicular de 4 mudas foi lavado em água corrente, retirando-se

qualquer resíduo de substrato eventualmente aderido, e em seguida, inserido em uma proveta de 10 ml, sendo o volume das raízes mesurado por meio do deslocamento da água contida nesta proveta. A estabilidade dos torrões foi avaliada com base em quatro mudas por parcela. Foram atribuídas notas de 1 a 4 de acordo com a permanência do torrão no recipiente, sendo que a nota 1 corresponde ao substrato que apresentou a mais baixa estabilidade e a nota 4 aquele de melhor estabilidade, conforme metodologia adaptada de Gruszynski (2002):

- Nota 1: Baixa estabilidade, acima de 50% do torrão fica retido no recipiente, e o torrão não permanece coeso.
- Nota 2: Entre 10% e 30% do torrão fica retido no recipiente, sendo que o torrão não permanece coeso.
- Nota 3: O torrão se destaca do recipiente, porém não permanece coeso.
- Nota 4: Todo o torrão é destacado do recipiente e mais de 90% dele permanece coeso.

A análise estatística da avaliação das mudas foi realizada por meio da aplicação inicial de teste de normalidade, sendo que os dados considerados não normais sofreram transformação de $\text{Log}(x)$. Em seguida, foi realizada a análise de variância do esquema parcela subdividida, com substrato na parcela e adubação de cobertura (com e sem) na sub-parcela, em delineamento blocos ao acaso com cinco repetições. Cada parcela foi constituída por uma bandeja (constituindo-se de duas subparcelas). Quando o efeito dos tratamentos foi significativo ($p \leq 0,05$) foi realizado o teste Scott-Knott para agrupamento de médias.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Caracterização física e química da compostagem

As variações de temperatura ao longo do processo de compostagem podem ser observadas na Figura 3, abaixo:

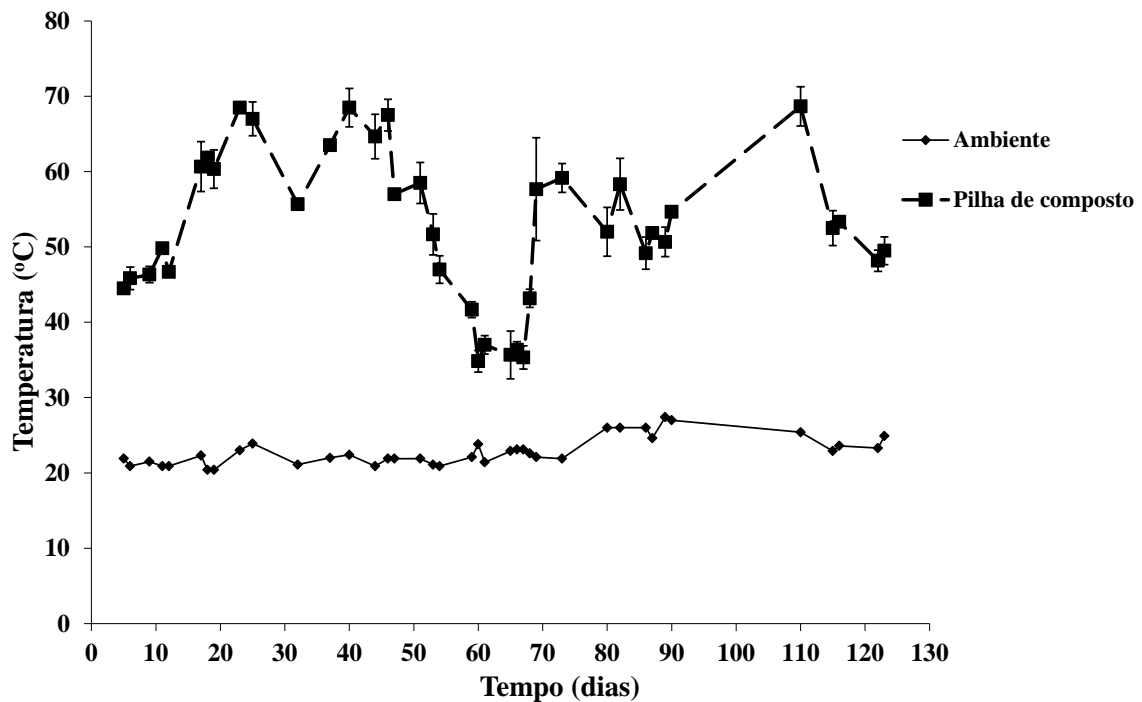


Figura 3. Valores de temperatura observados durante a compostagem de resíduos urbanos. Média de três repetições + erro padrão.

Observa-se que a temperatura aos 5 dias apresentou valor próximo a 45 °C, já em fase termófila. Isso pode ser explicado por esta avaliação ser realizada quando o processo de decomposição já estava iniciado e o monitoramento da temperatura não abranger as fases iniciais, geralmente criófila e mesófila. Após 17 dias de montagem da leira a temperatura apresentou uma elevação considerável, permanecendo por aproximadamente 30 dias com valores próximos a 60°C - chegando a atingir valores isolados de 76°C. Após esse período a temperatura começou a diminuir, estabilizando em valores mesófilos no entorno de 35°C, durante uma semana a partir dos 58 dias de montagem, quando a umidade da leira estava abaixo do recomendado. Após o reumedecimento da leira as temperaturas voltaram a subir, mantendo-se pelos próximos 50 dias com valores termófilos, entre 48 e 62°C.

O comportamento da temperatura durante os 60 dias iniciais parece seguir o padrão de evolução natural, com aumento dos valores devido à intensificação da atividade microbiana, e posterior redução após o consumo das substâncias de fácil degradação (KIEHL, 2001; KIEHL, 2012). Entretanto, considerando que o conteúdo de umidade da leira aos 58 dias era de apenas 21,13% e que após o reumedecimento as temperaturas voltaram a subir, infere-se que a redução de temperatura observada no final da primeira metade do período de compostagem estava diretamente relacionada com a diminuição de umidade na leira. A

reduzida disponibilidade de água teria diminuído a atividade microbiana e conseqüentemente reduzido a temperatura.

Com exceção do período em que houve restrição hídrica, a compostagem ocorreu em sua quase totalidade com temperaturas de fase termófila. Tal fato pode ser explicado pela realização constante de revolvimentos - que proporcionam aeração e conseqüentemente manutenção de atividade microbiana na leira - associados à utilização de resíduos orgânicos alimentares não triturados e à formação de leiras de grande porte, baixa relação superfície/volume e reduzida dissipação de calor.

A ocorrência de temperaturas termófilas durante a maior parte do processo de compostagem de resíduos sólidos urbanos também foi observada por Cestonaro (2018), Oviedo-Ocana *et al.* (2015) e Tognetti *et al.* (2007) - em alguns casos mesmo após a estabilização e durante as etapas finais de maturação. Tognetti *et al.* (2007) encontrou fases termófilas mais longas nas leiras de compostagem obtidas com resíduos alimentares não triturados em comparação com leiras montadas com resíduos alimentares triturados. Esses autores associaram a duração mais longa da fase termófila à ocorrência de processos de degradação mais prolongados relacionados à dificuldade de atuação microbiana em resíduos não triturados. Por outro lado, Barrena *et al.* (2006), ao estudar o balanço energético e os gradientes de temperaturas em grandes massas de compostagem, concluiu que a ocorrência de temperaturas termófilas também ocorrem após a estabilização - durante o processo de maturação - e estão associadas à elevada inércia térmica de grandes leiras de compostagem, que se comportam como auto isolantes (baixa dissipação de calor) devido à sua baixa condutividade térmica e a similaridade de temperaturas entre as camadas superficiais da massa em compostagem e o ambiente.

As variações de pH ao longo do processo de compostagem podem ser conferidas no Figura 4, abaixo:

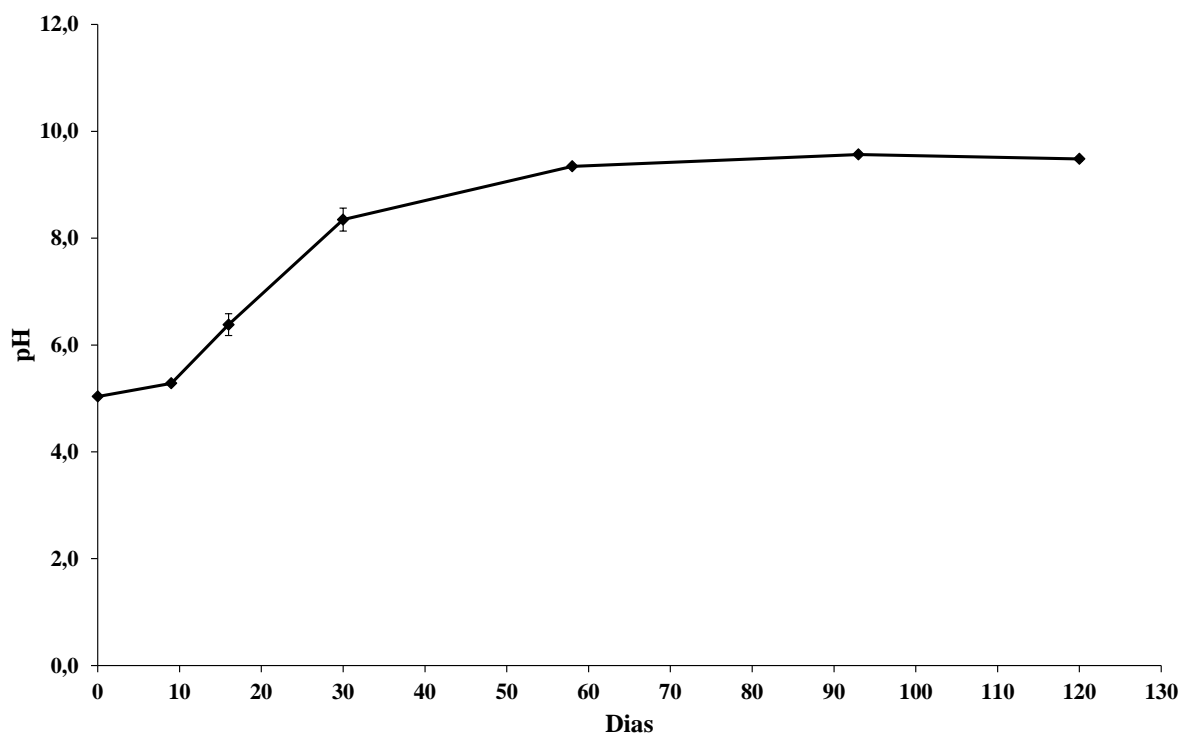


Figura 4. Valores de pH observados durante a compostagem de resíduos urbanos. Média de três repetições + erro padrão.

A evolução do pH ao longo da compostagem se caracterizou por uma fase inicial ácida, com valores de pH próximos de 5,0, seguida por um processo de redução da acidez, atingindo valores alcalinos a partir de 30 dias, e de alcalinização até o final da primeira metade da compostagem. Durante a segunda metade da compostagem o pH mostrou-se praticamente estável, em aproximadamente 9,5.

O comportamento da variação de pH mostrou-se próximo da curva padrão observada nas literaturas utilizadas como referência (KIEHL, 2012; MATOS, 2014), excetuando-se a ausência da pequena diminuição do pH que geralmente ocorre nos primeiros dias de compostagem e os valores finais de estabilização que se mostraram um pouco mais elevados que os valores de referência (entre 7,5 e 9,0).

A redução inicial de pH, resultante do desenvolvimento de microrganismos produtores de ácidos orgânicos durante os primeiros dias de compostagem (KIEHL, 2012; MATOS, 2014; SUNDBERG *et al.*, 2011), não está presente no gráfico acima possivelmente porque as amostragens iniciaram-se no dia da montagem final da leira, incluindo nesse momento resíduos que já se acumulavam no pátio por 5 dias. Dessa forma, a primeira amostragem contemplou uma massa de resíduos que já havia passado pelo processo de acidificação inicial. Isso pode ser verificado pela diferença de pH entre os resíduos alimentares utilizados na montagem da leira (pH 5,23) e o pH do início da compostagem (pH 5,0).

Conforme a literatura de referência, ocorre ao longo do processo de compostagem o aumento dos valores de pH pelo consumo de prótons decorrentes da geração de compostos de reação alcalina durante a decomposição da matéria orgânica (KIEHL, 2012; MATOS, 2014). Cestonaro (2018), Oviedo-Ocaña *et al.* (2015) e Carneiro (2016), trabalhando com compostagens de diferentes resíduos orgânicos também encontraram valores de pH acima de 9,0. Os valores de pH obtidos ao longo e no final do processo de compostagem podem estar relacionados às matérias-primas utilizadas, ao manejo operacional utilizados, às taxas de degradação dos materiais orgânicos e às quantidade de nitrogênio amoniacal produzidas, transformadas ou volatilizadas (SANCHEZ-MONEDERO *et al.*, 2001; PAREDES, *et al.* 1996; TOGNETTI *et al.*, 2007). Nas condições da compostagem deste estudo, o predomínio de temperaturas termófilas durante quase todo o processo pode ter favorecido a ocorrência da mineralização do nitrogênio orgânico com o aumento da concentração de NH_4^+ e consequente elevação do pH. Situações semelhantes foram observadas por Tognetti *et al.* (2007) e Beck-Friss *et al.* (2001).

Os valores de condutividade elétrica (CE) durante o processo de compostagem podem ser observados na Figura 5, abaixo:

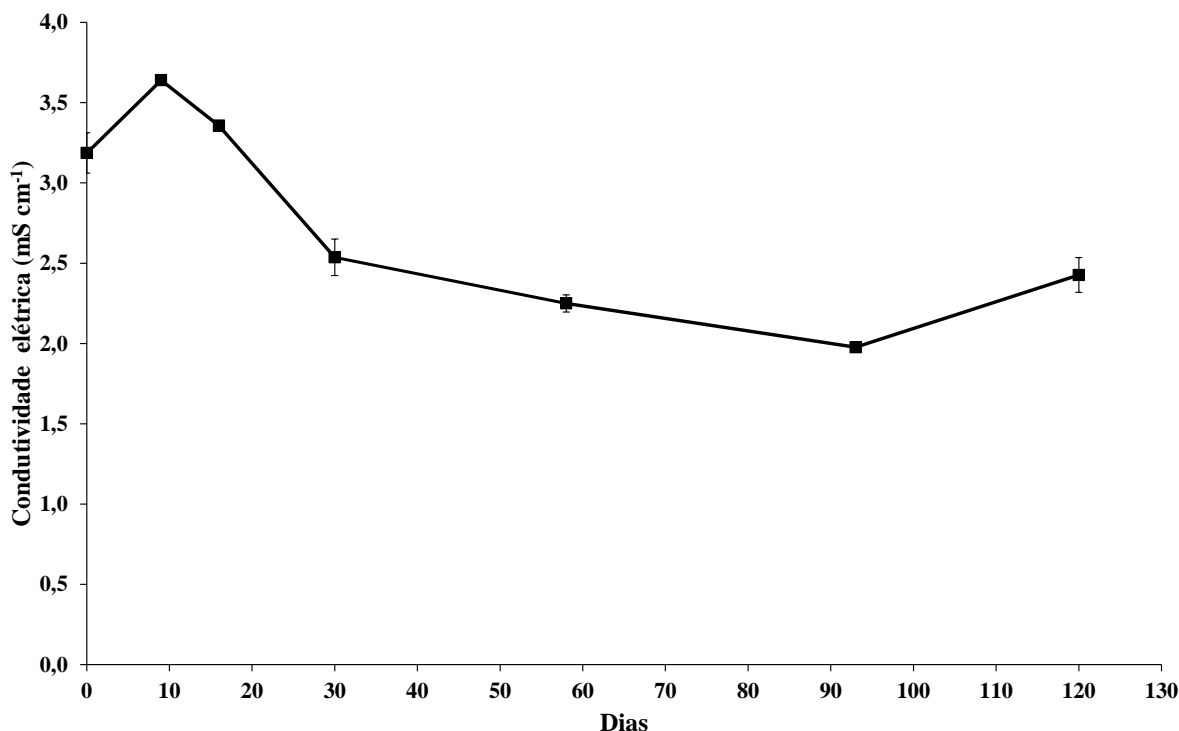


Figura 5. Valores de condutividade elétrica observados durante a compostagem de resíduos urbanos. Média de três repetições + erro padrão.

A análise do seu comportamento permite identificar que inicialmente a CE era mais elevada, mantendo-se em valores próximos a $3,5 \text{ mS cm}^{-1}$ durante os 15 dias iniciais. Passados 30 dias de compostagem, verifica-se uma redução da CE, passando a oscilar em valores entre $2,0\text{-}2,5 \text{ mS cm}^{-1}$ e finalizando em $2,4 \text{ mS cm}^{-1}$ aos 123 dias. De acordo com Kiehl (2012), a redução da CE é esperada durante o processo de compostagem, sendo que essa redução não se deve à lixiviação de sais, mas sim a alterações nos teores iniciais de ácidos orgânicos.

O valor obtido para a CE na compostagem em estudo atende às recomendações de Kiehl (2012) e Silva *et al.* (2002), nas quais a CE do composto orgânico não deve exceder $4,0 \text{ mS cm}^{-1}$. Ao contrário do composto orgânico deste estudo - que apresentou CE abaixo de $4,0 \text{ mS cm}^{-1}$ - compostos orgânicos de resíduos urbanos podem apresentar CE mais elevada, como os valores de $5,0 \text{ mS cm}^{-1}$ obtidos por Karnchanawong & Nissakla (2014), $5,7 \text{ mS cm}^{-1}$ observados por Massukado & Schalch (2010) e $7,1 \text{ mS cm}^{-1}$ identificados por Silva (2009b).

Entretanto, as diferentes metodologias utilizadas para a determinação da CE, em especial as diferentes proporções de extratos aquosos em relações sólido:água, podem causar mudanças na diluição dos íons presentes na solução, e dificultar comparações precisas entre resultados (SOUZA, 2013).

Deve-se estar atento aos valores de CE de compostos orgânicos porque esta característica representa uma medida da concentração de sais solúveis que serão acrescentados aos solos pela adubação ou estarão diretamente disponíveis às plantas nos substratos. Valores de CE superiores a $2,0 \text{ mS cm}^{-1}$ já indicam salinidade. Nesses casos, em diferentes níveis em função da real concentração de sais solúveis, o crescimento e o desenvolvimento das plantas são diretamente afetados pela ocorrência de toxidez de alguns íons, desequilíbrios nutricionais e, principalmente, pelas dificuldades na absorção de água e nutrientes ocasionadas pelo aumento da pressão osmótica da solução do solo/substratos. Por

outro lado, deve-se considerar também a ocorrência de lixiviação de sais realizada pela chuva (e pela irrigação) que pode reduzir a CE ao longo do tempo (OLIVEIRA *et al.*, 2002, ABREU JÚNIOR *et al.*, 2000).

Os teores de nitrogênio (N) observados ao longo do processo de compostagem podem ser observados na Figura 6, abaixo.

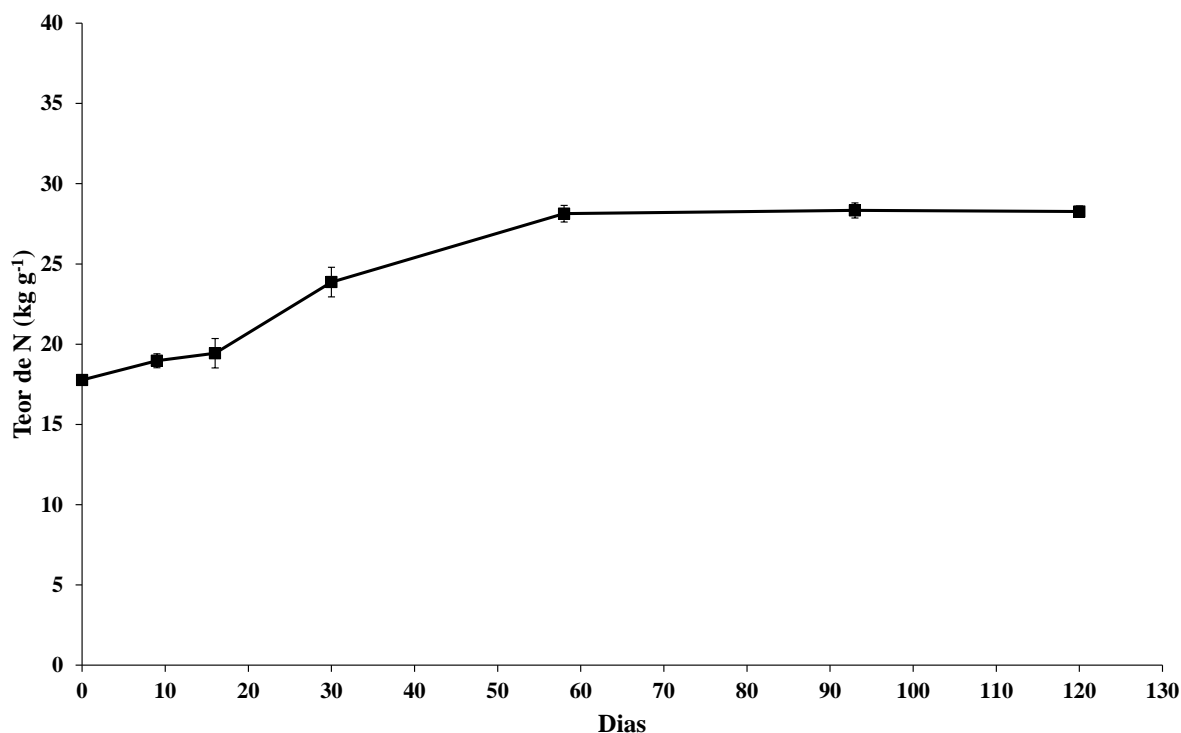


Figura 6. Teores de N observados durante a compostagem de resíduos urbanos. Média de três repetições + erro padrão.

A análise da Figura 6 permite observar que os teores de N partem de valores próximos de 18 g kg^{-1} , aumentam durante os 60 dias iniciais de compostagem e se estabilizam a partir de então em valores próximos a 28 g kg^{-1} . De acordo com o Kiehl (2012), o aumento dos teores de N ao longo da compostagem é usual e ocorre como consequência da mineralização da matéria orgânica e das perdas para o ambiente de parte de seus elementos (particularmente, carbono, oxigênio e hidrogênio). Os teores finais de N do composto orgânico estudado atendem aos limites mínimos da legislação, de 5 g kg^{-1} ou 0,5%, (BRASIL, 2009) e mostraram-se superiores aos encontrados em outros estudos de compostos orgânicos de resíduos urbanos, podendo citar como exemplo os valores de 21 g kg^{-1} observado por Massukado & Schalch (2010), 19 g kg^{-1} observados por Cestonaro (2018) e 12 g kg^{-1} observados por Cravo *et al.* (1998).

Os valores de emissão potencial de gás carbônico (CO_2) identificados durante a compostagem podem ser observados na Figura 7, abaixo.

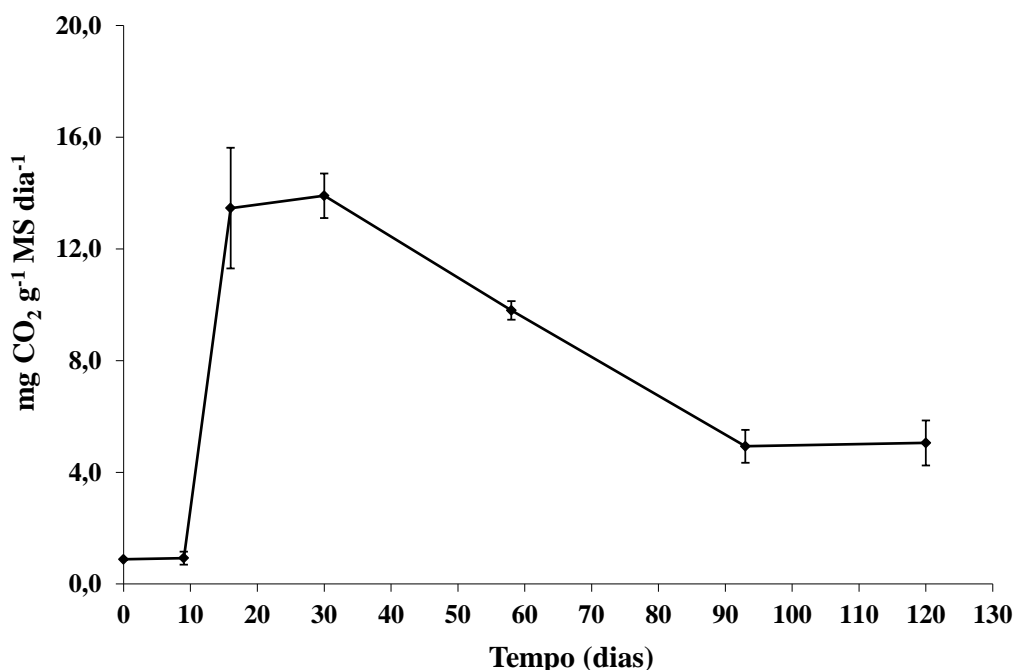


Figura 7. Emissão potencial de CO₂ observada durante a compostagem de resíduos urbanos. Média de três repetições + erro padrão.

A análise da Figura 7 permite identificar que durante os 9 dias iniciais ocorrem emissões de CO₂ extremamente baixas (inferiores a 1 mg CO₂ g⁻¹ MS dia⁻¹). Algum fator presente na compostagem, possivelmente associado ao valor baixo de pH (5,0 ao 0 dia e 5,3 aos 9 dias), pode ter reduzido as emissões ou volatilizações de CO₂. Posteriormente, se verificam valores elevados de emissões entre os dias 9 e 30 (atingindo valores próximos a 13,5 mg CO₂ g⁻¹ MS dia⁻¹), possivelmente associados a períodos de intensa atividade microbiana, acompanhadas de elevação da temperatura da leira e de grande perda de massa seca. A partir de então se verifica uma tendência de redução das emissões, com valores ainda altos aos 58 dias (9,8 mg CO₂ g⁻¹ MS dia⁻¹), e se estabilizando em valores próximos a 5,0 aos 93 e 123 dias. De acordo com CCQC (2001), pode-se classificar o grau de maturidade do composto orgânico em função dos valores das emissões de CO₂ obtidas (em mg CO₂ g⁻¹ MO dia⁻¹). Emissões de CO₂ menores que 2 indicariam compostos orgânicos muito estáveis, emissões entre 2 e 8 indicariam compostos orgânicos estáveis e emissões maiores que 8 indicariam compostos orgânicos instáveis. Admitindo-se que o teor de matéria seca (MS) é similar ao teor de matéria orgânica (MO), pode-se inferir que a partir de 93 dias o composto em estudo já pode ser considerado estável. Deve-se destacar que mesmo atingindo a maturidade, o composto em estudo ainda apresentou temperaturas de fase termófila, corroborando a afirmação de Barrena *et al.* (2006) de que a ocorrência de altas temperaturas também ocorrem após a estabilização e estão associadas à elevada inércia térmicas de grandes leiras de compostagem, que se comportam como auto isolantes.

Os valores de emissão potencial de amônia (NH₃) identificados durante a compostagem podem ser observados na Figura 8, abaixo.

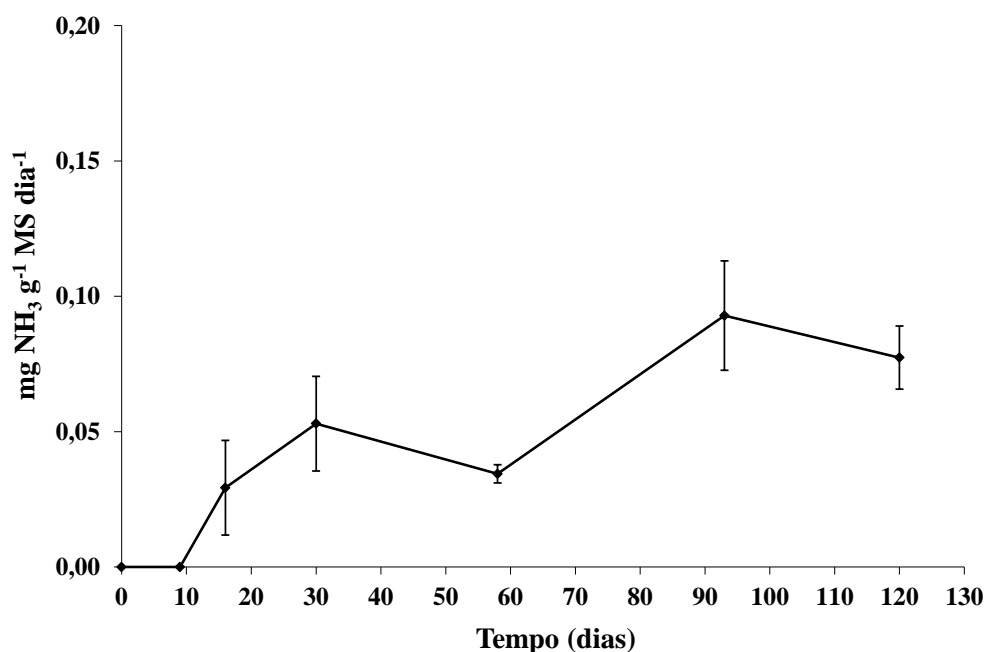


Figura 8. Emissão potencial de NH₃ observada durante a compostagem de resíduos urbanos. Média de três repetições + erro padrão.

A análise da Figura 8 permite identificar que as emissões de NH₃ foram nulas durante os primeiros 9 dias de compostagem. A ausência de emissões de NH₃ nesse período está associada ao ambiente ácido do início da compostagem (com pH 5,0 ao 0 dias e 5,3 aos 9 dias) que impediu a volatilização de NH₃. Posteriormente ocorreu um aumento das emissões entre os dias 9 e 30, associados ao aumento do pH e da temperatura da leira. Aos 58 dias, identifica-se uma redução das emissões, possivelmente associada à diminuição da atividade microbiana e da temperatura da leira em decorrência do ressecamento da massa de compostagem. Após o reumedecimento da leira, com o retorno da atividade microbiana e das temperaturas termófilas, em um momento em que os valores de pH já estavam bastante elevados (maiores que 8,0), as emissões de NH₃ voltaram a subir e atingiram os valores mais elevados por volta do dia 93, reduzindo-se um pouco aos 123 dias. Diversos autores (BECK-FRISS *et al.*, 2001; FUKUMOTO *et al.*, 2003; SANCHEZ-MONEDERO *et al.*, 2001; PAREDES, *et al.* 1996; YANG, *et al.*, 2008) associam o aumento das emissões de NH₃ à ocorrência de altas temperaturas, que favorecem a mineralização da matéria orgânica e produção de NH₃, e de valores elevados de pH, que possibilitam a volatilização de NH₃ do meio. Dessa forma, compreende-se o comportamento das emissões de NH₃ da compostagem em estudo ao se considerar a ocorrência de temperaturas elevadas durante grande parte do processo - inclusive após a estabilização -, incluindo longos períodos em que o pH estava elevado.

Em relação ao balanço de massa e de volume, nos dias 0, 58 e 123, apuraram-se os quantitativos de massas e volume conforme a Tabela 4, abaixo:

Tabela 4. Valores de umidade aos 0, 58 e 123 dias e redução da massa seca, do volume e do conteúdo de N aos 58 e 123 dias.

	Umidade	Redução da massa seca	Redução do volume	Redução do conteúdo de N
		--- % ---		
Composto dia 0	69,6	--	--	--
Composto dia 58	21,1	64,3	78,6	43,4
Composto dia 123	56,6	72,0	83,5	57,6

Nota-se que a umidade na massa de compostagem no dia 0 é de aproximadamente 69,6%, valor um pouco superior à faixa de 40 a 65% estabelecido na literatura (KIEHL, 2001; KIEHL, 2012; MATOS, 2014) como ideal para o processo de compostagem. Isso ocorreu pela alta proporção de resíduos alimentares (com conteúdo de água superior a 80%) na confecção da leira. Entretanto, aos 58 dias a umidade era de apenas 21,1%, demonstrando o ressecamento da leira ao longo da primeira metade do processo de compostagem, possivelmente devido à ação da baixa umidade relativa do ar, à ausência de chuvas, às altas temperaturas do ambiente e da leira e à realização de revolvimentos constantes. Constatado o ressecamento excessivo da leira, realizou-se o seu reumedecimento. Consequentemente, elevou-se o conteúdo de água, que se manteve em níveis adequados até o final do monitoramento aos 123 dias.

Em relação à massa seca e ao volume, pode-se notar uma redução considerável passados 58 dias de compostagem. Já na segunda metade da compostagem (58 a 123 dias), a redução de massa seca e de volume também ocorre, mas em proporções muito menores. Essa redução de massa seca e de volume que ocorreu predominantemente na primeira metade do processo de compostagem é um indicativo de que os processos de degradação da matéria orgânica se concentraram neste período. De acordo com Kiehl (2012), a maior parte da degradação da matéria orgânica ocorre nos primeiros 40 a 60 dias. Esse dado permite explicar a grande redução de massa seca de ocorrida durante os primeiros 58 dias de compostagem. De acordo com Inácio & Miller (2009) as perdas de gás carbônico e vapor d'água são responsáveis por reduções de 40-80% do peso total do composto. Os valores obtidos na compostagem em estudo (redução de 71,97% na massa seca e 80,38% em massa úmida) aproximam-se dos limites superiores esperados, possivelmente em função da utilização predominante de resíduos alimentares com matéria orgânica de fácil degradação, com maiores teores de celulose e hemicelulose, em relação aos resíduos de poda com matéria orgânica de mais difícil degradação, com maiores teores de lignina.

Em relação à redução do conteúdo de N, diversos autores relatam a ocorrência de um balanço de massa negativo, resultado de perdas desse nutriente por volatilização nas formas de NH_3 , N_2O , N_2 e por lixiviação, ocorrendo reduções entre 40 e 60% do conteúdo inicial, compatíveis com as observadas neste estudo (CARNEIRO *et al.*, 2013; CESTONARO, 2018; DE GUARDIA *et al.*, 2010; NIGUSSIE *et al.*, 2017).

Os valores de diversas características do composto e diversos coeficientes técnicos ao final de 123 dias de incubação estão apresentados na Tabela 5, abaixo.

Tabela 5. Características observadas após 123 dias de incubação do composto orgânico de resíduos urbanos (média de três repetições + erro padrão).

Característica	Valor aos 123 dias
pH	9,5 ±0,04
Condutividade Elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	2,4 ±0,11
Densidade (g massa seca dm^{-3})	285,9 ±1,34
N total (g kg^{-1}) Kjeldahl	28,3 ±0,347
N disponível (g kg^{-1})	2,8 ±0,115
Proporção entre N disponível e N total (%)	10,0 ±0,286
Ca total (g kg^{-1})	48,6 ±1,405
Mg total (g kg^{-1})	4,7 ±0,681
P total (g kg^{-1})	5,1 ±0,130
K total (g kg^{-1})	14,4 ±0,864

Os teores dos macronutrientes observados no composto orgânico deste estudo mostraram-se superiores aos obtidos em outros estudos de compostos orgânicos de resíduos urbanos. Massukado & Schalch (2010) encontraram valores de $26,5 \text{ g kg}^{-1}$ para Ca total, $2,2 \text{ g kg}^{-1}$ para Mg total, $4,5 \text{ g kg}^{-1}$ para P total e $11,0 \text{ g kg}^{-1}$ para K total. Já Cravo *et al.* (1998), estudando compostos orgânicos de sete usinas diferentes, identificou valores médios de $25,12 \text{ g kg}^{-1}$ para Ca total, $3,35 \text{ g kg}^{-1}$ para Mg total, $2,80 \text{ g kg}^{-1}$ para P total e $7,96 \text{ g kg}^{-1}$ para K total.

4.2 Caracterização da contaminação química e biológica

Os teores de metais pesados, avaliados ao final do processo - 123 dias de compostagem -, podem ser observados na Tabela 6, abaixo, conjuntamente com os valores máximos admitidos pela legislação brasileira.

Tabela 6. Teores de metais pesados em composto orgânico de resíduos urbanos e valores máximos admitidos pela legislação (BRASIL, 2016b).

	Teores encontrados (mg/kg)	Valores máximos admitidos (mg/kg) - IN SDA 7/2016
Arsênio	<0,1	20
Cádmio	<0,1	3
Chumbo	8,21	150
Cromo hexavalente	<2,0	2
Mercúrio	<0,05	1
Níquel	27,08	70
Selênio	<0,01	80

A análise dos dados da Tabela 6 permite identificar que o composto orgânico estudado atende à legislação no que se refere à contaminação por metais pesados, apresentando valores

sempre abaixo dos máximos admitidos. Isso se deve provavelmente a forma de coleta dos resíduos urbanos - com segregação na fonte geradora - que reduz a presença e o contato dos resíduos com impurezas como pilhas, produtos eletrônicos, tintas e embalagens que podem conter metais pesados. Saha *et al.* (2010) e Silva *et al.* (2013) compararam os teores de metais pesados em compostos orgânicos obtidos de resíduos urbanos segregados na fonte geradora e de resíduos segregados no local de compostagem, obtendo valores de contaminação muito inferiores para os compostos obtidos de resíduos segregados na fonte. Massukado & Schalch (2010), ao analisar teor de metais pesados de compostos orgânicos provenientes de coleta seletiva também não identificaram problemas relevantes de contaminação. Já Cravo *et al.* (1998), ao analisar compostos orgânicos obtidos em sistemas de compostagem com resíduos coletados sem segregação na fonte, observaram contaminações elevadas de diferentes metais pesados.

O nível de contaminação por coliformes termotolerantes foi avaliado nos resíduos utilizados no processo de compostagem. Os valores podem ser conferidos na Tabela 7, abaixo:

Tabela 7. Contaminação por coliformes termotolerantes nos resíduos urbanos utilizados na compostagem.

	Coliformes termotolerantes (NMP g ⁻¹)
Resíduo alimentar	1,1 x 10 ⁵
Resíduo de poda	3,1 x 10 ⁴

Os valores observados permitem inferir que a contaminação da compostagem se inicia com a contaminação dos próprios resíduos que a constituem. A avaliação de coliformes termotolerantes foi realizada em amostra dos resíduos alimentares tão logo eles chegavam ao pátio, antes do contato com animais silvestres e domésticos e com máquinas e equipamentos do pátio de compostagem, configurando que os resíduos já estavam contaminados no momento em que eram descarregados. A contaminação inicial de resíduos alimentares por coliformes termotolerantes (ou *E. coli*, em substituição) já foi observada por diversos autores (EPSTEIN, 2011; HASSEN *et al.*, 2001; HECK *et al.*, 2013; NASREEN & QAZI, 2012) A avaliação de coliformes termotolerantes nos resíduos de poda foi realizada após a manipulação, trituração e transporte dos resíduos para o local de montagem da leira. Como os resíduos de poda são processados e transportados por máquinas que também processam e transportam os resíduos alimentares, além de serem espalhados e armazenados sobre locais que tiveram contato prévio com os resíduos alimentares e com fezes de animais domésticos e silvestres que frequentam o pátio de compostagem, existe a possibilidade dos resíduos de poda terem se contaminado durante o processamento/transporte/armazenamento dentro do pátio de compostagem. Vários autores reconhecem a importância de animais vetores e máquinas/equipamentos contaminados na dispersão de microrganismos durante o processo de compostagem (BÖHM, 2007; CESTONARO, 2018; EPSTEIN, 2011)

A contaminação por coliformes termotolerantes nas leiras de compostagem sem proteção e com proteção de tela de sombreamento pode ser observada na Figura 9, abaixo.

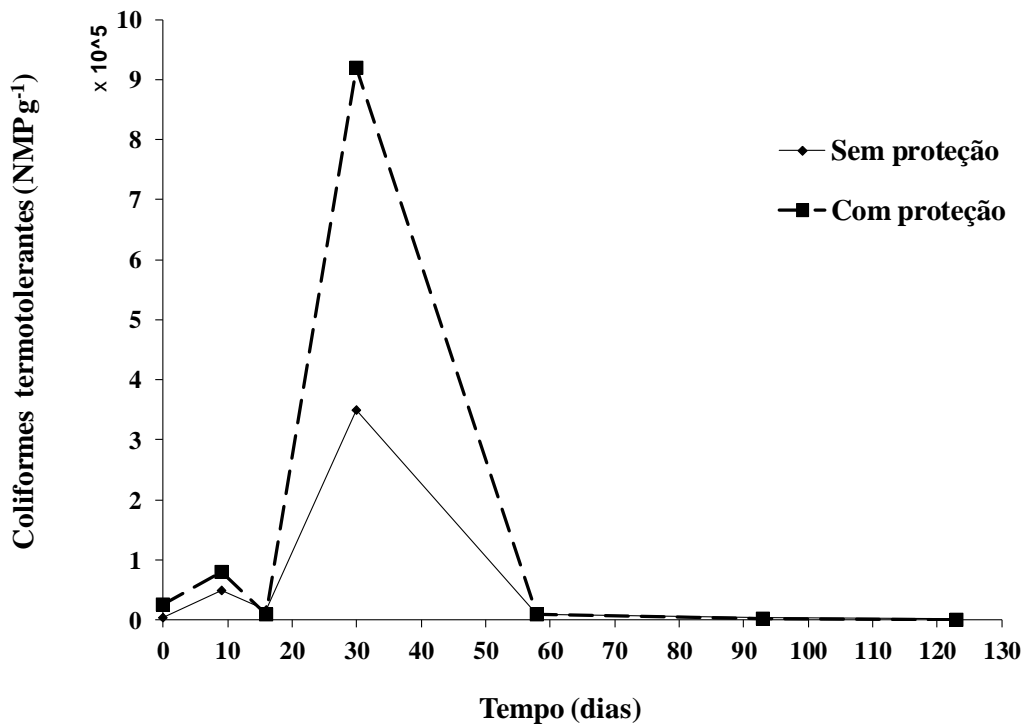


Figura 9. Contaminação por coliformes termotolerantes nas leiras de compostagem sem proteção e com proteção de tela de sombreamento.

A análise da Figura 9 permite observar que a evolução da contaminação por coliformes termotolerantes das leiras sem proteção e com proteção por tela de sombreamento apresenta comportamento semelhante. Em ambas as leiras há uma elevação discreta da contaminação nos primeiros dias de compostagem (dia 9), seguida de uma leve queda (dia 16), para então haver um pico de contaminação (dia 30), seguindo-se a uma redução brusca entre o dia 30 o dia 58 e reduzindo-se lentamente do dia 58 ao dia 123. A primeira elevação de contaminação, ainda que pequena, pode estar associada à disponibilidade de alimento e à ocorrência de temperaturas não muito altas (próximas de 45° C). A primeira queda dos valores de contaminação (após 16 dias) parece estar associada com a elevação das temperaturas da leira, atingindo valores médios superiores a 60°C. A segunda elevação da contaminação (por volta do dia 30) e que apresentou os valores mais altos, ocorreu mesmo em um momento em que as temperaturas da leira estavam em valores elevados (superiores a 60°C). A partir de então há uma redução da contagem de coliformes termotolerantes, possivelmente associada à continuidade das temperaturas termófilas mas também à menor disponibilidade de alimento e água ou mesmo ao desenvolvimento de uma comunidade microbiana supressora - que ocorrem com o desenvolvimento da compostagem e a consequente estabilização/cura do composto orgânico.

Embora a leira com proteção de tela de sombreamento tenha apresentado resultados finais de contaminação um pouco inferiores, parece não haver relação entre a presença da tela, utilizada com o intuito de reduzir o contato de animais silvestres e domésticos com a leira de compostagem, e a contaminação por coliformes termotolerantes. Em alguns momentos, particularmente no início e durante o maior pico de contaminação, a contaminação nessa leira foi inclusive maior - quando se esperava que a restrição de acesso aos animais reduzisse a

contaminação. Em geral, a evolução da contaminação da leira com proteção da tela de sombreamento foi semelhante à evolução da leira sem proteção. As diferenças nos valores de contaminação observadas entre as leiras com proteção e sem proteção de tela de sombreamento podem ter sido ocasionadas por outros fatores não avaliados ou por erros amostrais/laboratoriais.

Diversos autores, ao analisar a contaminação microbiológica por coliformes durante o processo de compostagem, encontraram oscilações nos valores de contaminação ao longo do tempo, sendo comuns a diminuição da contaminação entre o começo e o final da compostagem e a ocorrência de recrescimentos ou recontaminações ao longo do processo (CESTONARO, 2018; CHRISTENSEN *et al.*, 2002; HASSEN *et al.*, 2001; HECK *et al.*, 2013; MAGALHÃES, *et al.*, 2015).

A existência de uma fase termófila significativa é uma recomendação usual na literatura para a redução da contaminação microbiológica (KIEHL, 2001; KIEHL, 2012; MATOS, 2014). De acordo com Epstein (2011), a inativação térmica é via de maior confiabilidade para a redução da contaminação. A resolução CONAMA 481/2017 estabelece a temperatura mínima de 55°C durante 14 dias (ou 65°C durante 3 dias) como a temperatura e o período de tempo necessários para higienização dos resíduos sólidos orgânicos durante o processo de compostagem em sistemas abertos (BRASIL, 2017). Entretanto, mesmo após a ocorrência de uma fase termófila significativa, avaliada por medições pontuais de temperatura, é comum o relato de contaminações microbiológicas elevadas ao final da compostagem. Isso tem sido explicado pela dificuldade em se garantir a inativação térmica plena - considerando a heterogeneidade natural da temperatura na leira, mesmo com a ocorrência de fases termófilas adequadas e a realização de revolvimentos - (BARRENA *et al.*, 2006; CESTONARO, 2018; WICHUK, K. M. & MCCARTNEY, 2007) e também pela ocorrência de recontaminações e recrescimentos após a fase termófila - conforme comentado anteriormente.

Na compostagem em estudo, foi identificada uma fase termófila significativa e prolongada, com realização de revolvimentos frequentes. Ainda assim, identificaram-se contaminações microbiológicas significativas mesmo durante essa etapa. Essa contaminação elevada durante a fase termófila pode estar associada a um momento de grande atividade microbiana decorrente da grande disponibilidade de alimento. Bactérias do grupo coliformes termotolerantes podem ter utilizado a grande disponibilidade de alimento para se reproduzir em locais da leira que apresentavam temperaturas não letais - como na base e superfícies da leira. Após 30 dias de compostagem, observou-se a tendência de redução das contaminações. Essa redução pode estar associada à continuidade de ocorrência de altas temperaturas, mas também devido à diminuição de alimento e/ou umidade disponíveis (com a estabilização e maturação do composto orgânico) e ao desenvolvimento de uma comunidade microbiana supressora. Heck *et al.* (2013), ao monitorar a contaminação microbiológica de um composto orgânico de resíduos urbanos, também observou com uma queda da contaminação microbiológica associada ao início da fase termófila seguida de uma elevação da contaminação ainda durante a fase termófila, passando-se então uma tendência de redução da contaminação (embora em seu estudo tenha ocorrida uma elevação ao final, com o composto já maturado).

A contaminação por coliformes termotolerantes nas leiras de compostagem com revolvimento periódico e sem revolvimento periódico pode ser observada na Figura 10, abaixo:

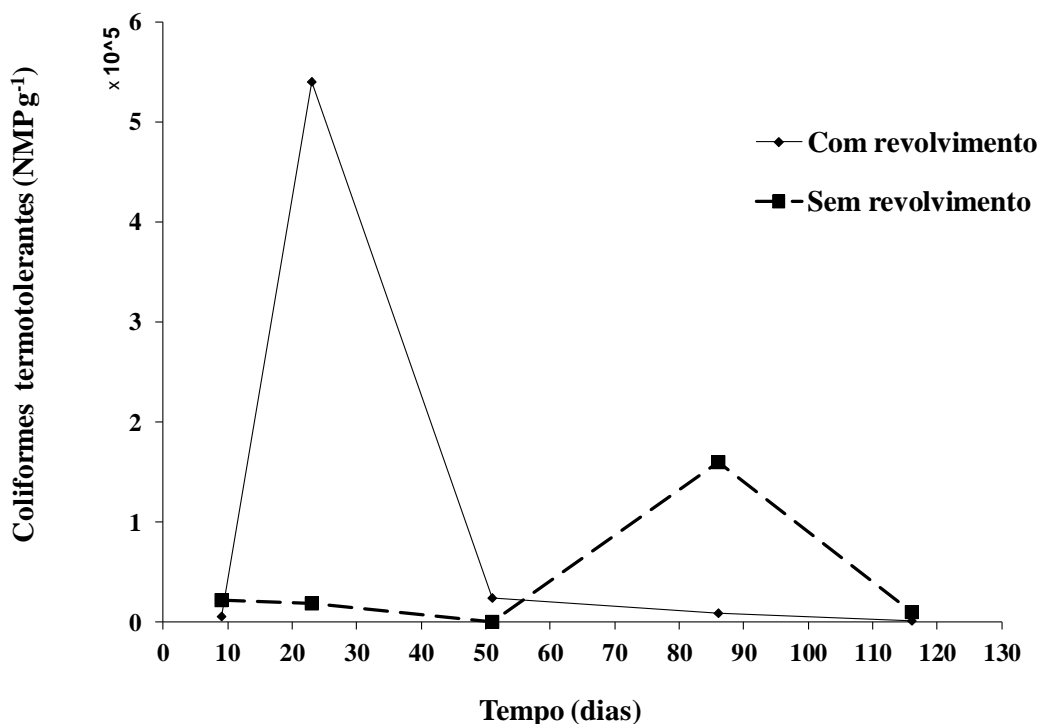


Figura 10. Contaminação por coliformes termotolerantes nas leiras de compostagem com revolvimento periódico e sem revolvimento periódico.

A análise da Figura 10 permite identificar que as leiras com revolvimento e sem revolvimento apresentam comportamentos distintos em relação à evolução da contaminação por coliformes termotolerantes. Por se ter adotado cronograma e periodicidade de amostragem distintos das leiras com e sem tela de sombreamento, não foi possível observar se ocorreu uma primeira elevação de contaminação, seguida em sequência de uma redução, antes dos 10 dias de compostagem. Entretanto, verificou-se que na leira com revolvimento, que se assemelha ao manejo das leiras com e sem tela de sombreamento, também há um elevação considerável da contaminação no final do primeiro mês de compostagem, seguindo-se então de uma redução considerável no final da primeira metade da compostagem e uma redução lenta durante a segunda metade, da mesma forma como nas leiras com e sem tela de sombreamento. Já a leira sem revolvimento apresentou um comportamento distinto das demais leiras. Apresentou uma contaminação mais baixa e sem grandes elevações durante a primeira metade da compostagem, uma elevação tardia da contaminação próxima aos 90 dias, seguida de uma redução próxima aos 120 dias, terminando em valores de contaminação mais altos que as demais leiras. Como não foram realizados revolvimentos nessa leira, possivelmente ocorreu uma dinâmica diferente de aeração e umidade, e conseqüentemente de colonização microbiana e de decomposição da matéria orgânica - que possivelmente afetaram o desenvolvimento da contaminação por coliformes termotolerantes. O não contato periódico da leira sem revolvimento com o maquinário que, por ser o mesmo que manipula os resíduos

recém-chegados poderia estar recontaminando os compostos orgânicos mais antigos, parece não ter contribuído para reduzir a contaminação por coliformes termotolerantes nas condições em que a compostagem foi realizada (com contaminação inicial dos resíduos, possível atuação de animais silvestres e domésticos e diferentes condições de aeração e umidade).

Os valores finais para a contaminação por coliformes termotolerantes, analisados aos 123 dias para as leiras com e sem proteção e aos 116 dias para as leiras com e sem revolvimento, encontram-se na Tabela 8, abaixo:

Tabela 8. Valores finais de contaminação por coliformes termotolerantes em composto orgânico de resíduos urbanos.

	Coliformes termotolerantes (NMP g ⁻¹)
Sem proteção de tela de sombreamento	1,5 x 10 ³
Com proteção de tela de sombreamento	2,3 x 10 ²
Com revolvimento periódico	9,0 x 10 ²
Sem revolvimento periódico	1,0 x 10 ⁴

Os resultados obtidos, quando comparados ao valor máximo admitido na legislação brasileira para coliformes termotolerantes que é de 1,0x10³ - com 30 % de tolerância -, permitem enquadrar os compostos orgânicos “com proteção de tela de sombreamento” e “com revolvimento periódico” como adequados para utilização agrícola. O composto orgânico “sem proteção de tela de sombreamento” apresentou valores de contaminação um pouco acima dos permitidos. E o composto orgânico “sem revolvimento periódico” apresentou valores de contaminação mais elevados, consideravelmente acima dos permitidos pela legislação.

A ocorrência de contaminações por coliformes termotolerantes (ou *E. coli*, em substituição) ao final do processo de compostagem de resíduos urbanos em níveis acima dos permitidos pela legislação brasileira tem sido comumente relatada na literatura - embora não se verifique isso na totalidade dos trabalhos. Tontti *et al.* (2011) encontrou contaminações médias de coliformes termotolerantes de 4,8x10⁴. Heck *et al.* (2013) encontrou valores finais de contaminação por *E. coli* de 4x10⁴. Hassen *et al.* (2001) encontrou valores de coliformes termotolerantes de 5x10³. Cestonaro (2018) encontrou valores médios finais de contaminação por *E. coli* de 3,1 x10⁴, com variações entre os exponenciais 10² e 10⁵. Por outro lado, Massukado & Schalch (2010) identificaram contaminações por coliformes termotolerantes oscilando entre “ausência” e 1,4x10².

Avaliou-se também a contaminação final por *Salmonella sp.* e por ovos viáveis de helmintos, nesse caso apenas na leira sem proteção de tela de sombreamento - conduzida como controle. Os valores encontram-se na Tabela 9, abaixo:

Tabela 9. Contaminação por *Salmonella sp.* e ovos viáveis de helmintos em leira de compostagem de resíduos urbanos.

<i>Salmonella sp.</i> (presença/ausência em 10 g de matéria seca)		Ovos viáveis de helmintos (n.º em 4 g de sólidos totais)	
Valor encontrado	Valor máximo admitido - IN SDA 7/2016	Valor encontrado	Valor máximo admitido - IN SDA 7/2016

Sem proteção	Ausência	ausência	ausência	1,00
--------------	----------	----------	----------	------

Pelos dados da Tabela 9 observa-se que o composto orgânico obtido não apresentou contaminações por *Salmonella sp.* e por ovos viáveis de helmintos, estando apto para utilização agrícola, em relação a esses parâmetros, de acordo com a legislação brasileira. Os resultados estão de acordo com os encontrados por outros autores, que encontraram ausência de contaminação por *Salmonella sp.* e por ovos viáveis de helmintos ao final de processos de compostagem com predominância de resíduos alimentares (BRIANCESCO *et al.*, 2008; CHRISTENSEN *et al.* 2002; MASSUKADO & SCHALCH, 2010; HASSEN *et al.*, 2001; SAHA *et al.*, 2010).

4.3 Tratamentos para higienização do composto orgânico

O composto orgânico da leira sem proteção de tela de sombreamento apresentou contaminação final por coliformes termotolerantes acima do permitido pela legislação. Testaram-se então três alternativas de tratamento visando à redução da contaminação e viabilização de uso para fins agrícolas: solarização, armazenamento e vermicompostagem. A evolução da contaminação microbiológica, nos três tratamentos testados, pode ser verificada na Figura 11, abaixo:

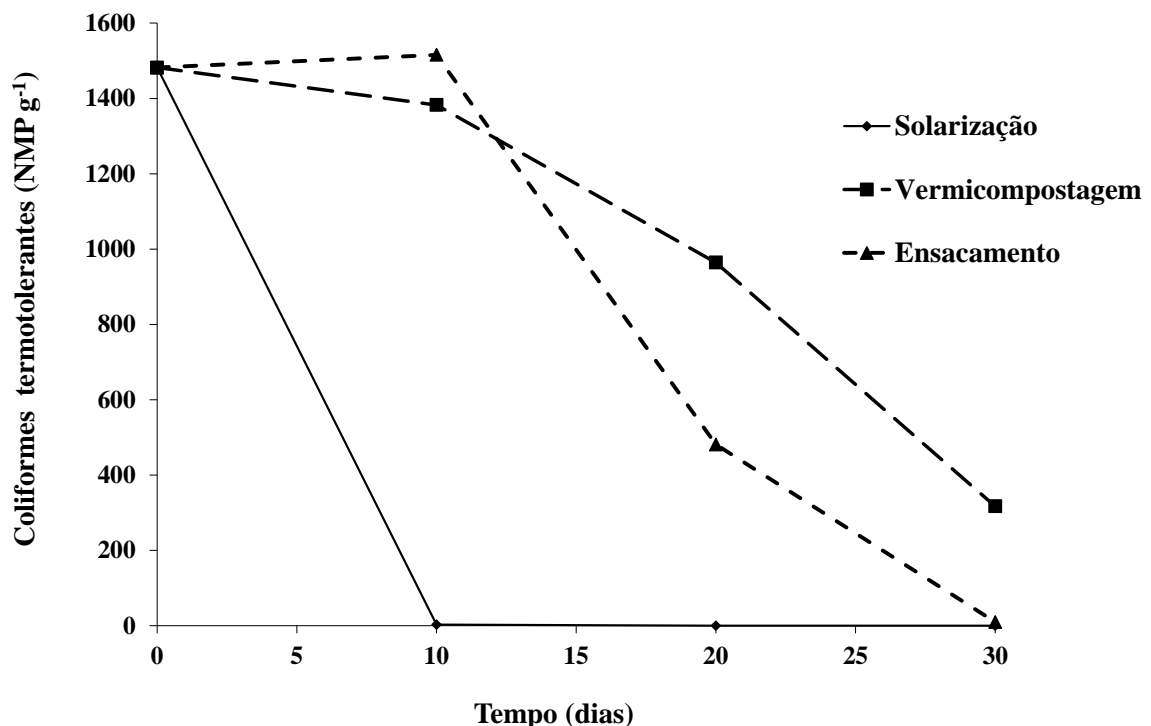


Figura 11. Contaminação por coliformes termotolerantes em composto orgânico aos 0, 10, 20 e 30 dias de tratamento.

Pode-se observar na Figura 11 que todos os tratamentos utilizados proporcionaram a redução da contaminação por coliformes termotolerantes durante o período analisado,

viabilizando ao final do processo a utilização do composto para fins agrícolas. Entretanto, os resultados indicam diferentes eficiências dos tratamentos testados.

O tratamento que se mostrou mais eficiente foi a solarização do composto. Já na primeira avaliação, aos dez dias de solarização, o composto orgânico solarizado mostrou-se apto para utilização, apresentando valores médios extremamente baixos de contaminação por coliformes termotolerantes (2,9 NMP g⁻¹). Na segunda avaliação, com vinte dias de solarização, as análises indicaram ausência de contaminação por coliformes termotolerantes, mesmo resultado obtido na terceira avaliação, realizada aos 30 dias de solarização.

Bueno (2000) monitorou contaminações por *E. coli* em diversos testes de solarização em bio sólido, avaliando três modalidades de solarização (com cobertura plástica transparente, sem cobertura plástica e com equipamento tipo “coletor solar”), diferentes espessuras da camada de material tratado e diferentes tempos de exposição. Concluiu que a solarização sem cobertura plástica apresenta baixa eficiência e que o coletor solar não foi efetivo para baixos tempos de exposição (admitindo que o equipamento seria capaz de atingir maiores temperaturas, reduzindo o tempo de exposição). Em relação à espessura da camada de material tratado, concluiu que quanto menor a espessura mais eficiente é o tratamento - a espessura mínima utilizada foi 5 cm - e que espessuras superiores a 15 cm comprometem a eficiência do processo. Ao analisar o processo de solarização com cobertura plástica, identificou redução de contaminações apenas após 7 dias de tratamento, obtendo nesse momento reduções consideráveis (86%). Com 15 dias de solarização, obteve reduções de contaminação superiores a 99%, atingindo em alguns testes contaminações finais inferiores ao limite legal de 10³ NMP g⁻¹ para utilização agrícola. Em nenhuma avaliação o autor constatou a ausência de contaminação por *E. coli*. Entretanto, deve-se salientar que o bio sólido testado apresentava elevada contaminação inicial, na ordem de 10⁵ NMP g⁻¹ - enquanto o composto orgânico testado nesta dissertação apresentava contaminação na ordem de 10³ NMP g⁻¹.

As temperaturas máximas e mínimas do composto solarizado e do ambiente, e as condições meteorológicas predominantes, podem ser verificadas na Tabela 10 abaixo.

Tabela 10. Temperaturas máximas e mínimas do composto orgânico e do ambiente e condições meteorológicas predominantes durante o processo de solarização.

Dia	Temperatura máxima - composto	Temperatura mínima - composto	Temperatura máxima - ambiente	Temperatura mínima - ambiente	Condição climática predominante
1	24,1	18,1	22	15,7	chuvoso
2	30	18,5	23,6	17	nublado
3	39	18	28,9	15,6	parcialmente nublado
4	50	21,4	31,6	17,6	ensolarado
5	52,8	24,7	33,1	19,6	ensolarado
6	53,3	27,5	32,7	21,6	ensolarado
7	48,8	29,1	32,4	21,5	parcialmente nublado
8	40,5	28	28,1	21,6	parcialmente nublado
9	40,6	25,2	28,7	20,1	parcialmente nublado
10	50	24,4	31,2	19,6	ensolarado
11	31,1	28	24,9	21,5	chuvoso
12	29,1	25,1	23,5	19,3	chuvoso
13	25,2	22	21	18	chuvoso
14	31,8	19,1	25,7	16	nublado
15	42,1	22,5	29,4	19	parcialmente nublado
16	37,1	25	25,4	19	nublado
17	32,5	23,4	25,6	19	chuvoso
18	41,5	22,7	29,5	18	parcialmente nublado
19	47,3	24,9	30,5	18,5	ensolarado
20	48,2	26,7	31,1	18,3	ensolarado
21	56,3	21	32,2	16,1	ensolarado
22	55,6	25,8	32,3	18,9	ensolarado
23	33,8	27,9	25,5	20,8	chuvoso
24	36	24	27	20,7	nublado
25	33,3	24	24,9	20,3	chuvoso
26	45,8	21,7	29,8	18	parcialmente nublado
27	55,1	23,7	32,2	18,7	ensolarado
28	54,7	24,9	32,9	19,5	ensolarado
29	46	26,7	28,1	20,9	parcialmente nublado
30	50	25,1	27,7	20	ensolarado

Observa-se na Tabela 10 que durante o período de solarização ocorreram muitos dias chuvosos ou com tempo nublado ou parcialmente nublado, que poderiam ter reduzido a eficiência do tratamento. Ainda assim, o tratamento com solarização foi efetivo na redução e eliminação da contaminação por coliformes termotolerantes. As temperaturas elevadas

obtidas - muitas vezes superiores a 50° C nos dias ensolarados - e possivelmente a atuação direta da radiação ultravioleta mostraram-se efetivas no controle da contaminação por coliformes termotolerantes. As temperaturas máximas obtidas são compatíveis com as encontradas por Bueno (2000) e por Silva (2007b) em testes semelhantes de solarização com plástico transparente em biossólido, mas inferiores às temperaturas reportadas por Bettiol & Ghini (2003) e Sossou *et al.* (2016) em testes realizados com coletores/caixas solares. Fogolari *et al.* (2012), ao estudar a inativação térmica de *E. coli*, identificou que temperaturas superiores a 45°C já permitem a redução de populações dessa bactéria, ainda que com pouca eficiência. Segundo esses autores, somente temperaturas a partir de 50°C permitem reduções mais efetivas, sendo que a partir de 55°C a população de *E.coli* é inativada rapidamente (em poucos minutos).

O armazenamento do composto orgânico em sacos de polietileno também permitiu a redução da contaminação por coliformes termotolerantes, mas valores consideravelmente baixos foram obtidos apenas após 30 dias de armazenamento. A primeira avaliação, aos 10 dias de armazenamento, indicou que não houve redução de contaminação nesse período, mas um aumento pouco considerável (passando de 1482 para 1515 NMP g⁻¹). Na segunda avaliação, realizada aos 20 dias de armazenamento, já se verificou uma redução considerável, com a contaminação por coliformes alcançando o valor de 481 NMP g⁻¹ - tornando o composto apto para utilização a partir deste momento. Na terceira avaliação, aos 30 dias de armazenamento, constatou-se ainda uma pequena contaminação do composto, com análises indicando nessa data o valor de 9,7 NMP g⁻¹.

Essa redução considerável da contaminação após 30 dias de armazenamento pode estar associada à continuidade da maturação do composto e à possível perda de umidade durante o armazenamento, bem como da interrupção de possíveis recontaminações após a retirada do pátio de compostagem. Elving *et al.* (2010) demonstraram que microrganismos patogênicos/indicadores (incluindo *E. coli*) apresentaram maior potencial de recrescimento e manutenção da suas populações em resíduos frescos e compostos imaturos. Em compostos com maior maturidade e menor umidade houve redução das populações desses organismos, em razão do esgotamento das fontes de alimentos e água. De acordo com Böhm (2007) e Epstein (2011) compostos orgânicos maturados possuem uma comunidade microbiana ampla e diversificada que contribui para suprimir a população de microrganismos patogênicos/indicadores.

A vermicompostagem também reduziu os valores de contaminação por coliformes termotolerantes, mas mostrou-se menos eficiente que os outros dois tratamentos. Na primeira avaliação, realizada aos 10 dias, a contaminação apresentou uma pequena queda, passando de 1482 para 1382 NMP g⁻¹. Na segunda avaliação, aos 20 dias de vermicompostagem, os valores reduziram para 964 NMP g⁻¹, um pouco abaixo do valor máximo admitido pela legislação. Na terceira avaliação, realizada aos 30 dias, a contaminação reduziu-se para 317 NMP g⁻¹, valor final mais alto entre os três tratamentos utilizados.

Nas condições testadas, a vermicompostagem foi o tratamento menos eficiente na redução da contaminação por coliformes termotolerantes. A baixa eficiência obtida diverge de resultados encontrados em outros estudos. Eastman (1999), após submeter um biossólido contaminado ao processo de vermicompostagem obteve redução de 98,7% na contagem de *E.coli*, enquanto o controle teve uma redução aproximada de 20%. Da Silva *et al.* (2011) também obteve resultados satisfatórios, obtendo reduções de 97% na quantidade de coliformes termotolerantes em lodo de esgoto e em esterco bovino e suíno, enquadrando os vermicompostos produzidos dentro dos limites da legislação brasileira. E Contreras-Ramos

(2005) após submeter uma mistura de biossólido com esterco de vaca à vermicompostagem obteve um produto com ausência de contaminação por coliformes termotolerantes.

Alguns problemas foram observados na vermicompostagem durante a realização do teste desta dissertação. Na etapa de inoculação, verificou-se que as minhocas adentraram rapidamente no composto orgânico após serem colocadas na superfície. Entretanto, após alguns minutos as minhocas iniciaram um movimento de “fuga” voltando para a superfície e procurando as extremidades das caixas de vermicompostagem. Para a manutenção do experimento, adotou-se, então a inoculação das minhocas de forma indireta. Para tanto, as minhocas foram introduzidas conjuntamente com uma pequena porção do substrato humificado em que estavam originalmente (mantido em uma das extremidades da caixa). A intenção era manter uma espécie de refúgio para as minhocas, que se dispersariam naturalmente a partir deste local para o composto orgânico no restante da caixa. Ocorre que durante a realização das amostragens e durante a desmontagem do teste verificou-se que as minhocas não se dispersaram por todo o composto orgânico, com a maior parte delas permanecendo no substrato humificado original, no composto orgânico no entorno do substrato original ou concentradas em alguns pontos isolados no composto orgânico.

Algum fator presente no composto orgânico testado parece ter inibido a atuação e dispersão das minhocas. Entretanto, esse fator não foi fatal, pois ao final do teste constatou-se que as minhocas estavam vivas, ativas e em número próximo ao utilizado na inoculação. Mas não foram verificados casulos de minhocas no material final, indicando ausência de reprodução. Corrêa (2015) esclarece que o estabelecimento, o desenvolvimento e a reprodução de um plantel de minhocas exigem condições de aeração, nutrição e umidade adequadas e que, ainda segundo esse autor, alguns materiais orgânicos não apresentam as condições necessárias para as minhocas. Como o composto orgânico testado já estava estabilizado, e os valores de metais pesados apresentaram-se baixos, cogita-se a possibilidade dos elevados valores de pH e de CE do composto orgânico terem sido limitantes para a atuação das minhocas. De acordo com Dominguez & Edwards (2010) as minhocas epigéicas - grupo ecológico que inclui *E. andrei* - são relativamente tolerantes ao pH, suportando valores de pH entre 5 e 9, mas preferindo meios ácidos. Portanto, o pH elevado do composto orgânico testado, com valores um pouco acima de 9, pode ter reduzido a atividade das minhocas. Segundo Dominguez & Edwards (2010), as minhocas são muito sensíveis a resíduos orgânicos com grandes quantidades de sais inorgânicos, possuindo como limite de toxicidade a concentração de 0,5% de sais. Acima desse limite a atividade das minhocas e as taxas de processamento dos resíduos orgânicos diminuem drasticamente. Massukado & Schalch (2010) realizaram testes de toxicidade em substratos com diferentes proporções de composto orgânico de resíduos urbanos (com elevada CE) utilizando como indicadores biológicos populações da minhoca *E. andrei*. Como resultado, constataram elevada mortalidade de minhocas nos substratos que apresentaram CE acima de 1,9 mS cm⁻¹ e que apenas os substratos que apresentaram CE próximas a 1 mS cm⁻¹ permitiram a sobrevivência plena e o ganho de peso das minhocas. Portanto, considerando que a CE do composto orgânico testado nesta dissertação era próxima de 2,4 mS cm⁻¹, infere-se que a quantidade de sais presente no composto orgânico pode ter inibido a atividade das minhocas.

Desprezando o efeito das minhocas na redução da contaminação por coliformes termotolerantes, era de se esperar que a vermicompostagem apresentasse resultado semelhante ao armazenamento. Ocorre que para a realização da vermicompostagem, o composto orgânico foi umedecido à saturação (permitindo-se a drenagem do excesso antes da inoculação das minhocas). O composto orgânico com maior umidade pode ter proporcionado condições

menos favoráveis à redução da contaminação por coliformes termotolerantes, quando comparado ao composto armazenado em sacos em condições de menor umidade.

4.4 Experimento de produção de mudas

4.4.1 Caracterização dos substratos

As emissões potenciais de CO₂ de todos os substratos apresentaram valores abaixo de 4,0 mg g⁻¹ MS dia⁻¹ e as emissões potenciais de NH₃ foram nulas ou apresentaram valores abaixo de 0,01 mg g⁻¹ MS dia⁻¹ o que revela a elevada estabilidade dos substratos avaliados.

Os teores totais de nitrogênio (N), cálcio (Ca), magnésio (Mg), fósforo (P) e potássio (K) e os teores disponíveis desses nutrientes nos substratos utilizados no experimento com mudas de alface podem ser observado nas Tabelas 11 e 12, respectivamente, abaixo.

Tabela 11. Teores totais de N, Ca, Mg, P e K dos substratos utilizados no experimento com mudas de alface.

	N	Ca	Mg	P	K
	----- mg L ⁻¹ -----				
T1 - Substrato Comercial	2545,2	2314,6	829,4	838,4	589,9
T2 - 100% composto	9151,5	15011,7	1271,6	1576,6	4864,8
T3 - 66% comp. + 33% vermiculita	6061,8	10086,9	10962,1	1031,1	3724,9
T4 - 33% comp. + 66% vermiculita	4410,5	8018,7	15771,6	834,3	2986,4

Tabela 12. Teores disponíveis de N, Ca, Mg, P e K dos substratos utilizados no experimento com mudas de alface.

	N ¹	Ca ¹	Mg ¹	P ²	K ²
	----- mg L ⁻¹ -----				
T1 - Substrato Comercial	248,1	1942,2	403,4	619,8	559,2
T2 - 100% composto	662,9	2173,0	442,5	1221,3	7362,4
T3 - 66% comp. + 33% vermiculita	600,2	1911,4	874,6	830,3	4794,7
T4 - 33% comp. + 66% vermiculita	433,9	1703,0	1244,4	670,9	3325,8

1- Extrator KCl 1,0 mol L⁻¹; 2- Extrator Mehlich 1 (HCl 0,05 mol L⁻¹ + H₂SO₄ 0,0125 mol L⁻¹).

Observa-se nas Tabelas 11 e 12 que os substratos obtidos com o composto orgânico deste estudo, quando comparados com o substrato comercial, apresentaram maiores teores totais e disponíveis de nutrientes, excetuando-se o Ca disponível. Em relação aos substratos elaborados com o composto orgânico deste estudo, verifica-se que quanto maior a proporção de composto, maiores os teores totais e disponíveis de N, Ca, P e K, demonstrando que o composto orgânico é fonte destes nutrientes. Por outro lado, quanto maior a proporção de vermiculita, maiores os teores totais e disponíveis de Mg, demonstrando que a vermiculita é fonte deste nutriente.

A proporção (%) dos teores disponíveis de N, Ca, Mg, P e K em relação aos teores totais, dos substratos utilizados no experimento com mudas de alface pode ser observada na Tabela 13, abaixo.

Tabela 13. Proporção (%) dos teores disponíveis de N, Ca, Mg, P e K em relação aos teores totais, dos substratos utilizados no experimento com mudas de alface.

	N	Ca	Mg	P	K
	----- % -----				
T1 - Substrato Comercial	10,2	87,8	50,9	77,3	99,2
T2 - 100% composto	7,9	15,7	37,7	84,0	100,0
T3 - 66% comp. + 33% vermiculita	10,6	20,2	8,5	85,9	100,0
T4 - 33% comp. + 66% vermiculita	10,1	21,9	8,1	82,8	100,0

Os quatro substratos estudados apresentaram proporções dos teores disponíveis semelhantes em relação aos nutrientes N, P e K. Em relação ao Ca e ao Mg, verificaram-se maiores proporções de disponibilidade para o substrato comercial, possivelmente relacionadas à adição de adubos sintéticos e corretivos minerais durante a elaboração desse produto. Em relação ao Mg, verifica-se uma menor proporção de disponibilidade nos substratos com vermiculita em sua composição, indicando que parte do Mg da vermiculita pode estar imobilizado na estrutura desse mineral e portanto não disponível para as plantas.

Os valores de densidade aparente, densidade de partícula, porosidade total, microporosidade e macroporosidade dos substratos testados podem ser verificados na Tabela 14, abaixo.

Tabela 14. Valores de densidade aparente, densidade da partícula, porosidade total, microporosidade e macroporosidade dos substratos utilizados no experimento com mudas de alface.

	Densidade		Porosidade		
	Aparente	Partícula	Total	Micro	Macro
	----- g dm ⁻³ -----		----- % -----		
T1 - Substrato Comercial	286	1335	78,4	55,1	23,3
T2 - 100% composto	296	1492	80,1	55,4	24,7
T3 - 66% comp. + 33% vermiculita	266	1213	78,0	55,6	22,4
T4 - 33% comp. + 66% vermiculita	258	896	71,2	65,3	5,9

A análise da Tabela 14 permite identificar que a introdução de vermiculita expandida na composição dos substratos possibilitou a diminuição da densidade aparente e da densidade de partícula, o que pode favorecer o desenvolvimento radicular, por impor menos restrições físicas ao desenvolvimento das raízes - segundo Ferraz *et al.* (2005) -, e facilitar a manipulação/carregamento dos substratos e bandejas de mudas. Por outro lado a introdução de vermiculita expandida reduziu a porosidade total e a macroporosidade, embora tenha proporcionado o aumento da microporosidade. O aumento da microporosidade pode favorecer

a retenção de água, mas a diminuição da macroporosidade pode comprometer a aeração do substrato (CALDEIRA *et al.*, 2004).

4.4.2 Variação de pH e CE dos substratos

A variação do pH dos substratos durante o desenvolvimento das mudas pode ser observado na Figura 12, abaixo.

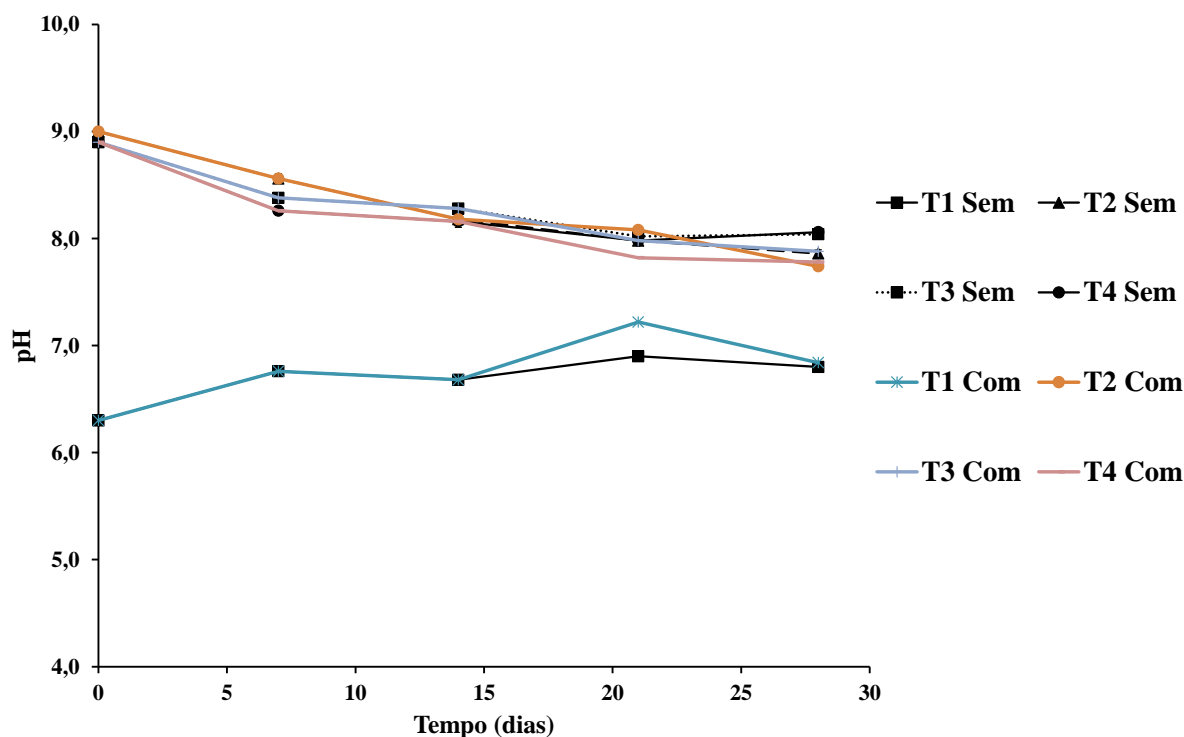


Figura 12. Valores de pH observados em diferentes substratos durante o desenvolvimento das mudas de alface.

A análise da Figura 12, permite identificar que os tratamentos T2 (100%C), T3(66%C+33%V) e T4 (33%C+66%V), tanto com adubação de cobertura como sem adubação de cobertura, apresentaram comportamento semelhante na evolução dos valores de pH. Todos esses três tratamentos apresentaram pH inicial próximo a 9,0 e ao longo dos 28 dias do experimento o pH foi reduzindo-se continuamente até atingir valores próximos a 8,0. Já o tratamento T1(substrato comercial), com adubação de cobertura e sem adubação de cobertura, apresentou comportamento distinto, partindo de valores de pH próximos a 6,0 e apresentando elevação de pH ao longo dos 28 dias até atingir valores próximos da neutralidade.

A redução do pH observada nos tratamentos T2, T3 e T4 pode estar associada à lixiviação pela irrigação e ao consumo pelas mudas de substâncias alcalinas do substrato. Já o aumento do pH observado em T1 pode estar associado à lixiviação de substâncias ácidas pela irrigação ou à ocorrência de transformações no material orgânico que compunha originalmente o substrato.

A evolução dos valores de CE observados nos substratos durante o desenvolvimento das mudas de alface pode ser observado na Figura 13, abaixo.

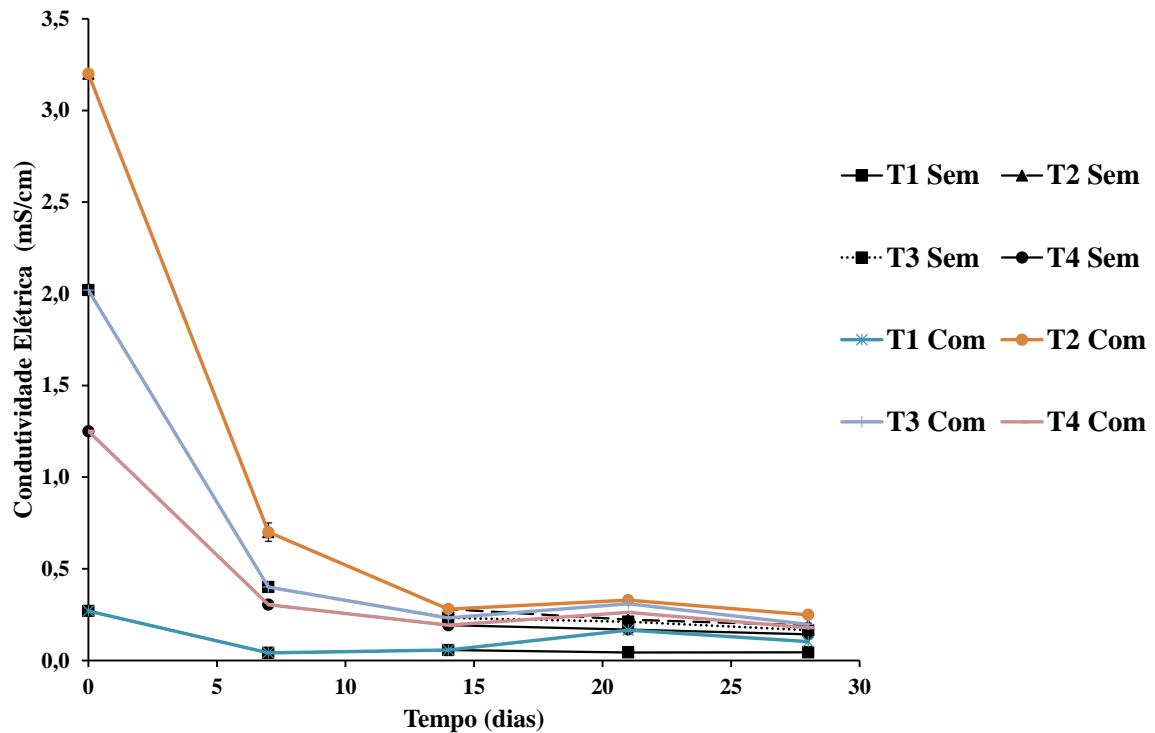


Figura 13. Valores de condutividade elétrica observados em diferentes substratos durante o desenvolvimento das mudas de alface.

A análise da Figura 13 permite verificar que os substratos estudados apresentaram valores de CE iniciais bastante diversos. T1 (substrato comercial) apresentou a CE inicial mais baixa entre os quatro substratos testados, apresentando valores de $0,27 \text{ mS cm}^{-1}$. Em relação ao valor inicial da CE dos demais substratos, verificou-se que quanto maior a proporção de composto orgânico maior a CE do substrato. O substrato T2 (100%C) apresentou valores iniciais de $3,2 \text{ mS cm}^{-1}$, o substrato T3 (66%C+33%V) apresentou valores iniciais de $2,0 \text{ mS cm}^{-1}$ e o substrato T4 (33%C+66%V) apresentou valores iniciais de $1,2 \text{ mS cm}^{-1}$. Em todos os tratamentos os valores de CE reduziram-se bruscamente após os 7 dias iniciais, e continuaram reduzindo-se (com exceção dos tratamentos que receberam adubação de cobertura) até o final do experimento, sendo que houve uma tendência de diminuição da intensidade da redução da CE nas duas semanas finais. Nos tratamentos em que se realizaram adubações de cobertura verificou-se um aumento discreto nos valores finais de CE, quando comparados com seus tratamentos correspondentes sem adubação de cobertura. Os valores finais encontrados foram de $0,044 \text{ mS cm}^{-1}$ para T1 - sem adubação de cobertura e $0,102 \text{ mS cm}^{-1}$ para T1 - com adubação de cobertura; $0,191 \text{ mS cm}^{-1}$ para T2 - sem adubação de cobertura e $0,249 \text{ mS cm}^{-1}$ para T2 - com adubação de cobertura; $0,165 \text{ mS cm}^{-1}$ para T3 - sem adubação de cobertura e $0,197 \text{ mS cm}^{-1}$ para T3 - com adubação de cobertura; e $0,142 \text{ mS cm}^{-1}$ para T4 - sem adubação de cobertura e $0,178 \text{ mS cm}^{-1}$ para T4 - com adubação de cobertura.

Os valores iniciais já baixos de CE de T1 (substrato comercial) podem estar associados a uma opção do fabricante para evitar possíveis danos à germinação e ao desenvolvimento das mudas decorrentes de CE elevadas. Os valores iniciais elevados de CE dos substratos com predominância de composto orgânico estão associados à quantidade elevada de sais presentes originalmente no composto orgânico. A introdução de vermiculita nos substratos com composto orgânico foi capaz de reduzir a CE inicial dos substratos.

A redução geral da CE ao longo do experimento pode estar associada à lixiviação de sais provocada pela irrigação da casa-de-vegetação onde as mudas foram produzidas e também ao consumo de nutrientes pelas mudas. Em relação à lixiviação de sais, deve-se destacar que a irrigação da casa-de-vegetação é superdimensionada em decorrência de dificuldades operacionais da alteração frequente da automatização da irrigação. Já a discreta elevação da CE encontrada nos 15 dias finais nos tratamentos com adubação de cobertura pode estar associada aos íons liberados pela mineralização do farelo de algodão utilizado como adubo de cobertura.

4.4.3 Avaliação das mudas

Realizou-se a análise de variância em esquema de parcela dividida - com substrato como parcela e adubação de cobertura como subparcela - e procedeu-se a verificação da significância dos fatores e da interação dos fatores, além de se obter o coeficiente de variação das parcelas e subparcelas, conforme se verifica na Tabela 15, abaixo.

Tabela 15. Resultados da análise de variância do esquema parcela dividida, com substrato na parcela e adubação de cobertura na subparcela, apresentado os níveis de significância de cada fator e da interação entre os fatores, e os coeficientes de variação das parcelas e das subparcelas.

	Nível de significância			CV%	
	Substrato	Adubação	Interação	Parc.	Sub-Parc.
Germinação	<0,001 **	---	---	2,35	---
Numero de folhas ¹	<0,001 **	<0,001 **	<0,001 **	2,91	2,19
Altura ¹	<0,001 **	<0,001 **	<0,001 **	4,59	2,93
Massa fresca	<0,001 **	<0,001 **	<0,001 **	12,36	10,64
Volume da raiz	<0,001 **	<0,001 **	0,192 ns	13,47	16,82
Estabilidade do torrão	0,3328 ns	<0,001 **	0,8778 ns	10,77	15,45

** : significativo ao nível de 1,0%; * : significativo ao nível de 5,0%; ns : não significativo. 1- transformação log (x)

A análise da Tabela 15 permite verificar que, com exceção da variável-resposta “estabilidade do torrão”, todas as demais variáveis-resposta apresentaram diferenças estatísticas significativas entre os diferentes substratos estudados. Quando se analisa a presença/ausência de adubação de cobertura, todas as variáveis-resposta analisadas apresentaram diferenças estatísticas significativas. Ao se analisar a significância da interação entre o fator “substrato” e o fator “adubação de cobertura”, verifica-se que não houve interação apenas nas variáveis-resposta “volume de raiz” e “estabilidade do torrão”.

As variáveis-resposta “germinação”, “numero de folhas”, “altura”, “massa fresca da parte aérea”, “volume de raiz” e “estabilidade do torrão” foram submetidas ao teste de Scott-Knott (significância de 5%). Os valores e os resultados do teste de médias encontram-se na Tabela 16, abaixo.

Tabela 16. Germinação, número de folhas, altura, massa fresca da parte aérea, volume de raiz e estabilidade do torrão de mudas de alface produzidas com diferentes substratos.

	Substrato Comercial	100% composto	66% comp. + 33% vermic.	33% comp. + 66% vermic.	Média
Germinação (%)					
	97,10 a	69,80 c	92,30 b	96,80 a	
Número de folhas					
Sem	3,02 aB	3,02 aB	3,00 aB	3,02 aB	3,02 B
Com	4,32 bA	4,36 bA	4,50 bA	5,14 aA	4,58 A
Média	3,67 b	3,69 b	3,75 b	4,08 a	
Altura (cm)					
Sem	1,83 cB	2,54 aB	1,79 cB	2,27 bB	2,11 B
Com	5,96 cA	6,32 cA	7,21 bA	8,97 aA	7,12 A
Média	3,90 c	4,43 b	4,50 b	5,62 a	
Massa fresca (mg planta ⁻¹)					
Sem	101,2 aB	151,1 aB	109,2 aB	159,4 aB	130,2 B
Com	497,7 cA	500,5 cA	649,7 bA	1175,2 aA	705,8 A
Média	299,5 c	325,8 c	379,5 b	667,3 a	
Volume da raiz (ml)					
Sem	0,12 bB	0,18 aB	0,10 bB	0,17 aB	0,14 B
Com	0,25 bA	0,28 bA	0,22 cA	0,34 aA	0,27 A
Média	0,19 b	0,23 a	0,16 b	0,26 a	
Estabilidade do torrão					
Sem	1,75 aB	1,95 aB	1,80 aB	2,05 aB	1,89 B
Com	2,90 aA	2,85 aA	2,85 aA	3,00 Aa	2,90 A
Média	2,33 a	2,40 a	2,33 a	2,53 a	

Médias seguidas das mesmas letras minúsculas nas linhas e médias seguidas das mesmas letras maiúsculas nas colunas não diferem significativamente pelo teste de Scott-Knott ($p \leq 5\%$)

Ao se analisar a germinação, verifica-se que os tratamentos T1 (substrato comercial) e T4 (33%C+66%V) apresentaram germinação próxima de 100%, e significativamente superiores aos demais tratamentos. O tratamento T3 (66%C+33%V) apresentou germinação intermediária (próxima a 90%) e o tratamento T2 (100%C) apresentou a pior germinação - com valores próximos a 70%.

Verifica-se que os tratamentos com predominância de composto orgânico na composição apresentaram germinações inferiores, inferindo-se que algum(ns) elemento(s) presente(s) no composto orgânico pode(m) ter ocasionado fitotoxidez e reduzido a germinação. De acordo com Belo (2011), diversos fatores podem causar fitotoxidez e inibir a germinação, alguns relacionados à imaturidade do composto orgânico (presença de amônia, substâncias fenólicas, ácidos graxos e ácidos orgânicos) e outros relacionados a substâncias presentes no composto maturado (como metais pesados, pesticidas e excesso de sais). Como a CE do composto orgânico desta dissertação apresentou-se em valores moderados, é possível que esse fator tenha reduzido a germinação nos tratamentos com maior proporção de composto. Luz *et al.* (2004) estudando a produção de mudas de alface em substratos obtidos da mistura de vermiculita e composto orgânico de resíduos urbanos em diferentes proporções, também encontrou valores de germinação mais baixos nos substratos com maior teor de composto orgânico.

Os diferentes substratos proporcionaram diferenças significativas para a maior parte das variáveis-resposta analisadas. Em relação ao número de folhas, verifica-se que o tratamento T4 (33%C+66%V) apresentou valores significativamente maiores que os demais tratamentos - que não diferiram entre si. Em relação à altura das mudas, verifica-se que o tratamento T4 (33%C+66%V) também apresentou valores significativamente maiores que os demais tratamentos, sendo que os tratamentos T3 (66%C+33%V) e T2 (100%C) foram superiores ao tratamento T1 (substrato comercial). Em relação à massa fresca da parte aérea, verifica-se que o tratamento T4 (33%C+66%V) apresentou valores significativamente maiores que os demais tratamentos, sendo que o tratamento T3 (66%C+33%V) foi superior aos tratamentos T1 (substrato comercial) e T2 (100%C) que não diferiram entre si. Em relação ao volume da raiz, verifica-se que os tratamentos T4 (33%C+66%V) e T2 (100%C) não diferiram entre si e apresentaram valores significativamente maiores que os tratamentos T3 (66%C+33%V) e T1 (substrato comercial), que não diferiram entre si. E em relação à estabilidade do torrão, verifica-se que não houve diferença significativa entre os quatro substratos testados.

Quando se analisa o fator adubação de cobertura, verifica-se que a realização das adubações com farelo de algodão proporcionou aumentos significativos em todas as variáveis-resposta e em todos os substratos testados.

De acordo com Filgueira (2002), o padrão de mudas de alface para transplântio ocorre quando se atinge 4 folhas definitivas. Em relação ao número de folhas, os quatro substratos testados permitiram atingir o padrão citado ao término de 28 dias, mas apenas quando se realizou as adubações de cobertura. Em todas as variáveis-resposta analisadas, verificou-se que a realização de adubações de cobertura proporcionou ganhos significativos, tendo sido essa prática essencial para se atingir o desenvolvimento adequado das mudas em todos os substratos testados nas condições de realização do experimento.

Os aumentos significativos em relação ao volume de raízes e à estabilidade do torrão quando se realizou adubações de cobertura, indicam que o maior desenvolvimento radicular e a consequente maior agregação do torrão obtidos possivelmente estão associados ao maior desenvolvimento vegetativo das plantas. Ainda assim, mesmo com o bom desenvolvimento vegetativo, os valores encontrados são inferiores aos encontrados em outros trabalhos com mudas de alface (LEITE, 2017; SANTOS, 2016), possivelmente devido às condições de irrigação excessiva deste experimento, que podem ter comprometido a aeração do substrato e consequentemente limitado o desenvolvimento das raízes.

O substrato T2 (100%C) mostrou-se inadequado em decorrência da baixa germinação obtida. Os substratos T1 (substrato comercial) e T3 (66%C+33%V), quando com adubações

cobertura, permitiram a obtenção de mudas com desenvolvimento razoável, mas inferiores ao substrato T4 (33%C+66%V). Verificou-se que o substrato T4 (33%C+66%V), particularmente quando com adubações de cobertura, proporcionou o melhor desenvolvimento das mudas (altura, número de folhas, massa fresca da parte aérea). Luz *et al.* (2004), estudando diferentes composições de substrato com vermiculita e composto orgânico de resíduos urbanos, também observou melhor desenvolvimento das mudas de alface (altura, número de folhas e massa fresca da parte aérea) quando cultivadas em substratos com menores proporções de composto orgânico e maiores proporções de vermiculita. Entretanto, a utilização de grandes proporções de vermiculita pode ocasionar em elevação significativa no custo de confecção dos substratos. Dessa forma, o substrato T3 (66%C+33%V), por utilizar menor proporção de vermiculita e ainda assim possibilitar a obtenção de mudas de bom padrão, pode ser considerado como uma alternativa interessante e viável para a produção de mudas a custos mais baixos.

As diferenças visuais entre os tratamentos podem ser verificadas nas Figuras 14, 15, 16 e 17, abaixo:



Figura 14. Mudanças de alface do tratamento T1 (substrato comercial), sendo a linha superior de mudas com adubações de cobertura e a linha inferior de mudas sem adubações de cobertura.



Figura 15. Mudanças de alface do tratamento T2 (100%C), sendo a linha superior de mudas com adubações de cobertura e a linha inferior de mudas sem adubações de cobertura.



Figura 16. Mudas de alface do tratamento T3 (66%C+33%V), sendo a linha superior de mudas com adubações de cobertura e a linha inferior de mudas sem adubações de cobertura.



Figura 17. Mudas de alface do tratamento T4 (33%C+66%V), sendo a linha superior de mudas com adubações de cobertura e a linha inferior de mudas sem adubações de cobertura.

5 CONCLUSÕES

- O processo de compostagem realizado na Central de Tratamento de Resíduos Sólidos da Prefeitura de Belo Horizonte (CTRS/SLU/PBH), utilizando resíduos de poda da arborização urbana e material de um programa de coleta seletiva de resíduos alimentares, manteve temperaturas de fase termófila durante quase todo os 123 dias do processo, apresentando perdas de massa e de volume de 72% e 83,5%, respectivamente.
- O composto obtido ao final de 123 dias de processo apresentou de pH de 9,5 e teor de N de 28,3 g kg⁻¹, que estão de acordo com as especificações exigidas pelo Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento.
- As matérias-primas utilizadas na compostagem apresentavam elevada contaminação por coliformes termotolerantes, Durante os primeiros 30 dias de compostagem houve aumento dos valores de contaminação por coliformes termotolerantes, sucedendo-se então a uma redução durante o restante do processo.
- Ao final do processo, o composto obtido apresentou valores moderados de contaminação por coliformes termotolerantes. Em relação a metais pesados, ovos de helmintos e *Salmonella sp*, não se verificaram contaminações relevantes.
- O tratamento do composto orgânico através de solarização mostrou-se bastante eficiente, permitindo a higienização em relação a coliformes termotolerantes em poucos dias. O armazenamento do composto também permitiu a redução da contaminação, mas de forma menos eficiente. Já a vermicompostagem não se mostrou uma alternativa interessante, uma vez que as minhocas não se adaptaram ao consumo do composto orgânico estudado.
- A utilização do composto orgânico como substrato para a produção de mudas de alface mostrou-se possível nas condições testadas. A utilização de maiores proporções de vermiculita no substrato permitiu melhor germinação e desenvolvimento das mudas. Para as condições de produção de mudas deste estudo, a utilização de adubações de cobertura mostrou-se essencial.

6 RECOMENDAÇÕES

6.1 Recomendações gerais sobre a compostagem

Visando melhorar a compostagem realizada na Central de Tratamento de Resíduos Sólidos (CTRS/SLU) de Belo Horizonte-MG, apresentamos as seguintes recomendações:

- Realizar o cercamento do pátio de compostagem para evitar o acesso de animais domésticos e eliminar restos de carnes nos resíduos alimentares para reduzir a presença de aves silvestres.
- Realizar esforços para manter os equipamentos de trituração de resíduos de poda em funcionamento e com manutenção periódica, de forma a uniformizar o resíduo de poda triturada.
- Realizar trabalho de conscientização e fiscalização nas unidades geradoras de resíduos para reduzir a presença de plásticos e outros rejeitos nos resíduos alimentares
- Utilizar máquinas separadas para o manejo de resíduos e de leiras de compostagem novas e para o manejo de composto orgânico pronto e de leiras já estabilizadas. Caso isso não seja possível, realizar as operações do dia inicialmente no composto orgânico pronto e nas leiras já estabilizadas, para depois manejar resíduos e leiras recém-implantadas, realizando a higienização da máquina após o trabalho com resíduos e leiras recém-implantadas.
- Aprimorar a realização dos revolvimentos, misturando adequadamente os materiais nas leiras de forma a garantir que toda a leira seja submetida a altas temperaturas.
- Realizar esforços para manter a umidade da leira em níveis adequados, evitando reduções de temperatura por falta de atividade microbiana.
- Peneirar o composto orgânico ao final do processo, retirando rejeitos (especialmente plásticos) e materiais grosseiros (particularmente poda não decomposta).

6.2 Recomendações sobre a utilização do composto

Com o objetivo de contribuir para a viabilização da utilização do composto orgânico nas ações de Agricultura Urbana, estabeleceu-se as seguintes recomendações:

- Implantar uma rotina de solarização do composto orgânico que apresente contaminação microbiológica. Para grandes volumes manejados a granel, recomenda-se a utilização de “envelopes” de filmes de polietileno transparente. Para volumes menores ou que serão distribuídos em sacos, recomenda-se realizar a solarização no composto já embalado em sacos de polietileno transparentes.
- Para a produção de mudas de alface, recomenda-se a adoção do substrato formulado com 33% de composto orgânico + 66% de vermiculita. Mas também é possível utilizar substrato formulado com 66% de composto orgânico + 33% de vermiculita, caso o custo deste insumo seja muito elevado.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABREU JUNIOR, C. H. *et al.* Condutividade elétrica, reação do solo e acidez potencial em solos adubados com composto de lixo. **Rev. Bras. Ciênc. Solo**, Viçosa, v. 24, n. 3, p. 635-647, Set. 2000.

ACRA, A. *et al.* **Water disinfection by solar radiation**. Ottawa: International Development Research Centre, 1990.

AHMAMID, O. *et al.* The effect of waste water reuse in irrigation on the contamination of food crops by Giardia cysts and Ascaris eggs. **Int. J. Food Microbiol**; v.49, p.19-26, 1999.

ALMEIDA, D. A. O.; COSTA, H. S. M. Agricultura urbana: uma aproximação possível entre a questão ambiental e a questão urbana. In: SEMINÁRIO NACIONAL SOBRE O TRATAMENTO DE ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE EM MEIO URBANO E RESTRIÇÕES AMBIENTAIS AO PARCELAMENTO DO SOLO, 3., 2014, Belém. **Anais...** Belém: UFPA, 2014.

ALVES FILHO, A. **Desinfecção de lodo de esgoto anaeróbico para fins agrícolas**. 2014. 68 f. Dissertação (Mestrado em Fitotecnia) - Universidade Federal de Uberlândia. Uberlândia, 2014.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21 ed. Washington: APHA, 2005.

AQUINO, A. M. *et al.* **Utilização de minhocas na estabilização de resíduos orgânicos e vermicompostagem** (Boletim Técnico 6). Rio de Janeiro: EMBRAPA, 1991.

ASHBOLT, N. J. *et al.* Indicators of microbial water quality. In: FEWTRELL, L.; BARTRAM, J. (Eds). **Water Quality. Guidelines, Standards and Health: Assessment of risk and risk management for water-related infectious disease**. London: IWA publishing, 2001. p. 289-316.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. **NBR 13591: Compostagem**. Rio de Janeiro. 1996.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. **NBR 10007: Amostragem de resíduos sólidos**. Rio de Janeiro. 2004.

BARRENA, R. *et al.* Prediction of temperature and thermal inertia effect in the maturation stage and stockpiling of a large composting mass. **Waste Management**, v. 26, n. 9, p. 953-959, 2006.

BECK-FRIIS, B. *et al.* Gaseous emissions of carbon dioxide, ammonia and nitrous oxide from organic household waste in a compost reactor under different temperature regimes. **J. Agric. Eng. Res.** V. 78, n. 4, p. 423-430, 2001.

BELO, S. **Avaliação de fitotoxicidade através de *Lepidium sativum* no âmbito de processos de compostagem**. 2011. 69 f. Dissertação de Mestrado em Engenharia do Ambiente na Especialidade de Tecnologia e Gestão do Ambiente, Faculdade de Ciências e Tecnologia – Universidade de Coimbra, Coimbra. 2011.

BELO HORIZONTE. Decreto n. 9.539, de 17 de março de 1998. Dispõe sobre a criação do Programa "Pró-Pomar" e dá outras providências. **Diário Oficial do Município de Belo Horizonte**, Belo Horizonte, MG, 18 de mar. de 1998a.

BELO HORIZONTE. Decreto n. 9.540, de 17 de março de 1998. Dispõe sobre a criação do Programa "Hortas Escolares e Comunitárias" e dá outras providências. **Diário Oficial do Município de Belo Horizonte**, Belo Horizonte, MG, 18 de mar. de 1998b.

BELO HORIZONTE. Conselho Municipal de Meio Ambiente - COMAM. Deliberação normativa n.º 31/ 2000. Dá nova redação à deliberação normativa 023/99 - COMAM, que dispõe sobre as normas de gestão e funcionamento dos Centros de Vivência Agroecológica – CEVAE/PBH. **Diário Oficial do Município de Belo Horizonte**, Belo Horizonte, MG, 23 de mai. de 2000.

BELO HORIZONTE. Lei n. 9.959, de 14 de outubro de 2010. Altera a Lei n.º 7.165, de 27 de agosto de 1996, a Lei n.º 7.166, de 27 de agosto de 1996, estabelece normas e condições para a urbanização e a regularização fundiária da Zona de Especial Interesse Social - ZEIS, dispõe sobre parcelamento, ocupação e uso do solo nas Áreas de Especial Interesse Social - AEIS, e dá outras providências. **Diário Oficial do Município de Belo Horizonte**, Belo Horizonte, MG, 15 de out. de 2010.

BELO HORIZONTE. Lei n. 10255, de 13 de setembro de 2011. Institui a Política Municipal de Apoio à Agricultura Urbana e dá outras providências. **Diário Oficial do Município de Belo Horizonte**, Belo Horizonte, MG, 14 de set. de 2011.

BELO HORIZONTE. Superintendência de Limpeza Urbana. **Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos de Belo Horizonte**. Belo Horizonte. 2017a.

BELO HORIZONTE. Superintendência de Limpeza Urbana. **Relatório anual de atividades da limpeza urbana - 2016**. Belo Horizonte. 2017b.

BETTIOL, W.; GHINI, R. Controle físico de doenças e de plantas invasoras. In: CAMPAGNOLLA, C.; BETTIOL, Wagner. **Métodos alternativos de controle fitossanitário**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2003.

BÖHM, R. Pathogenic agents. In: DIAZ, L.F.; DE BERTOLDI, M.; BIDLINGMAIER, W.; STENTIFORD, E. (Eds). **Compost science and technology**. Amsterdam: Elsevier, v. 8, 2007. p. 177-200 (Waste Management Series).

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Instrução Normativa n.º 27, de 05 de junho de 2006. **Diário Oficial da União**. Brasília, 09 de junho de 2006.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e abastecimento. Instrução Normativa SDA Nº 17, de 21 de maio de 2007. Métodos Analíticos Oficiais para Análise de Substratos e Condicionadores de Solos. **Diário Oficial da União**. Brasília, 24 de maio 2007.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e abastecimento. Instrução Normativa SDA Nº 25, de 23 de julho de 2009. **Diário Oficial da União**. Brasília, 28 de julho 2009.

BRASIL. Lei nº 12.305, de 02 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. **Diário Oficial da União**. Brasília, 03 de agosto de 2010. Seção 1, Página 3.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Plano Nacional de Resíduos Sólidos**. Brasília. 2011

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Instrução Normativa nº 46, de 06 de outubro de 2011. **Diário Oficial da União**. Brasília, 07 de outubro de 2011. Seção 1, Páginas 4 a 11.

BRASIL. Sistema Nacional De Informações Sobre Saneamento - SNIS. **Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos –2014**. Brasília. 2016a.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Instrução Normativa nº 7, de 12 de abril de 2016. **Diário Oficial da União**. Brasília, 02 de maio de 2016b. Seção 1, Página 9.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 481, de 03 de outubro de 2017. **Diário Oficial da União**. Brasília, 04 de outubro de 2017. Seção 1 , Página 51.

BRIANCESCO, R. *et al.* Assessment of microbiological and parasitological quality of composted wastes: health implications and hygienic measures. **Waste Management & Research**, v. 26, n. 2, p. 196-202, 2008.

CALDEIRA, M.V.W; *et al.* Crescimento de mudas de Eucalyptus saligna Smith em função de diferentes doses de vermicomposto. **Floresta**, v. 28, p. 19-30, 2000.

CALIFORNIA COMPOST QUALITY COUNCIL - CCQC. **Compost Maturity Index**. Nevada, CA. 2001.

CARDOSO, A. L. S. P.; TESSARI, E. N. C. Salmonella na segurança dos alimentos. **Biológico**, v. 70, n. 1, p. 11-3, 2008.

CARNEIRO, L. J. *et al.* . Nutrient loss in composting of agroindustrial residues. **Eng. Agríc.**, Jaboticabal , v. 33, n. 4, p. 796-807, 2013.

CARNEIRO, L. J. **Controle estatístico da qualidade do composto orgânico proveniente de resíduos agroindustriais**. 2016. 46 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2016.

CERDA, A. *et al.* Composting of food wastes: status and challenges. **Bioresource technology**, v. 248, p. 57-67. 2018.

CESTONARO, T. **Variabilidade espacial e temporal nas características químicas do composto de resíduos alimentares produzidos em escala comercial**. 2018. 214 f.. Tese (doutorado) - Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2018.

CONTRERAS-RAMOS, S. M. *et al.*. Vermicomposting of biosolids with cow manure and oat straw. **Biology and Fertility of Soils**, v. 41, n. 3, p. 190-198, 2005.

CORREA, R. S. *et al.*. Produção de bio sólido agrícola por meio da compostagem e vermicompostagem de lodo de esgoto. **Rev. bras. eng. agríc. ambient.**, Campina Grande, v. 11, n. 4, p. 420-426, Aug. 2007

CORREA, R. S. Compostagem e Vermicompostagem de resíduos domésticos para produção de adubo orgânico. In: ANJOS, J.L.; AQUINO, A.M. de; SCHIEDECK, G. **Minhocultura e vermicompostagem: interface com sistemas de produção, meio ambiente e agricultura de base familiar**. Brasília, DF: Embrapa, 2015.

COUTINHO, M. N. **Agricultura Urbana: práticas populares e sua inserção em políticas públicas**. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Instituto de Geociências, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. 2010.

COUTINHO, M. N.; COSTA, H. S. M. **Agricultura urbana: prática espontânea, política pública e transformação de saberes rurais na cidade**. Revista Geografias, v. 7, n. 2, p. 81-97, 2011.

CRAVO, M. S. *et al.*. Caracterização química de compostos de lixo urbano de algumas usinas brasileiras. **Revista brasileira de ciência do solo**, v. 22, n. 3, p. 547-553, 1998.

CHRISTENSEN, K. K. *et al.* Strategies for evaluating the sanitary quality of composting. **Journal of Applied Microbiology**, v. 92, n. 6, p. 1143–1158, 2002.

DA SILVA, Rodrigo Ferreira *et al.* Caracterizações microbiológicas e químicas em resíduos orgânicos submetidos à vermicompostagem. **Current Agricultural Science and Technology**, v. 17, n. 1, 2011.

DE GUARDIA, A. *et al.* Comparison of five organic wastes regarding their behaviour during composting: part 2, nitrogen dynamic. **Waste Management**, v. 30, n. 3, p. 415-425, 2010.

DIONÍSIO, J. A.; RESSETI, R. R. Avaliação da capacidade da minhoca *Eisenia fetida* (Savigny, 1826) de desinfecção e desinfestação do lodo de esgoto. **Sanare - Revista Técnica da Sanepar**, Curitiba, v.8, n.8, p.50-55, 1997.

DOMINGUEZ, J.; EDWARDS, A. C. Biology and ecology of earthworm species used in vermicomposting. In: EDWARDS, C.A.; ARANCON, N.Q.; SHERMAN, R.L. **Vermiculture Technology :earthworms, organics wastes and environmental management**. New York: CRC Press, 2010. p. 27-40.

EASTMAN, B. R. Achieving pathogen stabilization using vermicomposting: Spiking the biosolids. **BioCycle**, v.40, n.11, p.62-64, 1999.

EHLERS, E. **Agricultura sustentável: origens e perspectivas de um novo paradigma**. Guaíba: Agropecuária, 1999.

ELVING, J.; *et al.*. Growth potential of faecal bacteria in simulated psychrophilic/mesophilic zones during composting of organic waste. **Journal of Applied Microbiology**, v. 108, n. 6, p. 1974–1981, 2010.

EPSTEIN, E. **Industrial Composting: Environmental Engineering and Facilities Management**. Boca Raton: CRC Press, 2011. 314 p.

FAO - ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS PARA ALIMENTAÇÃO E AGRICULTURA. **The State of Food and Agriculture 1996**. Roma: FAO, 1996

FAO - ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS PARA ALIMENTAÇÃO E AGRICULTURA. **Ciudades más verdes en América Latina y el Caribe**. Roma: FAO, 2014.

FERNANDES, F.; SILVA, S.M.C.P. Manual prático para compostagem de biossólidos. Curitiba: UEL, 1999. 91p

FERRAZ, M. F. *et al.* Caracterização física e química de alguns substratos comerciais. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 27, n. 2, 2005.

FILGUEIRA, F.A.R. **Novo manual de olericultura: agrotecnologia moderna na produção e comercialização de hortaliças**. Viçosa: UFV, 2002. 402p

FOGOLARI, Odinei *et al.*. Determinação de parâmetros cinéticos da inativação térmica de *Escherichia coli* em lodo de esgoto. **Eng. Sanit. Ambient.**, Rio de Janeiro, v. 17, n. 3, p. 255-262, Set. 2012.

FUKUMOTO, Y.; *et al.*. Patterns and quantities of NH₃, N₂O and CH₄ emissions during swine manure composting without forced aeration—effect of compost pile scale. **Bioresource Technology**, v. 89, n. 2, p. 109-114, 2003.

GRUSZYNSKI, C. **Resíduo agro-industrial “casca de tungue” como componente de substrato para plantas**. Dissertação (Mestrado), Porto Alegre: UFRGS. 2002. 41 f.

HASSEN, A *et al.* Microbial characterization during composting of municipal solid waste. **Bioresource Technology**, v. 80, n. 3, p. 217-225, 2001.

HECK, K. *et al.* Temperatura de degradação de resíduos em processo de compostagem e qualidade microbiológica do composto final. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 17, n. 1, p. 54-59, 2013.

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

KÄMPF, A.N.; FERMINO, M.H. (Ed.). **Substratos para plantas**: a base da produção vegetal em recipientes. Porto Alegre: Gênese, 2000.

KARNCHANAWONG, S.; NISSAIKLA, S. Effects of microbial inoculation on composting of household organic waste using passive aeration bin. **International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture**, v. 3, n. 4, p. 113-119, 2014.

KHATOUNIAN, C. A. **A reconstrução ecológica da agricultura**. Botucatu: Agroecológica, 2001.

KIEHL, J. C. Produção de composto orgânico e vermicomposto. **Informe Agropecuário**. v.22, n.212, p.40-52, 2001.

KIEHL, E. J. **Adubação orgânica**: 500 perguntas e respostas. Piracicaba. 2005. 234p.

KIEHL, E. J. **Manual de compostagem: maturação e qualidade do composto**. Piracicaba. 2012. 171 p.

LARA, A. C. F.; ALMEIDA, Daniela A. O. **Agricultura urbana**: Belo Horizonte cultivando o futuro. Belo Horizonte: Rede de Intercâmbio de Tecnologias Alternativas, 2008.

LEITE, P. S. S. **Efeito da adição de cinza e de pó de granito na compostagem de braquiária com gliricídia visando a produção de substrato e fertilizante orgânicos**. 2017. 63f. Dissertação (Mestrado profissional em Agricultura Orgânica) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2017.

LIAO, C. F. H. Devarda's Alloy Method for Total Nitrogen Determination. **Soil Science Society of America Journal**, v. 45, n. 5, 1981.

LOPES, S. R. **Avaliação qualitativa e quantitativa de leiras de composto orgânico**. Monografia (Especialização em Tecnologia Ambiental) - Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, 2008.

LOVO, I. C. **Agricultura urbana**: um elo entre o ambiente e a cidadania. Tese (Doutorado em Ciências Humanas) - Centro de Filosofia e Ciências Humanas, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2011.

LUZ, J. M. Q. *et al.* Composto orgânico de lixo urbano e vermiculita como substrato para a produção de mudas de alface, tomate e couve-flor. **Bioscience Journal**, v. 20, n. 1, 2004.

MAGALHÃES, R. A. *et al.* Interferência da incorporação de resíduos alimentares e de diferentes ciclos de reviramento sobre as características físico-químicas e sanitárias da compostagem realizada na UFMG-Campus Pampulha. In: Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental. **Anais...** Porto Alegre: IBEAS, 2015.

- MASSUKADO, L. M.; SCHALCH, V. Avaliação da qualidade do composto proveniente da compostagem da fração orgânica dos resíduos sólidos domiciliares. **Rev. Dae**, v. 183, 2010.
- MATOS, A. T. **Tratamento e aproveitamento agrícola de resíduos sólidos**. Viçosa: Editora UFV, 2014. 241 p.
- MAZOYER, M.; ROUDART, L. **História das agriculturas no mundo: do neolítico à crise contemporânea**. São Paulo: Editora UNESP, 2010.
- MINAS GERAIS. Lei n. 15.973, de 12 de janeiro de 2006. Dispõe sobre a política estadual de apoio à agricultura urbana e dá outras providências. **Diário Oficial do Estado de Minas Gerais**, Belo Horizonte, MG, 13 de jan. 2006.
- MONTEIRO, P. C. G. **Viabilidade do uso da radiação solar na desinfecção da água**. 1999. 159 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade de Brasília, Brasília, 1999.
- MOUGEOT, L. J. Agricultura Urbana - conceito e definição. **Revista de Agricultura Urbana**, v. 1, 2000.
- NASREEN, Z.; QAZI, J. I. Lab scale composting of fruits and vegetable waste at elevated temperature and forced aeration. **Pakistan J. Zool.**, v. 44, n. 5, p. 1285-1290, 2012.
- NIGUSSIE, A. *et al.*. Delayed addition of nitrogen-rich substrates during composting of municipal waste: Effects on nitrogen loss, greenhouse gas emissions and compost stability. **Chemosphere**, v. 166, s.n, p. 352-362, 2017.
- OSTERROHT, M. Alguns aspectos da dinâmica da matéria orgânica em solos tropicais. **Agroecologia Hoje**, v.3, n.17, p. 4-7, 2002.
- OLIVEIRA, F. C. *et al.* Efeitos de aplicações sucessivas de lodo de esgoto em um Latossolo Amarelo distrófico cultivado com cana-de-açúcar: carbono orgânico, condutividade elétrica, pH e CTC. **Revista Brasileira de Ciência do solo**, v. 26, n. 2, 2002.
- OLIVEIRA, E.A.G. *et al.* **Avaliação da estabilidade de materiais orgânicos por meio de incubação e da captura conjunta das emissões de CO₂ e de NH₃**. Seropédica: Embrapa Agrobiologia, 2014. (Embrapa Agrobiologia. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 97).
- OVIEDO-OCAÑA, E. R. *et al.*. Stability and maturity of biowaste composts derived by small municipalities: Correlation among physical, chemical and biological indices. **Waste Management**, v. 44, s.n, p. 63-71, 2015.
- PAREDES, C. *et al.* Nitrogen transformation during the composting of different organic wastes. In: **Progress in nitrogen cycling studies**. Springer, Dordrecht, 1996. p. 121-125.
- PEREIRA, P.C.R.; PUIATTI, M.. Produção de mudas de hortaliças para o cultivo em solo e hidroponia. In: **Olericultura: teoria e prática**. Viçosa: Editora UFV, p. 17-30, 2005.

PREFEITURA MUNICIPAL DE BELO HORIZONTE - PBH. **Agricultura Urbana**. Disponível em <<https://prefeitura.pbh.gov.br/smasac/seguranca-alimentar-enutricional/informacoes/agricultura-urbana>> . Acesso em 9 dez. 2018.

SANCHEZ-MONEDERO, M.A.. *et al.* Nitrogen transformation during organic waste composting by the Rutgers system and its effects on pH, EC and maturity of the composting mixtures. **Bioresource Technology**, v. 78, n. 3, p. 301-308, 2001.

SANTOS, M. R. G. **Produção de substratos e fertilizantes orgânicos a partir da compostagem de cama de cavalo**. 2016. 48f. Dissertação (Mestrado profissional em Agricultura Orgânica) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2016.

SAHA, J. K. *et al.* An assessment of municipal solid waste compost quality produced in different cities of India in the perspective of developing quality control indices. **Waste Management**, v. 30, n. 2, p. 192-201, 2010.

SILVA, F.C. *et al.* **Recomendações Técnicas para o Uso Agrícola do Composto de Lixo Urbano no Estado de São Paulo** Campinas, MAPA, EMBRAPA, 2002.

SILVA, E. M. A. M. **Uso da solarização na redução de microrganismos patogênicos no efluente doméstico**. 2007. 47f.. Dissertação (mestrado) - Universidade de Taubaté. Taubaté, 2007a.

SILVA, R. F. **Compostagem e solarização para higienização de lodo de esgoto e uso no cultivo de Cássia Amarela (*Senna siamea* Lam)**. 2007. Tese (Doutorado). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2007b.

SILVA, F. C. (org.). **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. 2.ed.Brasília: Embrapa Comunicação para Transferência de Tecnologia, 2009a. 627 p.

SILVA, L. M. S. **Compostagem de resíduos sólidos urbanos em locais contemplados com coleta seletiva: influência da triagem e da frequência de revolvimento**. 2009. 121 fls. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2009b.

SILVA, M. E. F. *et al.* Recovery of humic-like substances from low quality composts. **Bioresource Technology**. v. 128, s.n, p. 624-632, 2013.

SOSSOU, S. K. *et al.* Inactivation kinetics of indicator microorganisms during solar heat treatment for sanitizing compost from composting toilet. **Journal of Water and Environment Technology**, v. 14, n. 2, p. 37 – 46, 2016.

SOUZA, E. R. *et al.* . Comparação de métodos de extração da solução do solo. **Rev. bras. eng. agríc. ambient.**, Campina Grande , v. 17, n. 5, p. 510-517, Maio 2013

SUNDBERG, C. *et al.* Characterisation of source-separated household waste intended for composting. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 3, p. 2859–2867, 2011.

TOGNETTI, C., *et al.* Improving the quality of municipal organic waste compost. **Bioresour. Technol.**, v. 98, n. 5, p. 1067–1076, 2007.

TONTTI, T. *et al.* Maturity and hygiene quality of composts and hygiene indicators in agricultural soil fertilised with municipal waste or manure compost. **Waste Management & Research**, v. 29, n. 2, p. 197-207, 2011.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - USEPA. **A guide to the biosolids risk assessments for the EPA Part 503 rule.** Washington: Office of Wastewater Management, 1995.

WEI, Y. *et al.* Environmental challenges impeding the composting of biodegradable municipal solid waste: a critical review. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 122, p. 51–65. 2017.

WICHUK, K. M.; MCCARTNEY, D. A review of the effectiveness of current time–temperature regulations on pathogen inactivation during composting. **Journal of Environmental Engineering and Science**, v. 6, n. 5, p. 573-586, 2007.

YANG, Y. *et al.* Turnover and loss of nitrogenous compounds during composting of food wastes. **Frontiers of Environmental Science & Engineering in China**, v.2, p.251-256, 2008.