

NATHANE MANUELLE SILVA VILELA

**COMPARAÇÃO DOS MÉTODOS DE COMPOSTAGEM POR LEIRAS
ESTÁTICAS AERADAS E POR REVIRAMENTO NO TRATAMENTO DA
FRAÇÃO ORGÂNICA DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, para obtenção do título de Magister Scientiae.

VIÇOSA
MINAS GERAIS – BRASIL
2019

**Ficha catalográfica preparada pela Biblioteca Central da Universidade
Federal de Viçosa - Câmpus Viçosa**

T

V699c
2019
Vilela, Nathane Manuelle Silva, 1994-
Comparação dos métodos de compostagem por leiras
estáticas aeradas e por reviramento no tratamento da fração
orgânica de resíduos sólidos urbanos / Nathane Manuelle Silva
Vilela. – Viçosa, MG, 2019.
xvi, 93 f. : il. (algumas color.) ; 29 cm.

Orientador: Mônica de Abreu Azevedo.
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa.
Inclui bibliografia.

1. Compostagem. 2. Resíduos orgânicos. I. Universidade
Federal de Viçosa. Departamento de Engenharia Civil. Programa
de Pós-Graduação em Engenharia Civil. II. Título.

CDD 22. ed. 628.44

NATHIANE MANUELLE SILVA VILELA

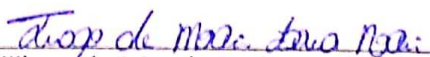
**COMPARAÇÃO DOS MÉTODOS DE COMPOSTAGEM POR LEIRAS
ESTÁTICAS AERADAS E POR REVIRAMENTO NO TRATAMENTO DA
FRAÇÃO ORGÂNICA DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

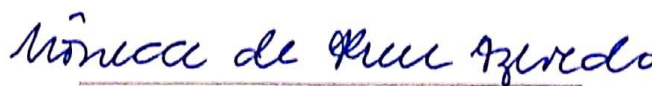
APROVADA: 5 de abril de 2019.



Ana Augusta Passos Rezende



Tiago de Moraes Faria Novais



Mônica de Abreu Azevedo
(orientadora)

Dedico esta dissertação:
Aos meus pais, Eliana e Agnaldo,
E à minha irmã, Nágila.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus, em primeiro lugar, por ser o guia da minha vida e por ter me ajudado a cursar este Mestrado. Só Ele sabe o que eu superei para estar aqui hoje!

Aos meus pais, Eliana e Agnaldo, pelo suporte emocional, financeiro, por serem minha base e por acreditarem em mim. À minha irmã Nágila, por ser um exemplo que tento fielmente seguir, que brilha por onde passa e que me ajuda a superar meus medos e desafios. Ao Paulo Henrique, pela companhia fiel, paciente e cheia de amor e que se propôs a vencer comigo os degraus da vida.

À Professora Mônica, minha orientadora, que preencheu esses dois anos com carinho materno, atenção, paciência e grande conhecimento.

Aos colegas do mestrado que, por sorte do destino, foram numerosos. Por todos os momentos vividos, pelas conversas, pelo apoio mútuo, pelas dúvidas tiradas. Enfim, obrigada por terem passado pela minha vida e que o destino nos una novamente.

Aos funcionários do LESA: Agostinho, Capelão, Marcelo, Júlio, Priscila e Emerson, por toda a boa vontade e cooperação que tiveram com a minha pesquisa e com a de todos que passaram pelo laboratório. Sem o apoio de vocês, meu trabalho não seria o mesmo.

A todos os professores que tive a oportunidade de conhecer e que colaboraram para o meu processo de aprendizagem.

À professora Ana Augusta Passos Rezende e ao professor Tiago de Moraes Faria Novais por terem aceitado fazer parte da banca de defesa deste trabalho.

À secretaria do PPGEC, Tiago e Cilene, pelos serviços prestados, por nunca medirem esforços para solucionar os problemas e dúvidas.

Por todas as pessoas que passaram por minha vida e que de alguma forma contribuíram para minha formação pessoal e profissional: muito obrigada!

Não basta fazer bem aquilo que fazemos, é
preciso fazê-lo com amor.

Padre Dehon

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 – DISPOSIÇÃO DOS FUROS NA TUBULAÇÃO DE AERAÇÃO.	28
FIGURA 2 – ESQUEMA DE MONTAGEM DAS LEIRAS SOBRE TUBULAÇÃO PERFURADA PARA AERAÇÃO ESTÁTICA.	29
FIGURA 3 – LEIRA ESTÁTICA MONTADA SOBRE TUBO DE AERAÇÃO, COBERTA COM CAMADA DE COMPOSTO MATURADO E COM A DISPOSIÇÃO DAS SONDAS DE TEMPERATURA.	29
FIGURA 4 - PERÍODOS E DURAÇÃO DOS EXPERIMENTOS DE COMPOSTAGEM E AS RESPECTIVAS TEMPERATURAS AMBIENTE E PRECIPITAÇÃO.	33
FIGURA 5 – PERFIL DAS TEMPERATURAS NAS LEIRAS AERADAS PELO SISTEMA DE AERAÇÃO DE 1/2 CV.	34
FIGURA 6 - PERFIL DAS TEMPERATURAS NAS LEIRAS AERADAS PELO SISTEMA DE AERAÇÃO DE 1 CV.....	35
FIGURA 7 – UMIDADE DURANTE O PROCESSO DE COMPOSTAGEM DAS LEIRAS AERADAS PELO SISTEMA DE POTÊNCIA DE 1/2 CV.	40
FIGURA 8 – UMIDADE DURANTE O PROCESSO DE COMPOSTAGEM DAS LEIRAS AERADAS PELO SISTEMA DE POTÊNCIA DE 1 CV.	41
FIGURA 9 – VARIAÇÃO DO pH AO LONGO DO PROCESSO DE COMPOSTAGEM NAS LEIRAS COM SISTEMA DE AERAÇÃO DE 1/2 CV DE POTÊNCIA.	43
FIGURA 10 - VARIAÇÃO DO pH AO LONGO DO PROCESSO DE COMPOSTAGEM NAS LEIRAS COM SISTEMA DE AERAÇÃO DE 1 CV DE POTÊNCIA.	44
FIGURA 11 – TEOR DE SÓLIDOS VOLÁTEIS OBSERVADOS NAS LEIRAS DE COMPOSTAGEM DO SISTEMA DE AERAÇÃO DE 1/2 CV.....	47
FIGURA 12 - TEOR DE SÓLIDOS VOLÁTEIS OBSERVADOS NAS LEIRAS DE COMPOSTAGEM DO SISTEMA DE AERAÇÃO DE 1 CV.....	47
FIGURA 13 – PROCESSOS AERÓBIOS DE COMPOSTAGEM: (A) LEIRA ESTÁTICA MONTADA SOBRE TUBO DE AERAÇÃO, COBERTA COM CAMADA DE COMPOSTO MATURADO; (B) LEIRA DE REVIRAMENTO – PROCESSO WINDROW.....	66
FIGURA 14 - PRECIPITAÇÃO NAS DATAS REFERENTES À DURAÇÃO DOS SEIS EXPERIMENTOS DE COMPOSTAGEM.....	70
FIGURA 15 – PERFIL DA MÉDIAS DAS TEMPERATURAS RELATADAS NAS LEIRAS ESTÁTICAS AERADAS.	71
FIGURA 16 – PERFIL DA MÉDIAS DAS TEMPERATURAS RELATADAS NAS LEIRAS REVIRADAS – MÉTODO WINDROW.....	72
FIGURA 18 – COMPORTAMENTO DA UMIDADE DURANTE O PROCESSO DE COMPOSTAGEM DAS LEIRAS ESTÁTICAS AERADAS.....	76
FIGURA 19 – COMPORTAMENTO DA UMIDADE DURANTE O PROCESSO DE COMPOSTAGEM DAS LEIRAS DE REVIRAMENTO.....	78

FIGURA 20 – VALORES DE CARBONO ORGÂNICO TOTAL OBSERVADOS DURANTE O PROCESSO DE COMPOSTAGEM NAS LEIRAS ESTÁTICAS AERADAS.....	80
FIGURA 21 – VALORES DE CARBONO ORGÂNICO TOTAL OBSERVADOS DURANTE O PROCESSO DE COMPOSTAGEM NAS LEIRAS DE REVIRAMENTO.....	81
FIGURA 22 – VARIAÇÃO DO pH AO LONGO DO PROCESSO DE COMPOSTAGEM NAS LEIRAS ESTÁTICAS AERADAS.	84
FIGURA 23 – VARIAÇÃO DO pH AO LONGO DO PROCESSO DE COMPOSTAGEM NAS LEIRAS DE REVIRAMENTO – PROCESSO WINDROW.	85

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 – UNIDADES DE TRIAGEM E COMPOSTAGEM EM OPERAÇÃO EM 2014 E A QUANTIDADE DE RESÍDUOS RECEBIDA NO ANO.	6
TABELA 2 – PANORAMA DAS UNIDADES DE TRIAGEM E COMPOSTAGEM, NO BRASIL, DE ACORDO COM O DADOS DO SNIS.	7
TABELA 3 – DIMENSÕES E QUANTITATIVOS DOS MATERIAIS UTILIZADOS NAS LEIRAS DE COMPOSTAGEM.	28
TABELA 4 – DADOS DE INICÍO E FIM DOS EXPERIMENTOS, DURAÇÃO DAS FASES ATIVA E DE MATURAÇÃO E TEMPO TOTAL DE COMPOSTAGEM.	36
TABELA 5 – DURAÇÃO DA FASE ATIVA DOS EXPERIMENTOS, COMPARAÇÃO DAS MÉDIAS EM FUNÇÃO DA POTÊNCIA DO SISTEMA DE AERAÇÃO E DADOS SOBRE AS TEMPERATURAS ATINGIDAS NESSE PERÍODO.	37
TABELA 6 - RESUMO DA ANÁLISE DE VARIÂNCIA DAS TEMPERATURAS AFERIDAS NO TOPO, CENTRO E BASE DAS LEIRAS EM RAZÃO DAS DIFERENTES POTÊNCIAS DOS SISTEMAS DE AERAÇÃO.	38
TABELA 7 – TEMPERATURAS AFERIDAS EM DIFERENTES LOCALIZAÇÕES NA LEIRA DE COMPOSTAGEM EM FUNÇÃO DAS POTÊNCIAS DO SISTEMA DE AERAÇÃO.	38
TABELA 8 - RESUMO DA ANÁLISE DE VARIÂNCIA DA UMIDADE (%) EM RAZÃO DAS DIFERENTES POTÊNCIAS DOS SISTEMAS DE AERAÇÃO E À IDADE DO PROCESSO.	42
TABELA 9 – RESUMO DOS VALORES DE PH OBSERVADOS NOS EXPERIMENTOS EM RELAÇÃO AO INÍCIO DA COMPOSTAGEM, AO FIM DA FASE ATIVA E AO FIM DO PROCESSO.	45
TABELA 10 - RESUMO DA ANÁLISE DE VARIÂNCIA DO PH DOS EXPERIMENTOS EM RAZÃO DAS DIFERENTES POTÊNCIAS DOS SISTEMAS DE AERAÇÃO E DA IDADE DO PROCESSO DE COMPOSTAGEM.	46
TABELA 11 – RESUMO DOS TEORES DE SÓLIDOS VOLÁTEIS NOS ESTÁGIOS DO PROCESSO DE COMPOSTAGEM E AS RESPECTIVAS REDUÇÕES CALCULADAS.	48
TABELA 12 – RESUMO DA ANÁLISE DE VARIÂNCIA DA REDUÇÃO DE SÓLIDOS VOLÁTEIS TOTAL E NA FASE ATIVA DOS EXPERIMENTOS EM RAZÃO DAS DIFERENTES POTÊNCIAS DOS SISTEMAS DE AERAÇÃO.	48
TABELA 13 – RELAÇÕES C/N, NO INÍCIO DO PROCESSO DE COMPOSTAGEM E NO FINAL DA FASE ATIVA, DAS LEIRAS ESTÁTICAS AERADAS.	49
TABELA 14 – CONCENTRAÇÃO MICROBIOLÓGICA (COLIFORMES TOTAIS E E. COLI) NAS LEIRAS DE COMPOSTAGEM.	50
TABELA 15 – ÍNDICE DE GERMINAÇÃO DOS COMPOSTOS FINAIS OBTIDOS PELA COMPOSTAGEM.	53
TABELA 16 – RESUMO DA ANÁLISE DE VARIÂNCIA DO ÍNDICE DE GERMINAÇÃO DOS EXPERIMENTOS EM RAZÃO DAS DIFERENTES POTÊNCIAS DOS SISTEMAS DE AERAÇÃO.	54

TABELA 17 – REDUÇÃO DA MASSA DO MATERIAL COMPOSTADO NAS LEIRAS ESTÁTICAS AERADAS E QUANTIDADE DE REJEITO RESULTANTE.....	54
TABELA 18 – RESUMO DA ANÁLISE DE VARIÂNCIA DA REDUÇÃO DE MASSA DO MATERIAL COMPOSTADO, EM RAZÃO DAS DIFERENTES POTÊNCIAS DOS SISTEMAS DE AERAÇÃO.	55
TABELA 19 – DIMENSÕES E QUANTITATIVOS DOS MATERIAIS UTILIZADOS NAS LEIRAS DE COMPOSTAGEM.	66
TABELA 20 – DADOS DE INÍCIO E FIM DOS EXPERIMENTOS, DURAÇÃO DAS FASES ATIVA E DE MATURAÇÃO E TEMPO TOTAL DE COMPOSTAGEM.	74
TABELA 21 – DURAÇÃO DA FASE ATIVA DOS EXPERIMENTOS, COMPARAÇÃO DAS MÉDIAS EM FUNÇÃO DO MÉTODO DE COMPOSTAGEM UTILIZADO E DADOS SOBRE AS TEMPERATURAS ATINGIDAS NESSE PERÍODO.	74
TABELA 22 – RESUMO DA ANÁLISE DE VARIÂNCIA DA UMIDADE (%) EM RAZÃO DOS DIFERENTES MÉTODOS DE COMPOSTAGEM E À IDADE DO PROCESSO.	79
TABELA 23 – UMIDADE DOS EXPERIMENTOS DE COMPOSTAGEM POR AERAÇÃO FORÇADA E POR REVIRAMENTO.....	79
TABELA 24 – RESUMO DOS TEORES DE SÓLIDOS VOLÁTEIS NOS ESTÁGIOS DO PROCESSO DE COMPOSTAGEM E AS RESPECTIVAS REDUÇÕES CALCULADAS.	82
TABELA 25 – RESUMO DA ANÁLISE DE VARIÂNCIA DA REDUÇÃO DE SÓLIDOS VOLÁTEIS TOTAL E NA FASE ATIVA DOS EXPERIMENTOS EM FUNÇÃO DO MÉTODO DE COMPOSTAGEM UTILIZADO.....	82
TABELA 26 – REDUÇÕES DE SÓLIDOS VOLÁTEIS TOTAL E NA FASE ATIVA, NOS DOIS MÉTODOS DE COMPOSTAGEM UTILIZADOS.	83
TABELA 27 - RESUMO DOS VALORES DE pH OBSERVADOS NOS EXPERIMENTOS EM RELAÇÃO AO INÍCIO DA COMPOSTAGEM, AO FIM DA FASE ATIVA E AO FIM DO PROCESSO.	85
TABELA 28 - RESUMO DA ANÁLISE DE VARIÂNCIA DO pH DOS EXPERIMENTOS EM RAZÃO DOS DIFERENTES MÉTODOS DE COMPOSTAGEM E DA IDADE DO PROCESSO DE COMPOSTAGEM.	86
TABELA 29 – ÍNDICE DE GERMINAÇÃO DOS COMPOSTOS FINAIS OBTIDOS PELA COMPOSTAGEM.	87
TABELA 30 – RESUMO DA ANÁLISE DE VARIÂNCIA DO ÍNDICE DE GERMINAÇÃO DOS EXPERIMENTOS EM RAZÃO DOS DIFERENTES MÉTODOS DE COMPOSTAGEM.	88
TABELA 31 - REDUÇÃO DA MASSA DO MATERIAL COMPOSTADO EM LEIRAS ESTÁTICAS AERADAS E EM LEIRAS DE REVIRAMENTO E A QUANTIDADE DE REJEITO RESULTANTE.	89
TABELA 32 – RESUMO DA ANÁLISE DE VARIÂNCIA DA REDUÇÃO DE MASSA DO MATERIAL COMPOSTADO, EM RAZÃO DOS DIFERENTES MÉTODOS DE COMPOSTAGEM.	89

LISTA DE QUADROS

QUADRO 1 – CLASSIFICAÇÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS CONFORME A POLÍTICA NACIONAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS.....	4
QUADRO 2 – RELAÇÕES ÓTIMAS ENTRE CARBONO E NITROGÊNIO PARA DIFERENTES AUTORES.....	12
QUADRO 3 – VANTAGENS QUANTO AO USO DA AERAÇÃO POSITIVA EM COMPARAÇÃO À AERAÇÃO NEGATIVA.....	17

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABRELPE	Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
ANOVA	Análise de Variância
BOD	Demanda Bioquímica de Oxigênio
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COT	Carbono Orgânico Total
CTC	Capacidade de Troca Catiônica
DIC	Delineamento Inteiramente Casualizado
E. COLI	Escherichia Coli
EUA	Estados Unidos da América
IN	Instrução Normativa
LESA	Laboratório de Engenharia Sanitária e Ambiental
MAPA	Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
UFV	Universidade Federal de Viçosa
UTC	Unidades de Triagem e Compostagem

LISTA DE SÍMBOLOS

°C	Celsius
C/N	Relação Carbono Nitrogênio
Ca	Cálcio
CO ₂	Dióxido de Carbono
CV	Cavalo-Vapor
G	Germinação de sementes
g	gramas
H	Hidrogênio
hab	Habitantes
IG	Índice de Germinação
kg	Quilogramas
L	Comprimento de raiz
m/v	Relação de massa por volume
Mg	Magnésio
ml	Mililitro
mm	Milímetros
N	Nitrogênio
NH ₃	Amônia
NH ₄ ⁺	Amônio
NMP	Número Mais Provável
SV	Sólidos Voláteis
U	Umidade
UFC	Unidade Formadora de Colônia
W _f	Massa final
W _i	Massa inicial
W _s	Massa seca
W _u	Massa úmida
µm	Micrômetro

RESUMO

VILELA, Nathane Manuelle Silva, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, abril de 2019. **Comparação dos métodos de compostagem por leiras estáticas aeradas e por reviramento no tratamento da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos.** Orientadora: Mônica de Abreu Azevedo.

A geração de resíduos, de todas as suas tipologias, representa um problema para toda a sociedade, não sendo restrito apenas ao Brasil. A sua disposição e destinação têm sido objetos de estudo, a fim de minimizar e/ou solucionar os impactos causados pelo mal gerenciamento desses resíduos. A matéria orgânica representa a grande parcela dos resíduos sólidos urbanos do Brasil sendo, portanto, seu tratamento indispensável para a redução de material a ser enviado aos aterros ou a outra destinação. Dessa forma, este trabalho visou a estudar e a avaliar o processo de compostagem por Leiras Estáticas Aeradas para o tratamento de resíduos orgânicos gerados em Unidades de Triagem e Compostagem do estado de Minas Gerais, por ser uma técnica pouco utilizada no Brasil. Foram montados seis experimentos, utilizando-se dois ventiladores centrífugos de potências distintas: 1 e 1/2 CV. As temperaturas foram monitoradas diariamente e análises de teor de umidade, sólidos voláteis e pH ocorreram semanalmente, de forma a se observar o processo de decomposição do resíduo. Também objetivou-se comparar os métodos de compostagem de leiras por reviramento – processo Windrow – e de leiras estáticas aeradas. Análises de nutrientes foram realizadas no início e no fim do período de compostagem e as análises bacteriológicas foram realizadas no início, no fim da fase ativa e no fim da compostagem por leiras estáticas aeradas, indicando a redução de patógenos. O grau de maturação do composto foi testado por ensaios de germinação realizados com sementes de agrião. Além disso, avaliou-se a redução percentual da massa de compostagem.

ABSTRACT

VILELA, Nathane Manuelle Silva, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, April, 2019. **Composting methods comparison by aerated static pile and windrow composting pile in the treatment of municipal solid waste organic fraction.** Advisor: Mônica de Abreu Azevedo.

Solid waste generation, in all its forms, represents a problem for the whole society and it's not restricted to Brazil. The waste disposal and destination have been the object of study in order to minimize and solve the impacts caused by poor management of this waste. Organic matter represents a large part of municipal solid waste and is therefore indispensable treatment for the reduction of material to be sent to landfills or to another destination. Thus, this work aimed to study and evaluate the composting process in Aerated Static Piles of organic matter from the plant for waste selection and composting of small cities of Minas Gerais. Six piles were mounted, using two centrifugal fan of different powers: 1 and 1/2 CV. The temperatures were monitored daily and analyzes of moisture content, volatile solids and pH occurred weekly, to observe the process of decomposition of the residue. It also aimed to compare windrow composting processes and static piles. Nutrient analyzes were performed with samples of the beginning and end of the composting process and the bacteriological analyzes corresponded to the beginning, middle and end of the aerated static piles process, indicating the reduction of pathogens. The maturation was tested by germination tests performed with watercress seeds. In addition, the percentage reduction of the compost mass was evaluated.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	1
2 REVISÃO DE LITERATURA	4
2.1 RESÍDUOS SÓLIDOS	4
2.1.1 Política Nacional de Resíduos Sólidos.....	5
2.1.2 Unidades de Triagem e Compostagem no Brasil.....	5
2.2 COMPOSTAGEM	7
2.2.1 Fatores que influenciam no processo de compostagem	8
2.2.2.1 Temperatura	8
2.2.2.2 Aeração	9
2.2.2.3 Umidade	11
2.2.2.4 Relação C/N	11
2.2.2.5 pH.....	13
2.2.2 Etapas da compostagem	13
2.2.3 Composto Orgânico	14
2.3 LEIRAS ESTÁTICAS AERADAS	15
3 HIPÓTESE	18
4 OBJETIVOS	19
4.1 Objetivo Geral.....	19
4.2 Objetivos Específicos.....	19
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	20
5 ARTIGO I: ESTUDO DA EFICIÊNCIA DA COMPOSTAGEM POR AERAÇÃO FORÇADA COMO UMA ALTERNATIVA PARA O TRATAMENTO DA FRAÇÃO ORGÂNICA DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS	23
RESUMO	23
5.1 INTRODUÇÃO	24
5.2 MATERIAL E MÉTODOS	27
5.2.1 Fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos	27

5.2.2 Arranjo Experimental.....	27
5.2.3 Monitoramento.....	29
5.2.4 Análise Estatística.....	32
5.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	33
5.3.1 Temperatura.....	33
5.3.2 Umidade.....	39
5.3.3 pH.....	43
5.3.4 Sólidos Voláteis.....	46
5.3.5 Relação C/N.....	49
5.3.6 Coliformes Totais e Escherichia Coli.....	50
5.4.7 Teste de Germinação.....	53
5.4.8 Redução de Massa.....	54
5.4 CONCLUSÃO.....	56
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	57
6 ARTIGO II: AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DOS PROCESSOS DE COMPOSTAGEM POR REVIRAMENTO E AERAÇÃO FORÇADA NO TRATAMENTO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS MUNICIPAIS.....	62
RESUMO.....	62
6.1 INTRODUÇÃO.....	63
6.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	65
6.2.1 Fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos.....	65
6.2.2 Arranjo Experimental.....	65
6.2.3 Monitoramento.....	67
6.2.4 Análise Estatística.....	69
6.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	70
6.3.1 Temperatura.....	70
6.3.2 Umidade.....	75
6.3.3 Sólidos Voláteis e Carbono Orgânico Total.....	80

6.3.4 pH.....	84
6.3.5 Teste de Germinação.....	87
6.3.6 Redução de Massa.....	88
6.4 CONCLUSÃO	90
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	91

1 INTRODUÇÃO

À medida que o avanço tecnológico e científico apresenta alternativas de consumo à sociedade, a geração de resíduos aumenta e com ela a problemática de disposição e destinação ambientalmente adequada destes.

No período entre 2016 e 2017, a população brasileira cresceu 0,75% e a geração de resíduos per capita teve aumento de 0,48% (ABRELPE, 2017).

Os resíduos sólidos urbanos (RSU), definido pela resolução 481/2017 do CONAMA, são aqueles resultantes de atividades domésticas, de varrição, de limpeza urbana, assim como de estabelecimentos comerciais e prestadores de serviço (CONAMA, 2017).

Segundo o Panorama dos Resíduos Sólidos realizado pela Abrelpe – Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais – em 2017, no Brasil, foram gerados 78,4 milhões de toneladas de resíduos sólidos urbanos, dos quais aproximadamente 91,2% foram coletados. Quanto à disposição final, 42,3 milhões de toneladas foram enviadas para aterros sanitários e o restante, a lixões ou aterros controlados (ABRELPE, 2017).

Quanto aos resíduos recicláveis: alumínio, plástico, papel e papelão, foram gerados, diariamente, cerca de 43945 toneladas por dia, em 2017. Desse total, foram recuperados 13969 toneladas por dia, tendo a maior porcentagem de aproveitamento o alumínio, com 87,2%, seguido de papel e papelão, com 52,3% e, por fim, 8,2% de recuperação de plásticos (ABRELPE, 2017).

Dos resíduos urbanos gerados no Brasil, aproximadamente 50% é representado por resíduos orgânicos, que demandam tratamento diversificado (BRASIL, 2017). Essa fração, devido à sua degradabilidade, compromete a salubridade do ambiente urbano e, quando enterrada, produz lixiviados e gera gases de efeito estufa, sendo o metano o principal destes, o que pode gerar variações estruturais dos aterros assim como poluição ambiental (MONTEIRO et al., 2001; INÁCIO; MILLER, 2009).

A compostagem pode ser definida como sendo um processo biológico, controlado, aeróbio, que atinja temperaturas termofílicas para a eliminação de patógenos e a degradação da matéria orgânica e que possua um estágio de maturação para a estabilização e humificação do produto gerado (GOLUEKE, 1977 apud AZEVEDO, 1993).

O composto estabilizado resulta deste complexo processo, cujos principais microrganismos envolvidos são as bactérias, os actinomicetos e os fungos, que são caracterizados de acordo com a temperatura ideal de sobrevivência: mesofílica (20 a 45°C) e termofílica (45 a 65°C) (PEREIRA NETO, 2007).

A compostagem é considerada um processo que apresenta vantagens tanto ambientais quanto agronômicas, sendo, portanto, um meio sustentável de tratamento de resíduos. Em razão das temperaturas termofílicas, que são atingidas devido ao processo de degradação da matéria orgânica, com liberação de energia pelos microrganismos em forma de calor, os organismos patogênicos são eliminados. Dessa forma, a decomposição garante um material orgânico estável com quantidades significativas de nutrientes para as plantas e características físico-químicas excelentes para a conservação do solo (INÁCIO; MILLER, 2009; XU et al., 2016).

A resolução do CONAMA n° 481 de 2017 estabelece critérios e procedimentos para garantir o controle e a qualidade ambiental do processo de compostagem de resíduos orgânicos. A norma apresenta condições para o local de compostagem assim como o período termofílico necessário para a redução de agentes patogênicos e a relação carbono/nitrogênio que deve ser garantida ao final do processo (CONAMA, 2017).

Diferentes métodos para compostagem são utilizados visando melhor eficiência do processo. Menor custo, menor quantidade mão de obra e operacionalização são alguns dos fatores que influenciam na escolha do tipo de compostagem a ser realizado. As características das leiras estão relacionadas com a utilização de oxigênio, que podem ser aeróbias ou anaeróbias; a temperatura atingida e a tecnologia empregada (se mecanizada ou não). Portanto, pode-se obter um bom composto usando técnicas simples ou mais complexas, desde que os resíduos sejam adequados e o processo biológico ocorra em boas condições (FERNANDES; DE SOUZA, 2001).

O sistema de leiras estáticas aeradas possui, como principal diferença da compostagem convencional, a desnecessidade de reviramentos, uma vez que consiste no empilhamento de resíduos orgânicos sobre tubulações conectadas a sistemas aeradores que permitam a insuflação ou sucção de ar no interior da leira de compostagem. Com isso, os parâmetros como controle de temperatura, umidade e aeração são controlados pela aeração fornecida, dispensando o reviramento do material.

O método de compostagem por aeração forçada tem como características a necessidade de menores áreas de pátio, uma vez que não é necessário o reviramento e requer menor quantidade de mão de obra, maior eficiência no controle dos parâmetros

que afetam a atividade biológica de degradação, podendo diminuir o período de compostagem (SILVA, 2008).

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 RESÍDUOS SÓLIDOS

A Política Nacional de Resíduos Sólidos (BRASIL, 2010) define resíduos sólidos como:

material, substância, objeto ou bem descartado que resulte de atividades humanas em sociedade, a cuja destinação final se procede, se propõe proceder ou se está obrigado a proceder, nos estados sólido ou semissólido, bem como gases contidos em recipientes e líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou em corpos d'água, ou exijam para isso soluções técnica ou economicamente inviáveis em face da melhor tecnologia disponível.

A lei também trata sobre a classificação de acordo com a origem e periculosidade dos resíduos sólidos, como é possível observar no Quadro 1.

QUADRO 1 – CLASSIFICAÇÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS CONFORME A POLÍTICA NACIONAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS.

CLASSIFICAÇÃO	RESÍDUOS
ORIGEM	Domiciliares
	Limpeza urbana
	Sólidos urbanos
	Estabelecimentos comerciais
	Serviços públicos de saneamento básico
	Industriais
	Serviços de saúde
	Construção civil
	Agrossilvopastoris
	Serviços de transporte
	Mineração
PERICULOSIDADE	Perigosos*
	Não perigosos

FONTE: adaptado de Brasil (2010).

NOTA: *Características de inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade, patogenicidade, carcinogenicidade, teratogenicidade e mutagenicidade.

Além dessas classificações, os resíduos sólidos podem ser classificados como de fácil biodegradabilidade, moderada, difícil ou não degradável. As matérias orgânicas são classificadas no primeiro grupo, pois se decompõem rapidamente. Os resíduos de moderada biodegradabilidade são aqueles produtos celulósicos enquanto os difíceis incluem couro, madeira, borracha, pois se degradam lentamente e se acumulam no meio ambiente. Vidros, metais, plásticos, entre outros, são os não degradáveis ou recalcitrantes (BARROS, 2012).

2.1.1 Política Nacional de Resíduos Sólidos

A Política Nacional Resíduos Sólidos – PNRS, criada em 2010, diante de um cenário com problemas de gestão dos resíduos gerados no Brasil, reúne em seu texto princípios, objetivos, instrumentos, diretrizes, metas e ações relativos à gestão e ao gerenciamento de resíduos sólidos. As medidas visam tanto à destinação adequada dos resíduos quanto a redução do volume gerado e ao aumento da reciclagem (BRASIL, 2010).

A lei considera a compostagem como forma de destinação ambientalmente adequada e, em seu artigo 36, inciso V, vincula os titulares dos serviços públicos de limpeza urbana e de manejo de resíduos sólidos a implantar sistema de compostagem para os resíduos orgânicos (BRASIL, 2010).

Dos objetivos da PNRS, tem-se a prioridades de ações a serem tomadas no gerenciamento dos resíduos sólidos, como a não geração, a redução, a reutilização, o tratamento dos resíduos e, por fim, a disposição final dos rejeitos, de forma ambientalmente adequada. Assim, o aterramento deve ser realizado apenas para os rejeitos, que são aqueles materiais que não há formas alternativas de tratamento (BRASIL, 2010).

2.1.2 Unidades de Triagem e Compostagem no Brasil

De acordo com a PNRS, a compostagem passa a ser uma forma vinculada de destinação da fração orgânica dos resíduos sólidos, bem como a reciclagem para os resíduos passíveis de passar por tal processo.

Em se tratando de termos de preservação ambiental, a compostagem e a reciclagem listam entre as técnicas de tratamento de resíduos ambientalmente adequadas (BARROS, 2012), sendo a primeira uma alternativa que trata a matéria orgânica de forma a diminuir consideravelmente o volume final, além de se obter um produto reutilizável: o adubo orgânico, sendo, portanto, uma técnica de valorização do resíduo orgânico. Dentre outras vantagens, o volume de resíduos enviados aos aterros sanitários reduz haja vista o tratamento da fração orgânica separadamente.

As Unidades de Triagem e Compostagem (UTC), que se popularizaram nos anos 90, são locais em que ocorrem a triagem dos materiais recicláveis e a compostagem dos resíduos orgânicos e os rejeitos são encaminhados à disposição final. Os problemas

relacionados ao funcionamento das UTCs vão desde a precariedade da coleta seletiva nos municípios bem como despreparo técnico e operacional (DOS SANTOS, 2017).

A partir do Diagnóstico do Manejo dos Resíduos Sólidos, realizado pelo Ministério das Cidades, utilizando a base de dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – SNIS, foi possível analisar os dados relativos ao ano de 2014 (BRASIL, 2016), em relação às unidades de triagem e compostagem em operação e a massa de resíduos recebida naquele ano, conforme a Tabela 1. O total de resíduos recebidos nas unidades representa cerca de 0,52% do total de resíduos coletados em 2014.

TABELA 1 – UNIDADES DE TRIAGEM E COMPOSTAGEM EM OPERAÇÃO EM 2014 E A QUANTIDADE DE RESÍDUOS RECEBIDA NO ANO.

Unidades em operação em 2014		
Região	UTC (un)	Massa de resíduos recebida (t)
Sul	9	10976
Sudeste	56	58993
Centro-Oeste	4	225618
Norte	1	282
Nordeste	2	22
Total	72	295891

FONTE: adaptado de Brasil (2016).

De acordo com o Diagnóstico, 75% das unidades em funcionamento eram operadas pela prefeitura do município, sendo o restante mantidas por empresas privadas, associação de catadores e outros. Além disso, o material enviado às UTCs correspondiam a aproximadamente a 0,42% da destinação total dos resíduos no Brasil em 2014 (BRASIL, 2016).

No banco de dados fornecido pelo SNIS (2017), diretamente no sítio eletrônico, é possível ter resultados sobre UTCs em funcionamento no Brasil até o ano de 2017. No entanto, a abrangência das informações não inclui todos os municípios brasileiros, alcançando mais de 67% e uma população de mais 86% do total. Os municípios que participaram da pesquisa foram aqueles que preencheram os formulários eletrônicos no sítio eletrônico. Na Tabela 2 são apresentadas os dados relativos às UTCs quanto sua operação e a sua localidade. Considerou-se municípios de pequeno porte aqueles que possuem população total menor que 100 mil habitantes; municípios de médio porte, aqueles com mais de 100 mil e menos que um milhão de habitantes e os de grande porte são aqueles com população acima de um milhão de habitantes, conforme método usado no Plano Nacional de Resíduos Sólidos (BRASIL, 2012). Em Brasília e em Bituruna, são

cadastradas duas unidades, explicando que o valor total de municípios não coincide com o total de unidades cadastradas.

TABELA 2 – PANORAMA DAS UNIDADES DE TRIAGEM E COMPOSTAGEM, NO BRASIL, DE ACORDO COM O DADOS DO SNIS.

Unidades cadastradas (2002-2017)		178
Unidades em operação em 2017		68
Localização das UTCs em operação, por região	Sul	10
	Sudeste	52
	Centro-Oeste	3
	Norte	0
	Nordeste	3
Início de operação	1960-1980	3
	1980-2000	12
	2000-2017	53
Porte dos Municípios	Pequeno	53
	Médio	9
	Grande	4

FONTE: adaptado de SNIS (2017).

Observa-se, portanto, a redução do número de unidades de triagem e compostagem no Brasil com o passar dos anos, sendo essas instalações predominantes na região Sudeste e em municípios de pequeno porte.

2.2 COMPOSTAGEM

A compostagem pode ser definida como sendo um processo biológico, controlado, aeróbio, que atinja temperaturas termofílicas para a eliminação de patógenos e a degradação da matéria orgânica e que possua um estágio de maturação para a estabilização e humificação do produto gerado (GOLUEKE, 1977 apud AZEVEDO, 1993).

O composto estabilizado resulta deste complexo processo, cujos principais microrganismos envolvidos são as bactérias, os actinomicetos e os fungos, que são caracterizados de acordo com a temperatura ideal de sobrevivência: mesofílica (20 a 45°C) e termofílica (45 a 65°C) (PEREIRA NETO, 2007).

A elevação da temperatura durante a compostagem é consequência da atividade biológica de decomposição, que libera energia durante o processo (GOLUEKE apud AZEVEDO, 1993).

Os microrganismos são exotérmicos, ou seja, liberam energia na forma de calor, ocorrendo, portanto o aquecimento natural da leiras de compostagem. Por isso, o controle térmico do processo é tão importante, de forma a evitar que temperaturas muito elevadas

sejam atingidas e possam eliminar a massa biológica responsável pela estabilização do material. À medida que os materiais de fácil degradação se findam, ocorre a diminuição da temperatura às condições ambientais e a transformação do composto em húmus (BIDONE; POVINELLI, 1999).

Por se tratar de um processo biológico, a compostagem requer algumas condições para que aconteça a degradação de forma eficiente, como temperatura, umidade, aeração, pH e relação carbono/nitrogênio (AZEVEDO, 1993).

A temperatura apresenta-se como um dos principais fatores do desempenho da compostagem, uma vez que está relacionada com o metabolismo da atividade microbiana, e a elevação de temperatura é resultado da degradação biológica (FINSTEIN, 1982 apud AZEVEDO, 1993; PEREIRA NETO; AVEZEDO, 1990 apud AZEVEDO, 1993; PEREIRA NETO, 1989 apud AZEVEDO, 1993).

Dentre os microrganismos presentes na compostagem, as bactérias possuem uma atividade mais significativa na decomposição, principalmente no início da compostagem em condições termofílicas, degradando carboidratos, proteínas primárias e açúcares. Os fungos e os actinomicetos atuam mais ativamente no fim da compostagem, quando a umidade está mais baixa, degradando substâncias com relação carbono/nitrogênio entre 150:1 e 200:1, como os carboidratos mais complexos remanescentes e compostos da celulose, quando adicionado material estruturante (METCALF; EDDY, 2016).

Concluído o processo de compostagem, finalizado com a maturação, o resultado é a produção de composto orgânico, humificado, com odor de terra vegetal e que pode ser usado para fins agrícolas (ZUCCONI et al. 1984, apud AZEVEDO, 1993).

A compostagem objetiva, além do tratamento ambientalmente adequado da fração orgânica de resíduos sólidos, a obtenção de um produto final estável e evita a produção de chorume, devido à degradação da matéria orgânica, a ocorrência de vetores de doenças e de odores desagradáveis (RYNK, 1992; EPSTEIN, 1997 apud PEREIRA, 2017).

2.2.1 Fatores que influenciam no processo de compostagem

2.2.2.1 Temperatura

A temperatura é um indicador chave do processo de compostagem, uma vez que é um parâmetro da biodegradação da matéria orgânica e do progresso de estabilização, bem como de higienização e secagem (DE GUARDIA et al., 2012). Além disso, pode ser considerada consequência da atividade microbiana, assim como determinante desta, um

vez que a temperatura é resultado da respiração dos microrganismos durante as reações metabólicas (FERNANDES; DE SOUZA, 2001; INÁCIO; MILLER, 2009). Dessa forma, a temperatura reflete a eficiência do processo, por ser um indicativo do equilíbrio biológico e de fácil monitoramento, além de atuar como um fator seletivo sobre a população microbiana (FERNANDES; SILVA, 1999).

No início da compostagem ocorre a expansão das colônias de microrganismos mesofílicos, intensificando a atividade microbiana de decomposição, de forma a incrementar a temperatura rapidamente. Logo após, é observada a fase termofílica, com temperaturas acima de 45°C, em que ocorre a plena atividade dos microrganismos termofílicos na decomposição da matéria orgânica, predominando a ação bacteriana, com a participação de alguns actinomicetos (INÁCIO; MILLER, 2009).

Para Richard (1992 apud RUSSO, 2003) o intervalo de temperatura que mais favorece a decomposição da matéria orgânica é entre 45 e 59°C. Outros pesquisadores afirmam que à temperatura de 55°C é que ocorre a maior atividade microbiológica e, portanto, maior será a eficiência do processo (WAKSMAN et al., 1938; FINSTEIN, 1982; GOLUEKE, 1977; MILLER, 1982; KUTER et al., 1985; SIKORA et al., 1985; PEREIRA NETO, 1987; MAC GREGOR et al., 1981 apud AZEVEDO, 2003).

O método para controlar a temperatura é a aeração. Quando realizada por aeração forçada de ar comprimido na massa, a quantidade de ar pode ser de 5 a 10 vezes maior do que o necessário à respiração dos microrganismos, de forma que o restante dissipe o calor liberado no processo (FERNANDES; DE SOUZA, 2001).

2.2.2.2 Aeração

A aeração na pilha de compostagem influencia diretamente na qualidade do processo de decomposição. A aeração é, basicamente, um processo de circulação de ar na leira. Geralmente é feita através de revolvimento do material ou por meio de injeção mecânica.

Os microrganismos podem possuir metabolismos aeróbios com anaerobiose facultativa, no entanto, o oxigênio, como acceptor final de elétrons na respiração, permite que ocorra um maior aproveitamento energético pela célula e, conseqüentemente, uma maior decomposição do substrato. O material da compostagem não se mantém totalmente aeróbio, podendo haver zonas anaeróbias. Nessas zonas, os metabolismos com anaerobiose facultativa se tornam importantes, mesmo não possuindo a mesma eficiência

de degradação quanto na presença de oxigênio (RYNK, 1992; KIEHL, 1998 apud PEREIRA, 2017; SANTOS et al., 2008).

Uma vez que a compostagem é um processo aeróbio, o oxigênio é indispensável para a atividade microbiana. Ao mesmo tempo, previne que a temperatura da leira, proveniente desse processo, seja muito alta e iniba a biodegradação. Além disso, proporciona a saída de gases gerados, evita que processos anaeróbios causem maus odores e ajuda a manter a umidade uniforme (FERNANDES; SILVA, 1999).

A atividade microbiológica é diretamente afetada caso o fornecimento de oxigênio da massa de compostagem seja deficiente, acarretando diminuição de temperatura na leira, decaimento do pH e desenvolvimento de condições anaeróbias (BIDDLESTONE; GRAY, 1981 apud AZEVEDO, 1993).

Os processo aeróbios de compostagem exigem menores períodos de degradação de matéria orgânica quando comparados aos anaeróbios, assim como a manutenção de temperaturas termofílicas em maior extensão da leira, a eliminação de elementos patogênicos devido ao alcance da temperatura e a não geração de chorume (PEREIRA NETO; AZEVEDO, 1990 apud AZEVEDO, 1993).

A aeração é considerada o fator mais importante para o controle dos parâmetros que influenciam o processo de compostagem, já que é possível, por meio dela, a manutenção da temperatura, da umidade e, conseqüentemente, o suprimento de oxigênio às populações microbianas aeróbias, bem como a remoção de odores (EPSTEIN et al., 1976; PEREIRA NETO, 1986 apud RUSSO 2003).

A granulometria relaciona-se com a área superficial disponível para a ação dos microrganismos, de modo que quanto maior a área disponível, maior será a velocidade de reação da matéria orgânica. O tamanho das partículas também influencia na proporção água/ar no interior da pilha de compostagem. Quanto maiores as partículas, a tendência é que ocorra maiores espaços que não retêm água. Caso a granulometria seja pequena, a retenção de oxigênio tende a ser menor por haver difícil difusão do ar e maior acumulação de água nos poros (RYNK, 1992; KIEHL, 1998; INÁCIO; MILLER, 2009 apud PEREIRA, 2017).

2.2.2.3 Umidade

A umidade da pilha de compostagem deve ser controlada na medida em que o excesso ou a escassez podem limitar ou impedir a degradação microbiana, uma vez que a água é essencial para o desenvolvimento e permanência dos microrganismos.

Para Pereira Neto (1986 apud RUSSO, 2003), a umidade de 60% é um valor aconselhável para o início da compostagem. Bidone e Povinelli (1999) consideram que a umidade ideal seja da ordem de 55% para que ocorra um equilíbrio na compostagem.

Valores inferiores a 40% ocorreria uma redução significativa da atividade biológica (KIEHL, 1998 apud REIS, 2005). Além disso, teor de água abaixo de 30% resultam na inibição da atividade microbiana, comprometendo a compostagem (PEREIRA NETO, 1986 apud RUSSO, 2003).

A umidade também é decisiva no processo de compostagem porque a água é o meio de transporte de nutrientes dissolvidos que são obrigatórios para as atividades metabólicas e fisiológicas dos organismos decompositores (HAMELERS, 2004).

A manutenção da umidade do material é um processo complexo, pois a temperatura da leira, a aeração e o reviramento da pilha de compostagem podem ocasionar perda de água pela evaporação. Em contrapartida, as precipitações e formação de água metabólica, proveniente da decomposição da matéria orgânica, podem gerar aumento no teor de água. Ressalta-se, então, o monitoramento do teor de água para que a compostagem se desenvolva eficientemente (RYNK, 1992; KIEHL, 1998 apud PEREIRA, 2017; CORDEIRO, 2010).

2.2.2.4 Relação C/N

Os macronutrientes de maior importância no processo de compostagem são carbono e nitrogênio, já que o carbono é a fonte de energia usada pelos microrganismos na oxidação metabólica e na síntese de estruturas celulares e o nitrogênio é fundamental para o crescimento microbiano (GOLUEKE; DIAS, 1990 apud AZEVEDO, 2004) e para a síntese de proteínas (FERNANDES; SILVA, 1999). A relação carbono nitrogênio é a proporção entre partes de carbono e de nitrogênio, geralmente representada por n/1 ou n:1 (n partes de carbono para cada parte de nitrogênio).

A proporção de carbono e nitrogênio na composição do material a ser compostado influencia diretamente na taxa de decomposição. A relação média ideal para

decomposição está entre 25 e 30/1. No entanto, para alguns autores, relação C/N ideal é apresentada com valores diferente, conforme apresentado no Quadro 2. Nos materiais que possuem maior relação C/N, ou seja, contêm menos nitrogênio, as populações de microrganismos terão pouco ou nenhum crescimento e a velocidade da decomposição será baixa. Já os materiais com a relação C/N inferiores à média, ou seja, excesso de nitrogênio, são mais facilmente decomponíveis e têm tempo de ciclagem menor e o nitrogênio é perdido em forma de gás amônia (INÁCIO; MILLER, 2009).

QUADRO 2 – RELAÇÕES ÓTIMAS ENTRE CARBONO E NITROGÊNIO PARA DIFERENTES AUTORES.

Relação C/N	Autor	Ano
30-35/1	Gotaas, H.B.	1959
30/1	Haug, R. T.	1980
< 20/1	Cardenas et al.	1980
20-35/1	Willson et al.	1980
19-30/1	Golueke; Diaz	1990
5-20/1	Chanyasak, et al.	1981
25/1	Bertoldi et al.	1983
30-40/1	Pereira Neto, J. T.	1989
15-30/1	Stentiford, E. I.	1991
25-40/1	Richard, T. L.	1992

FONTE: adaptado de Russo (2003, p.58) e Azevedo (2004, p.20)

A relação C/N é um parâmetro que pode indicar a maturidade do composto e geralmente é afetado pela variedade de matéria orgânica e suas características. Porém, é necessário que haja uma avaliação das características iniciais do material, comparando os resultado da relação no início e no final da compostagem (MOREL et al., 1985; PEREIRA NETO, 1987 apud RUSSO, 2003). Rasapoor et al. (2016) considera, para um composto maturado, valor igual ou inferior a 20/1.

À medida que o processo de compostagem evolui, há uma tendência da relação C/N decrescer (FUKUMOTO et al., 2003), dado que pode ocorrer perdas de carbono em lixiviados, condensados e emissões gasosas na forma de dióxido de carbono e metano (RASAPOOR et al., 2016). Por outro lado, caso o material compostado seja rico em nitrogênio, a relação pode aumentar, devido à perda de nitrogênio por volatilização (ZUCCONI et al., 1987 apud RUSSO, 2003).

2.2.2.5 pH

O pH do meio influencia nas atividades metabólicas, no entanto, no processo de compostagem, ele é autorregulado (PEREIRA NETO, 1987 apud RUSSO, 2003) e os microrganismos conseguem se manter em uma ampla faixa pH (KLESS, 1986, apud AZEVEDO, 1993). No entanto, níveis muito baixos ou muito elevados de pH podem reduzir ou inibir a atividade microbiana. Considera-se que a faixa de pH entre 5,0 e 7,0 seja suficiente para que ocorra uma degradação satisfatória (KIEHL, 1998 apud PEREIRA, 2017).

Para a maioria das bactérias, a faixa ótima de pH está entre 6 e 7,5. Já para os fungos, o pH ideal deve ser entre 5,5 e 8 (GOLUEKE, 1977 apud AZEVEDO, 1993).

O processo aeróbio de compostagem é caracterizado pela elevação do pH na massa de degradação. No início do processo, o pH pode apresentar-se ácido, entre 5 e 6 geralmente, devido a formação de ácidos orgânicos e gás carbônico. Com a formação dos ácidos orgânicos, ocorre uma reação destes com as bases liberadas pela matéria orgânica, neutralizando o meio e, por conseguinte, tornando-o alcalino, justificado, principalmente, pela decomposição de proteínas e eliminação de gás carbônico (BIDONE; POVINELLI, 1999). Além disso, o aumento do pH do composto pode ser causado pela decomposição do nitrogênio contido na matéria orgânica e acumulação de NH_3 que se dissolve em umidade para formar NH_4^+ alcalino (WONG et al., 1995 apud RASAPOOR et al., 2016).

2.2.2 Etapas da compostagem

A compostagem é caracterizada por duas etapas bem definidas: fase ativa e fase de maturação. É durante a fase ativa que as reações bioquímicas de oxidação da matéria ocorrem de forma mais intensa. Por isso, é necessário que os parâmetros que influenciam na compostagem sejam observados e mantidos, para que ocorra a biodegradação de modo eficiente (PEREIRA NETO, 1987 apud AZEVEDO, 1993).

Durante a biodegradação rápida, antes da fase de maturação, ocorrem três faixas de temperaturas, a mesofílica, seguida da termofílica, e por fim, temperaturas mesofílicas novamente, antes de entrar na fase de humificação (INÁCIO; MILLER, 2009).

A fase mesofílica é caracterizada pela liberação de calor que se dá pelo vapor da água e de CO_2 , com expansão das colônias de microrganismos mesofílicos, como bactérias e fungos produtores de ácidos (FERNANDES; SILVA, 1999).

Na fase termofílica, devido à elevação da temperatura resultante do processo de biodegradação, a população dos microrganismos mesofílicos diminui e os termofílicos se proliferam. É nesta fase que ocorre a eliminação dos patógenos presentes no material compostado (FERNANDES; SILVA, 1999). Nesta fase, a faixa de temperatura predominante fica entre 50 e 65°C e ocorre intensa decomposição do material pelos organismos termofílicos, predominantemente as bactérias, com a presença de alguns actinomicetos (INACIO; MILLER, 2009).

Durante a fase ativa, ainda ocorre uma segunda fase mesofílica, que é quando substâncias mais resistentes começam a ser decompostas. A atividade de biodegradação diminui, ocasionando a diminuição da temperatura e, conseqüentemente, da população termofílica. Os microrganismos mesofílicos e os fungos se instalam novamente no processo e passam a realizar a decomposição do material (FERNANDES; DE SOUZA, 2001; INÁCIO; MILLER, 2009).

Quanto aos limites de temperatura para as faixas termofílicas e mesofílicas, há certa imprecisão quanto ao considerado por alguns autores. Para Golueke (1977 apud AZEVEDO, 1993), os organismos mesofílicos são os que se mantêm em temperaturas entre 8 ou 10° até 45 ou 50°C. Dessa forma, o autor considera a compostagem como termofílica quando o sistema apresenta temperaturas entre 45 e 65°C, enquanto Kiehl (1985 apud AZEVEDO, 1993) a considera quando as temperaturas são superiores a 65°C.

O estágio final do processo de degradação é chamado de maturação ou humificação. Nessa fase, há baixa atividade metabólica dos microrganismos, uma vez que a maior parte do substrato já foi degradado e o composto não apresenta autoaquecimento, de forma que a temperatura decai até a temperatura ambiente (INÁCIO; MILLER, 2009).

O produto obtido no processo de humificação do composto é um material caracterizado pela coloração escura, sem odor, e por ser formado por ligninas, proteínas, ceras, carboidratos e resinas (LEPSCH, 2011).

2.2.3 Composto Orgânico

O produto final da compostagem, o composto orgânico, deve apresentar características que forneçam benefícios ao uso para fins agrícolas, como forma de melhoria na qualidade do solo. O composto pode oferecer diversos nutrientes essenciais às plantas, já que a compostagem retém grande parte dos nutrientes presentes na matéria orgânica a ser degradada na matriz do composto imobilizado pela biomassa microbiana

ou adsorvido nas substâncias húmicas (INÁCIO; MILLER, 2009). Além disso, devido à carga de matéria orgânica, a capacidade de troca catiônica do solo é aumentada, há contribuição para os fatores físicos do solo como agregação, densidade, porosidade. O composto também melhora a retenção de água, assim como é substrato para o desenvolvimento microbiano, de forma a promover os processos biológicos do solo (NOVAIS et al., 2007; SANTOS et al., 2008; XU et al., 2016). Na pesquisa realizada por Zucconi et al. (1981 apud SELIM; ZAYED; ATTA, 2012), verificou-se que a aplicação do composto imaturo no solo causa efeitos negativos na germinação das sementes, no crescimento e no desenvolvimento das plantas, devido à indução de alta atividade microbiana, que reduz a concentração de oxigênio e bloqueia o nitrogênio existente no solo.

A maturação de um composto pode ser definida como o grau de estabilidade das suas propriedades físicas, químicas e biológicas que influencia na sua utilização para fins agrícolas. Caso o composto não atinja a maturação, este poderá apresentar resultados negativos no desenvolvimento das plantas (BUCHANAN et al., 2002 apud CORDEIRO, 2010).

Para avaliar a adequação do composto para fins agrícolas e para evitar a ocorrência de riscos ambientais, a fitotoxicidade pode ser um importante parâmetro, sendo usualmente avaliado por meio de testes de germinação ou crescimento, uma vez que o composto imaturo pode inibir a germinação de sementes ou reduzir o crescimento das plantas (BREWER; SULLIVAN, 2003).

Zucconi et al. (1981 apud VIONE, 2016) propuseram um método de avaliação para identificar a maturação do composto, utilizando teste de germinação de sementes em contato com o composto, de modo a avaliar o número de sementes germinadas e o comprimento de radícula, resultando no índice de germinação (IG%).

Alguns fatores que contribuem para o efeito fitotóxico são: salinidade, patógenos no solo, ácido acético liberado pelo composto imaturo, substâncias tóxicas e algumas propriedades físicas e químicas do composto (ZUCCONI et al., 1985 apud SELIM; ZAYED; ATTA, 2012).

2.3 LEIRAS ESTÁTICAS AERADAS

Diferentes métodos para compostagem são utilizados visando melhor eficiência do processo. Menor custo, menor necessidade de mão de obra e operacionalização mais

fácil são alguns dos fatores que influenciam na escolha do tipo de processo compostagem a ser realizado. As características das leiras estão relacionadas com a utilização de oxigênio, que podem ser aeróbias ou anaeróbias; a temperatura atingida e a tecnologia empregada, se mecanizada ou não. Portanto, pode-se obter um bom composto usando técnicas simples ou mais complexas, desde que os resíduos sejam adequados e o processo biológico ocorra em boas condições (FERNANDES; DE SOUZA, 2001).

A compostagem em leiras pode ser feita por dois modos diferentes de aeração: com reviramentos periódicos ou por processos de aeração forçada, que pode ser feita por sucção ou injeção de ar.

Pereira Neto (1987 apud AZEVEDO, 1993) considera algumas vantagens quanto ao uso da compostagem, em especial de leiras estáticas aeradas, para o tratamento de resíduos orgânicos, como a rápida decomposição da matéria orgânica, a produção de calor durante o processo que proporciona a eliminação de patógenos, simplicidade e flexibilidade de operação e baixo gasto de energia.

O sistema de compostagem por aeração forçada foi desenvolvido em 1975, em Belville, Maryland, EUA, com finalidade de tratamento de lodos domésticos (PEREIRA NETO et al., 1986 apud AZEVEDO, 1993). Na ocasião, o lodo era misturado com lascas de madeira de modo a proporcionar uma estrutura para as leiras, além de aumentar a porosidade e ser fonte de carbono para o balanço da relação C/N da mistura. Após a mistura, eram empilhados sobre condutos perfurados conectados a uma bomba de ventilação que succionava – aeração negativa – o ar na leira. Nesse sistema, era necessário o uso de uma pilha de composto maturado para filtrar os gases expelidos pela bomba. O período de fase ativa durava em média 21 dias (EPSTEIN et al., 1976; WILLSON et al., 1980 apud AZEVEDO, 1993).

A Universidade de Rutgers, Nova Jersey, EUA, propôs algumas alterações na pesquisa de Belville, com o intuito de controlar os parâmetros da temperatura, atividade microbiana e umidade. Assim, as principais diferenças seriam a inversão do sentido da aeração – aeração positiva – e o controle da temperatura interna da leira (FINSTEIN et al., 1980 apud AZEVEDO, 1993).

A aeração positiva consiste na injeção de ar na leira pelo sistema de aeração. As diferenças, quanto ao aspecto operacional, em relação à aeração negativa, é que não é necessário o uso de uma pilha-filtro, caracterizando menor área de pátio, não produz chorume nem odor, e dispensa o uso de aparatos de condensação (PEREIRA NETO, 1987

apud AZEVEDO, 1993). No Quadro 3 são apresentadas algumas das vantagens observadas por diferentes autores quanto à sua utilização em relação à aeração negativa.

QUADRO 3 – VANTAGENS QUANTO AO USO DA AERAÇÃO POSITIVA EM COMPARAÇÃO À AERAÇÃO NEGATIVA.

Vantagens da aeração positiva	Autor
Menor perda de carga	Higgins (1982)
Distribuição de ar mais uniforme na leira	Higgins (1982); Stentiford; Pereira Neto (1985)
Menor manutenção do aparato de aeração	Kless (1988); Biddelstone et al. (1981)
Menor perda de nitrogênio	Pereira Neto (1987)
Melhor controle da temperatura	Finstein, Miller (1984)
Melhor controle da umidade	Psarianos et al. (1983)

FONTE: adaptado de Azevedo (1993).

Silva (2008) destaca algumas vantagens das leiras estáticas aeradas quando comparadas ao método de compostagem por reviramento, como menor demanda de área, menos mão de obra necessária e facilidade de execução em qualquer condição climática, pois não depende de reviramentos periódicos.

A Central de Triagem e Compostagem, no Município de Sapiranga, Rio Grande do Sul, utilizava, em 2010, o sistema de leiras estáticas aeradas para o tratamento dos resíduos orgânicos, que correspondiam a cerca de 33% do montante coletado (NAIME, DOS SANTOS, MICHAELSEN, 2010). Não há registros que afirmem que a unidade ainda utiliza este método.

3 HIPÓTESE

A hipótese básica do presente estudo é:

“A compostagem por leiras estáticas aeradas da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos é uma alternativa viável para o tratamento destes resíduos. O processo será eficiente no controle dos parâmetros operacionais que afetam a compostagem e resultará em composto estável para fins agrícolas.”

Este estudo tem o objetivo de testar e validar esta hipótese.

4 OBJETIVOS

4.1 Objetivo Geral

Avaliar a compostabilidade da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos pelo método de leiras estáticas aeradas (LEA).

4.2 Objetivos Específicos

- Verificar a eficiência de dois ventiladores de potências distintas no tratamento da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos.
- Avaliar os parâmetros que influenciam o processo de compostagem.
- Comparar os métodos de leiras estáticas aeradas e por reviramento no tratamento de resíduos orgânicos.
- Avaliar a qualidade do composto obtido pelo processo de compostagem por aeração forçada.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABRELPE – Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2017**. 74p. 2017.

AZEVEDO, M. A. **Compostagem de Resíduos Sólidos Orgânicos - Aspectos Teóricos e Operacionais** (Apostila) DEC/UFV, 56p. 2004.

AZEVEDO, M. A. **Estudo e avaliação de quatro modos de aeração para sistemas de compostagem em leiras**. 1993. 194 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento e Meio Ambiente) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 1993.

BARROS, R. T. V. **Elementos de Gestão de Resíduos Sólidos**. Belo Horizonte: Tessitura, 424p., 2012.

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

BRASIL. Lei nº 12305, de 2 de agosto de 2010. **Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências**, Brasília, DF, ago. 2010.

BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Plano Nacional de Resíduos Sólidos**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 106 p., 2012.

BRASIL. MINISTÉRIO DAS CIDADES. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. **Diagnóstico do manejo de resíduos sólidos urbanos - 2014**. Brasília: Ministério das Cidades, 154p., 2016.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Compostagem doméstica, comunitária e institucional de resíduos orgânicos: manual de orientação**. Centro de Estudos e Promoção da Agricultura de Grupo, Serviço Social do Comércio. Brasília, DF: MMA, 2017.

BREWER, L. J.; SULLIVAN, D. M. Maturity and stability evaluation of composted yard trimmings. **Compost Science & Utilization**, v.11, n.2, p.96–112, 2003.

CONAMA – CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Estabelece os critérios e procedimentos para garantir o controle e a qualidade ambiental do processo de compostagem de resíduos orgânicos, e dá outras providências**. Resolução nº481, de 03 de outubro de 2017. Ministério do Meio Ambiente, 2017.

CORDEIRO, N. M. **Compostagem de resíduos verdes e avaliação da qualidade dos compostos obtidos - caso de estudo da Algar S.A.** 2010. 102 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Ambiente - Tecnologias Ambientais) - Universidade Técnica de Lisboa, Lisboa, 2010.

DE GUARDIA, A.; PETIOT, C.; DRUILHE, J. C. Characterization and modelling of the heat transfers in a pilot-scale reactor during composting under forced aeration. **Waste Management**, v. 32, p. 1091-1105, 2012.

DOS SANTOS, J. I. N. **Avaliação da operação das unidades de triagem e compostagem instaladas no estado de Minas Gerais**. 2017. 121 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2017.

FERNANDES, F.; SILVA, S. M. C. P. **Manual prático para a compostagem de biossólidos**. 1. ed. Rio de Janeiro: ABES, 1999.

FERNANDES, F.; DE SOUZA, S. G. Estabilização de Lodo de Esgoto. In: **Resíduos Sólidos do Saneamento: Processamento, Reciclagem e Disposição Final**. Rio de Janeiro: RiMa, ABES, 2001, cap. 2, p. 29-55.

FUKUMOTO, Y., OSADA, T., HANAJIMA, D., HAGA, K. 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, p. 109-118, 2003.

HAMELERS, H. V. M. Modeling composting kinetics: A review of approaches. **Reviews in Environmental Science and Biotechnology**, v. 3, p. 331-342, 2004.

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

LEPSCH, I. F. **19 lições de Pedologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 456p., 2011.

METCALF, L.; EDDY, H. P. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. Tradução: Hespagnol, I.; Mierzwa, J. C. 5. ed. Porto Alegre: AMGH, 2016.

MONTEIRO, J. H. P.; FIGUEREDO, C. E. M.; MAGALHÃES, A. F.; MELO, M. A. F.; BRITO, J. C. X.; ALMEIDA, T. P. F., MANSUR, G. L. **Manual de gerenciamento integrado de resíduos sólidos**. Rio de Janeiro: IBAM. 200p. 2001.

NAIME, R.; DOS SANTOS, K. L.; MICHAELSEN, J. Avaliação da gestão de resíduos sólidos no município de Sapiranga - RS. **Engenharia Ambiental - Espírito Santo do Pinhal**, v. 7, n. 3, p. 196-206, 2010.

NOVAIS, R. F.; ALVAREZ, V. H.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L. F.; CANTARUTTI, R. B.; NEVES, J. C. L. **Fertilidade do solo**. 1ªed. Viçosa, p.275-374, 2007.

PEREIRA NETO, J. T. **Manual de compostagem: processo de baixo custo**. 1. ed. Viçosa: UFV, 81p., 2007.

PEREIRA, R. F. **Efeito da aplicação de inoculantes na compostagem de resíduos urbanos**. 2017. 72 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Piracicaba, 2017.

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

REIS, M. F. **Avaliação do processo de compostagem de resíduos sólidos urbanos.** 2005. 239 f. Tese (Doutorado em Engenharia) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2005.

RUSSO, M. A. T. **Tratamento de Resíduos Sólidos.** 2003. 196 f. Disponível em: <http://www1.ci.uc.pt/mhidro/edicoes_antigas/Tratamentos_Residuos_Solidos.pdf>. Acesso em: 11 mar. 2019.

SANTOS, G. A.; DA SILVA, L. S.; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. O. **Fundamentos da matéria orgânica do solo - ecossistemas tropicais e subtropicais.** 2ª ed. Porto Alegre, 636p, 2008.

SELIM, S. M.; ZAYEDM, M. S.; ATTA, H. M. Evaluation of phytotoxicity of compost during composting process. **Nature and Science**, v. 10, n. 2, p. 69-77, 2012.

SILVA, C. A. **Uso de Resíduos Orgânicos na agricultura.** In: SANTOS, G. Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais. 2ª ed. Porto Alegre, 636p, 2008.

SNIS - Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento. **Relação de indicadores de resíduos sólidos por ano de referência.** Disponível em: <<http://app4.cidades.gov.br/serieHistorica/>>. Acesso em: 4 mar.2019.

VIONE, E. L. B. **Caracterização química e liberação de nitrogênio de compostos e vermicompostos de casca de arroz e dejetos animais.** 2016. 191 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2016.

XU, J.; XU, X.; LIU, Y.; LI, H.; LIU, H. Effect of microbiological inoculants DN-1 on lignocellulose degradation during co-composting of cattle manure with rice straw monitored by FTIR and SEM. **Environmental Progress and Sustainable Energy**, v. 35, p. 345-351, 2016.

5 ARTIGO I: ESTUDO DA EFICIÊNCIA DA COMPOSTAGEM POR AERAÇÃO FORÇADA COMO UMA ALTERNATIVA PARA O TRATAMENTO DA FRAÇÃO ORGÂNICA DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

RESUMO

O problema de gerenciamento e tratamento de resíduos sólidos urbanos possui dimensões mundiais, fomentando o estudo de disposição e destinação de diferentes resíduos, a fim de minimizar impactos ambientais, sociais e econômicos resultantes. No Brasil, a grande quantidade de fração orgânica é característica dos resíduos gerados no país, que é degradável e possui valor econômico agregado. Seu tratamento pode aumentar a vida útil de aterros e reduzir problemas ambientais. A compostagem é uma forma de valorização da matéria orgânica e resulta em um produto estável, livre de patógenos e que possui propriedades benéficas ao solo. As leiras de reviramento constituem o tipo de compostagem mais utilizada no Brasil, sendo as leiras estáticas aeradas pouco, ou quase nunca, empregadas, mesmo possuindo como vantagens menor uso de mão de obra e menores áreas de pátio. Dessa forma, este trabalho teve como objetivo estudar e avaliar o processo de compostagem em Leiras Estáticas Aeradas de resíduos orgânicos provenientes de Unidades de Triagem e Compostagem (UTC) de municípios de Minas Gerais. Foram montadas seis leiras, utilizando-se dois ventiladores centrífugos de potências distintas: 1 e 1/2 CV. Em todos os experimentos foram atingidas temperaturas termofílicas, superiores a 50°C, houve redução de sólidos voláteis, o pH subiu durante a compostagem e a concentração de agentes patogênicos diminuiu, em relação ao início do processo. De acordo com o teste de germinação, duas leiras – uma de cada sistema de aeração – não apresentaram composto maturado (IG < 50%), de forma que os tempos de maturação não foram suficientes para o que o composto se estabilizasse. Observou-se considerável redução de massa, com valores entre 57% e 81%. Não houve diferença estatística dos parâmetros analisados em relação à potência de aeração utilizada nos sistemas de aeração.

Palavras-chave: resíduos orgânicos municipais, compostagem, leiras estáticas aeradas, unidades de triagem e compostagem.

5.1 INTRODUÇÃO

Resíduos sólidos urbanos (RSU), definidos pela resolução 481/2017 do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA, são aqueles resultantes de atividades domésticas, de varrição, de limpeza urbana, assim como de estabelecimentos comerciais e prestadores de serviço (CONAMA, 2017).

Segundo o Panorama dos Resíduos Sólidos realizado pela Abrelpe – Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais – em 2017, no Brasil, foram gerados 78,4 milhões de toneladas de resíduos sólidos urbanos (ABRELPE, 2016), dos quais, aproximadamente, 50% é relativo aos resíduos orgânicos, que demandam um tratamento diferenciado (BRASIL, 2017). Essa fração, devido à sua degradabilidade, compromete a salubridade do ambiente urbano e, quando enterrada, produz lixiviados e gera gases de efeito estufa, sendo o metano o principal destes, o que pode gerar variações estruturais dos aterros assim como poluição ambiental (MONTEIRO et al., 2001; INÁCIO; MILLER, 2009).

As Unidades de Triagem e Compostagem (UTC), que se popularizaram nos anos 90, são locais em que ocorrem a triagem dos materiais recicláveis, a compostagem dos resíduos orgânicos e o encaminhamento dos rejeitos à disposição final. Os problemas relacionados ao funcionamento das UTCs vão desde a precariedade da coleta seletiva nos municípios bem como despreparo técnico e operacional, tendo como consequência resultados inviáveis (DOS SANTOS, 2017).

No banco de dados fornecido pelo Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – SNIS, diretamente no sítio eletrônico, é possível ter resultados sobre UTCs em funcionamento no Brasil até o ano de 2017. Assim, a pesquisa indicou 68 unidades em operação no ano de 2017, sendo 78% delas instaladas em municípios de pequeno porte (com menos de 100 mil habitantes). No entanto, a abrangência das informações não inclui todos os municípios brasileiros. De acordo com o Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos, o material enviado às UTCs correspondiam a, aproximadamente, 0,42% da destinação total dos resíduos no Brasil, em 2014 (BRASIL, 2016).

A compostagem é considerada um processo que apresenta vantagens tanto ambientais quanto agronômicas, sendo, portanto, considerada um meio sustentável de tratamento de resíduos. Em razão das temperaturas termofílicas atingidas pelos microrganismos aeróbios durante o processo de degradação, os organismos patogênicos são eliminados. Dessa forma, a decomposição garante um material orgânico estável com

quantidades significativas de nutrientes para as plantas e características físico-químicas excelentes para a conservação do solo (INÁCIO; MILLER, 2009; XU et al., 2016).

Diferentes métodos para compostagem são utilizados visando melhor eficiência do processo. Menor custo, menor mão de obra, operacionalização e menor necessidade de área são alguns dos fatores que influenciam na escolha do tipo de compostagem a ser realizado. As características das leiras estão relacionadas com a utilização de oxigênio, que podem ser aeróbias ou anaeróbias; a temperatura atingida e a tecnologia empregada, se mecanizada ou não. Portanto, pode-se obter um bom composto usando técnicas simples ou mais complexas, desde que os resíduos sejam adequados e o processo biológico ocorra em boas condições (FERNANDES; DE SOUZA, 2001).

Pereira Neto (1987 apud AZEVEDO, 1993) considera algumas vantagens quanto ao uso da compostagem, em especial de leiras estáticas aeradas, para o tratamento de resíduos orgânicos, como a rápida decomposição da matéria orgânica, a produção de calor durante o processo que proporciona a eliminação de patógenos, simplicidade e flexibilidade de operação e baixo gasto de energia.

O sistema de leiras estáticas aeradas possui, como principal diferença da compostagem de reviramento, o não reviramento do material, uma vez que consiste no empilhamento de resíduos orgânicos sobre tubulações conectadas a sistemas aeradores que permitem a insuflação ou sucção de ar no interior da leira de compostagem. Com isso, os parâmetros como controle de temperatura, umidade e aeração são controlados pela aeração fornecida, dispensando o revolvimento do material.

As características desse método são a necessidade de menores áreas de pátio, uma vez que não é necessário o reviramento e requer menor quantidade de mão de obra, maior eficiência no controle dos parâmetros que afetam a atividade biológica de degradação (SILVA, 2008).

Diante disso, este trabalho teve como objetivo estudar a eficiência do processo de compostagem por aeração forçada para o tratamento da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos com intuito de propor um método de compostagem mais eficiente e adequado ao gerenciamento desses resíduos, levando em consideração os seguintes aspectos: tempo de compostagem, qualidade do composto orgânico obtido, eficiência na eliminação de organismos patogênicos, necessidade de mão de obra e controle dos parâmetros que afetam a compostagem, todos associados a um baixo custo e consumo energético.

A relevância deste estudo está na avaliação de um método reconhecidamente eficiente no tratamento de resíduos sólidos urbanos e que é pouco empregado no Brasil.

5.2 MATERIAL E MÉTODOS

5.2.1 Fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos

O material orgânico utilizado nos experimentos foi proveniente de duas Unidades de Triagem e Compostagem localizadas nos municípios de Divinésia e Guiricema, na região da Zona da Mata de Minas Gerais. De acordo com o Censo Demográfico de 2010 (IBGE, 2010), os municípios possuem, respectivamente, população de 3292 e 8697 habitantes.

A UTC de Divinésia opera desde 2007 e recebe cerca de 1,5 toneladas de resíduos domésticos do município por dia. Dessa quantidade, em média 30% corresponde à fração orgânica que é separada e compostada, por reviramento, no pátio da unidade. Os materiais recicláveis são prensados e preparados para a venda e os rejeitos são enterrados em valas monitoradas pela prefeitura.

A UTC de Guiricema opera desde novembro de 2001 e, atualmente, conta com 13 funcionários. A usina recebe de 2 a 4 toneladas de resíduos diariamente, dos quais 30% são resíduos orgânicos domésticos que são compostados por reviramento. A própria unidade é responsável pela comercialização do material reciclável, como papelão e latas, e o rejeito é coletado por uma empresa terceirizada.

5.2.2 Arranjo Experimental

Os experimentos foram montados no pátio do Laboratório de Engenharia Sanitária e Ambiental – LESA, do Departamento de Engenharia Civil, da Universidade Federal de Viçosa.

Foram montados, ao total, seis experimentos e foram testados dois ventiladores centrífugos de potências de 1 e 1/2 CV. Para cada potência, foram monitoradas três leiras. As dimensões e a quantidade de material utilizado em cada leira são apresentados na Tabela 3. Convencionou-se a letra “A” para denominar as leiras aeradas pela bomba de 1/2 CV e a letra “B” para aquelas que utilizaram a bomba de 1 CV.

As leiras foram construídas sobre um tubo perfurado conectado a um ventilador centrífugo para injeção de ar. Foi utilizada tubulação de PVC de 100 mm de diâmetro, com perfurações de 5 mm de diâmetro. As perfurações foram feitas na face superior da tubulação e foram espaçadas a 4 cm laterais de cada furo e longitudinalmente a 10 cm,

conforme mostrado na Figura 1. No total, foram 250 furos em cada tubo. Para evitar o entupimento das perfurações e distribuir melhor o ar na massa de compostagem, os tubos foram cobertos com uma camada de palha.

TABELA 3 – DIMENSÕES E QUANTITATIVOS DOS MATERIAIS UTILIZADOS NAS LEIRAS DE COMPOSTAGEM.

Experimentos	Dimensões	Quantidade de matéria orgânica (t)	Quantidade de composto de cobertura (t)	Cama de palha (t)	Total (t)
LA1	4,1 x 2,3 x 0,9	1,12	0,38	0,08	1,6
LA2	5,4 x 2,7 x 1,0	2,97	0,44	0,08	3,5
LA3	4,7 x 2,5 x 1,0	2,14	0,41	0,07	2,6
LB1	3,9 x 2,5 x 1,1	1,38	0,28	0,06	1,7
LB2	5,0 x 2,5 x 1,1	2,93	0,48	0,06	3,5
LB3	4,5 x 2,4 x 1,0	1,86	0,44	0,06	2,4

FIGURA 1 – DISPOSIÇÃO DOS FUROS NA TUBULAÇÃO DE AERAÇÃO.

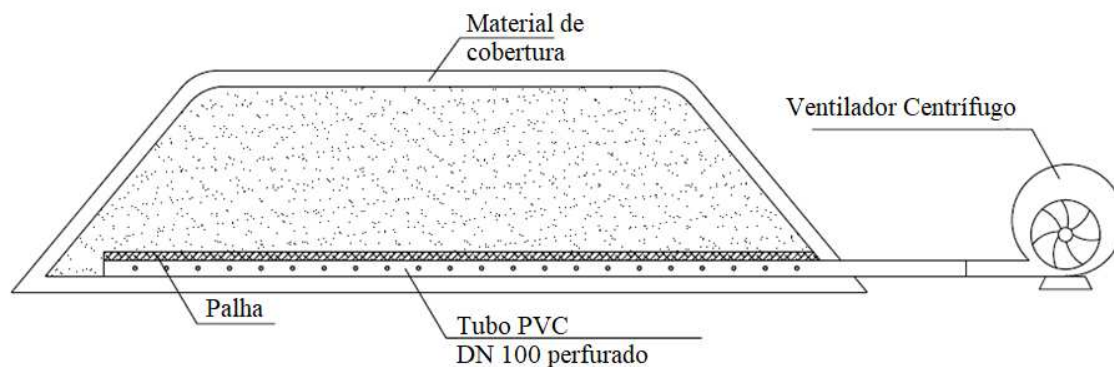


FONTE: Elaborada pela autora.

O ar foi injetado na leira pelos ventiladores com funcionamento intermitente e ciclos prefixados de aeração de 2 minutos a cada 70 minutos, que foram determinados a partir do utilizado por Azevedo (1993), da quantidade de material da leira e a disponibilidade de programações do temporizador. O controle dos ciclos foi realizado por temporizador digital.

As leiras foram montadas seguindo as recomendações propostas por Azevedo (1993). Construídas com seção transversal reta triangular, as leiras foram cobertas com uma camada de composto maturado de 15 a 30 cm de espessura (Figuras 2 e 3), de modo a funcionar como um isolante térmico, filtrar os gases provenientes do processo, evitar a atração de vetores, atenuar os efeitos das intempéries (AZEVEDO, 1993).

FIGURA 2 – ESQUEMA DE MONTAGEM DAS LEIRAS SOBRE TUBULAÇÃO PERFURADA PARA AERAÇÃO ESTÁTICA.



FONTE: Elaborada pela autora.

FIGURA 3 – LEIRA ESTÁTICA MONTADA SOBRE TUBO DE AERAÇÃO, COBERTA COM CAMADA DE COMPOSTO MATURADO E COM A DISPOSIÇÃO DAS SONDAS DE TEMPERATURA.



FONTE: Elaborada pela autora.

5.2.3 Monitoramento

A temperatura das leiras de compostagem foi monitorada diariamente, utilizando um termômetro digital, Icel TD – 870, e sondas posicionadas em três pontos distintos da leira: topo, centro e base. As temperaturas ambiente e os dados pluviométricos foram coletadas no banco de dados da Estação Automática de Viçosa, no sítio eletrônico do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, 2018).

As análises físico-químicas realizadas foram: umidade, sólidos voláteis e pH e todas foram feitas no LESA durante o período de compostagem. A amostragem para realização das análises foi de aproximadamente 0,5 kg de material, coletados em diferentes locais da leira. Todas as análises foram feitas em triplicata, com exceção do pH.

A umidade foi obtida com a secagem do material em estufa a $70 \pm 2^\circ\text{C}$ durante 24 horas (SOLYON, 1977 apud AZEVEDO, 1993). Os valores de peso úmido e peso seco foram utilizados na Equação 1 e o resultado considerado é a média aritmética dos três valores obtidos.

$$U(\%) = \frac{W_u - W_s}{W_s} \times 100 \quad \text{Eq. (1)}$$

Em que:

W_u = massa úmido;

W_s = massa seco.

A análise de sólidos voláteis foi feita a partir de amostra seca em estufa, triturada e peneirada, sendo, posteriormente, submetida à calcinação em mufla a $550 \pm 20^\circ\text{C}$ por 2 horas (APHA, 1989). Os valores do teor de sólidos voláteis foram determinados por meio da Equação 2 e o resultado é a média aritmética obtida dos valores das repetições.

$$SV(\%) = \frac{W_i - W_f}{W_i} \times 100 \quad \text{Eq. (2)}$$

Em que:

W_i = massa inicial;

W_f = massa final.

O pH foi medido a partir do extrato da amostra numa razão de 1:25 (m/v), agitado por 3 minutos e em repouso por 10 minutos, segundo a metodologia proposta por Carnes e Lossin (1970 apud AZEVEDO, 1993).

Para avaliar a relação C/N, foi necessário determinar o nitrogênio total (método Kjeldahl) o carbono orgânico total do material (GOLUEKE, 1977 apud AZEVEDO, 2004), no início e fim da compostagem. Foram realizadas análises para determinação de

nitrogênio total e de carbono orgânico total no Laboratório de Análise de Solo, Tecido Vegetal e Fertilizante do Departamento de Solos da UFV. O método usado para determinação do nitrogênio total foi o Kjeldahl (método TKN) que consiste na digestão ácido sulfúrica seguida de destilação com liberação de amônia, que é fixada em solução ácida e titulada. O carbono orgânico total foi determinado por calcinação em mufla, a 550°C.

As análises microbiológicas foram de Coliformes Totais e *Escherichia Coli*, realizadas pelo método de Colipaper® Petri, da marca Alfakit. Segundo o manual do fabricante, o Colipaper® Petri é uma cartela com meio de cultura em forma de gel desidratado onde a membrana filtrante é colocada sobre sua superfície, ocorrendo o contato dos microrganismos com os nutrientes. O meio de cultura utilizado é cromogênico permitindo a diferenciação e contagem. A análise consiste em filtrar 100 ml da amostra diluída, por aplicação de vácuo, através de uma membrana de filtração (47 mm de diâmetro e 0,45 µm) fina o bastante para reter os microrganismos. As cartelas com as membranas foram encubadas em estufa (34 a 36°C) durante 15 a 18 horas, e logo após foram submetidas à contagem das colônias de bactérias, representadas pela coloração violeta a azuis para *E. Coli* e violetas a azuis e róseo a vermelho para Coliformes Totais.

Os testes de germinação foram realizados ao final do processo de compostagem a fim de se avaliar a maturação do composto. Foi preparado um extrato com água destilada e composto numa relação 1:10 (m/v), agitado durante 1 hora e, posteriormente, filtrado. Para o teste foram utilizadas sementes de agrião (*lepidium sativum*) (ZUCCONI et al., 1981 apud SELIM; ZAYED; ATTA, 2012). Sobre um papel filtro, disposto em placa de Petri, foi aplicado 4 ml do extrato e posteriormente foram adicionadas 10 sementes sobre o papel (VIONE, 2016). O mesmo foi feito utilizando-se apenas água destilada, utilizado como controle. Em seguida, as placas foram colocadas em incubadora tipo BOD a 26°C por 72 horas. Foram realizadas três repetições de cada tratamento e o resultado considerado foi a média aritmética. Findo este período, foi contabilizado o número de sementes germinadas por placa e foram medidos, com régua, os comprimentos referentes à radícula de cada semente germinada. Considerou-se uma semente germinada quando a sua raiz era visível e mensurável (> 1 mm) e os comprimentos radiculares das sementes não germinadas foram considerados como zero, de acordo com Avidov et al. (2017). Com esses valores, foi possível calcular o índice de germinação (IG), de acordo com Zucconi et al. (1981 apud VIONE, 2016), pelas equações:

$$IG(\%) = G(\%) \times L(\%) \quad Eq. (3)$$

$$G(\%) = \frac{n^\circ \text{ de sementes germinadas no tratamento}}{n^\circ \text{ de sementes germinadas no controle}} \times 100 \quad Eq. (4)$$

$$L(\%) = \frac{\text{comprimento médio da radícula no tratamento (mm)}}{\text{comprimento médio da radícula no controle (mm)}} \times 100 \quad Eq. (5)$$

Em que:

G (%) = germinação das sementes;

L (%) = comprimento da raiz.

O material compostado foi peneirado e pesado para a determinação da quantidade de composto obtida pelo processo. A parte de resíduo que ficou retida na peneira foi considerado o rejeito, que também foi pesado. Foram calculadas as reduções percentuais (Equação 6) das massas do material de compostagem, comparando a quantidade do início e do fim do processo. Dessa forma, foram observadas a quantidade de composto maturado produzido e quantidade de rejeito.

$$\text{Redução (\%)} = 100 - \text{Composto (\%)} - \text{Rejeito (\%)} \quad Eq. (6)$$

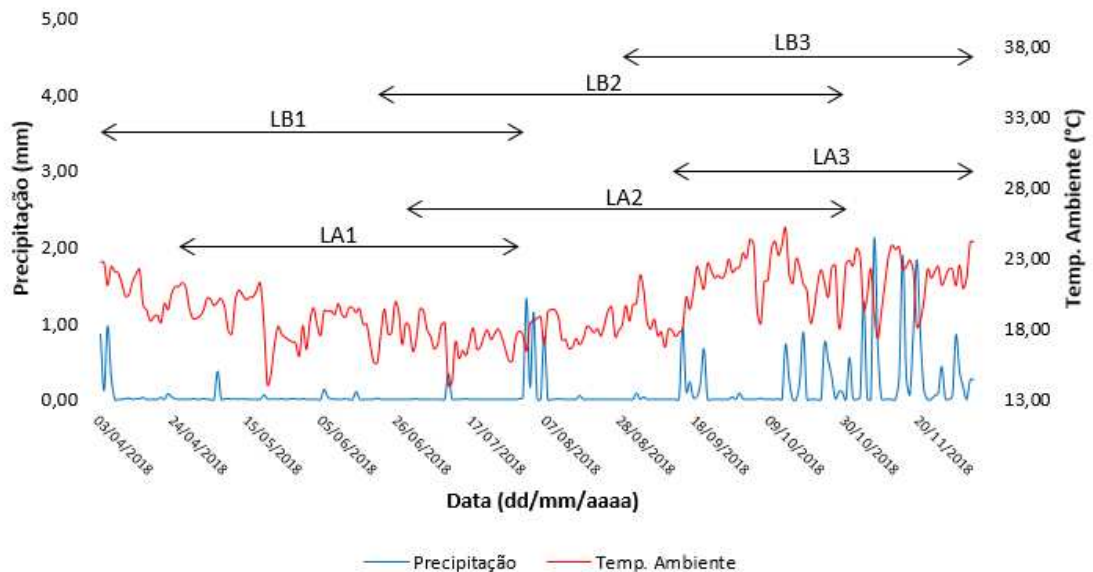
5.2.4 Análise Estatística

Foi realizada análise de variância (ANOVA) com Delineamento Inteiramente Casualizado (DIC). Os resultados foram comparados pelo teste F e nas análises em que este foi positivo, procedeu-se ao teste Tukey a 5% de probabilidade estatística para comparação das médias. As análises estatísticas foram realizadas com o software Sisvar, versão 5.6, segundo as recomendações de Ferreira (2014).

5.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os experimentos foram montados em períodos distintos, com temperaturas ambiente e períodos de chuva que influenciaram em alguns parâmetros. Na Figura 4 são apresentadas a duração de cada leira e seus respectivos períodos.

FIGURA 4 - PERÍODOS E DURAÇÃO DOS EXPERIMENTOS DE COMPOSTAGEM E AS RESPECTIVAS TEMPERATURAS AMBIENTE E PRECIPITAÇÃO.



NOTA: LA1, LA2, LA3 = leiras do sistema aerador de ½ CV; LB1, LB2, LB3 = leiras do sistema aerador de 1 CV.

FONTE: INMET, 2018.

A partir dos dados da Figura 4, é possível observar que foram montados dois experimentos em cada período, como as leiras LA1 e LB1, uma de cada sistema de aeração distinta, bem como LA2 e LB2, e as últimas leiras montadas, LA3 e LB3.

No período das leiras LA3 e LB3 foram observados maiores índices de chuva e maiores temperaturas ambientes, enquanto as primeiras leiras, LA1 e LB1 praticamente não houve precipitação e as temperaturas ambiente se mantiveram próximas de 20°C.

5.3.1 Temperatura

A evolução das temperaturas nos experimentos são apresentados nas Figuras 5 e 6, com seus respectivos períodos na fase ativa e de maturação.

FIGURA 5 – PERFIL DAS TEMPERATURAS NAS LEIRAS AERADAS PELO SISTEMA DE AERAÇÃO DE 1/2 CV.

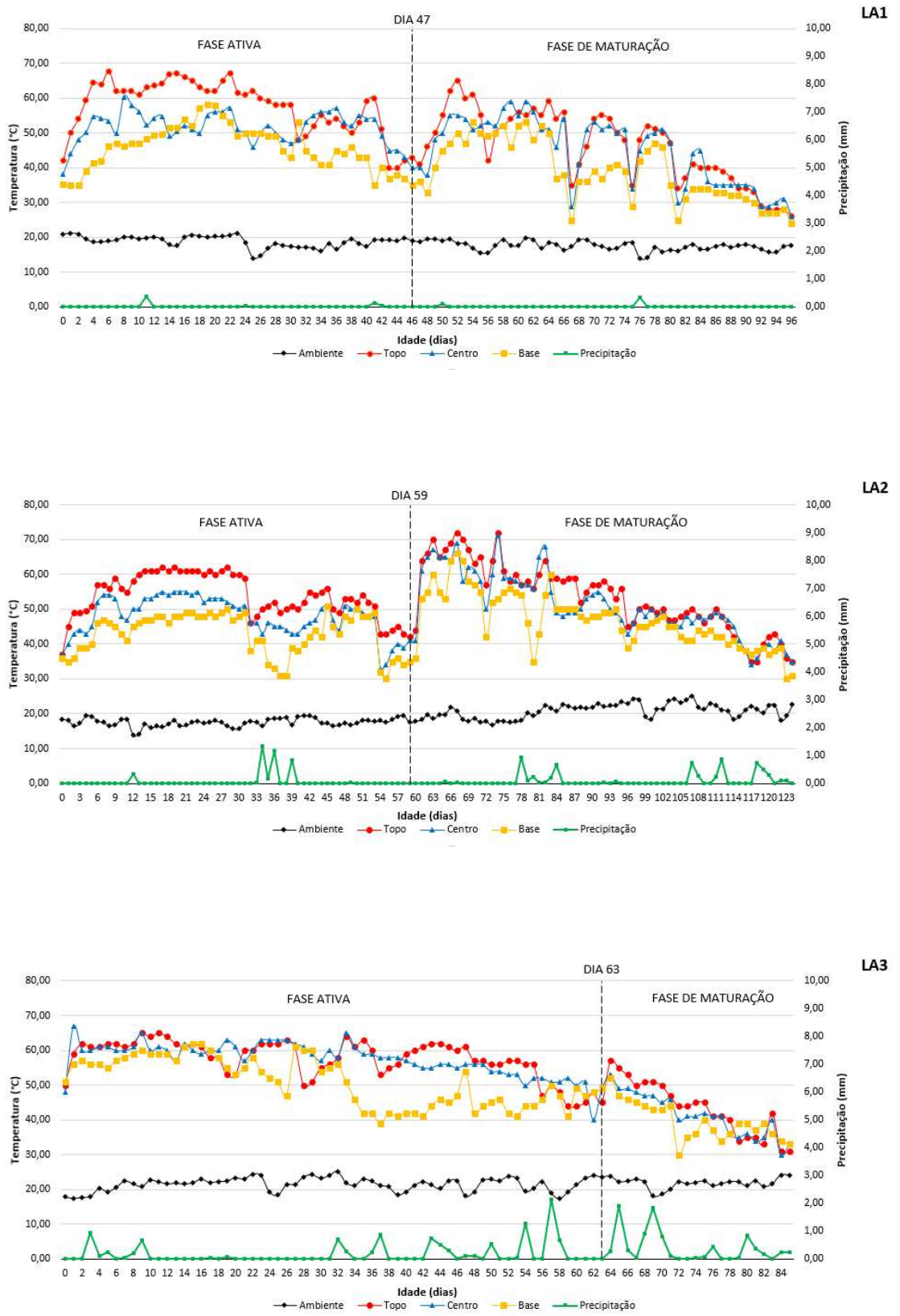
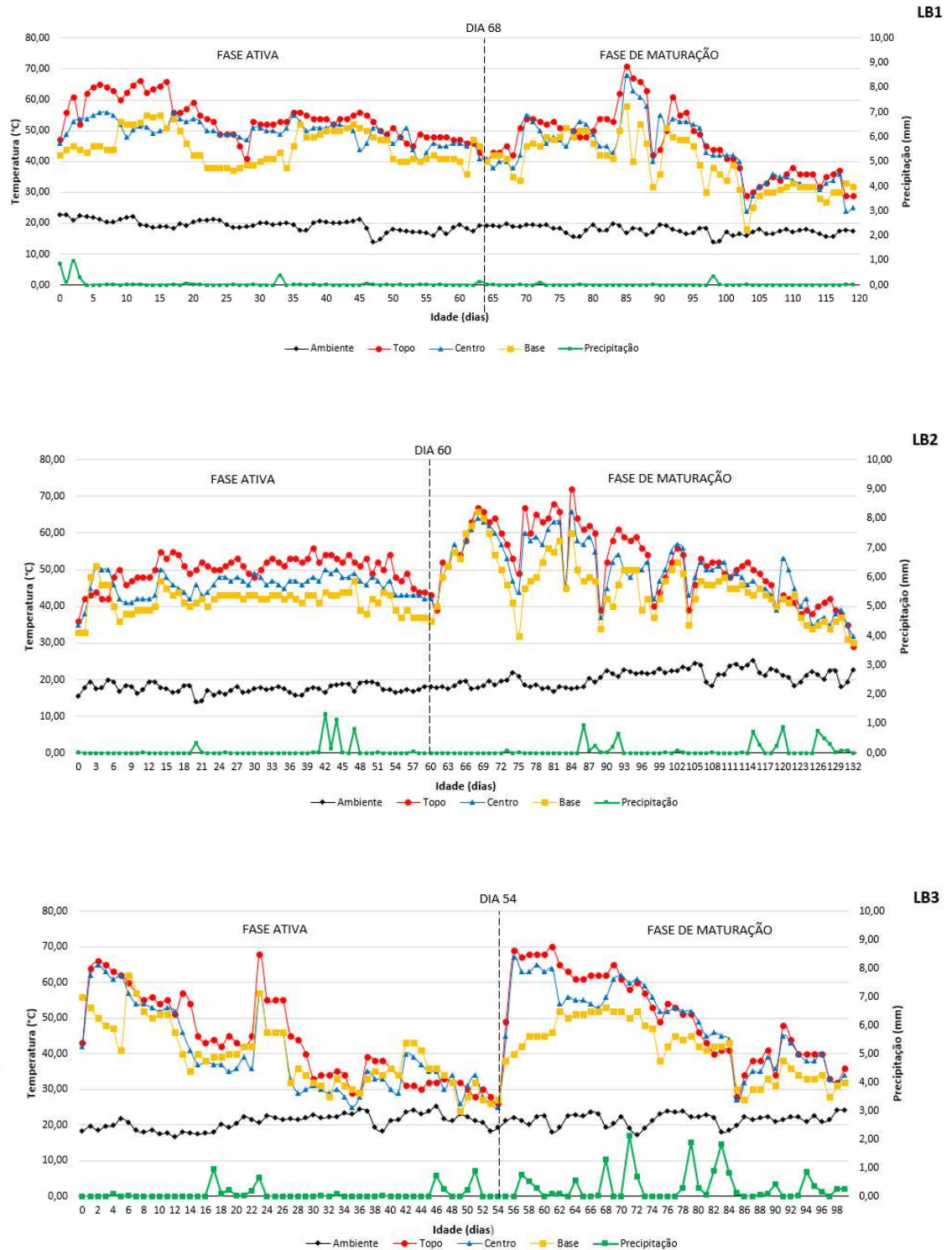


FIGURA 6 - PERFIL DAS TEMPERATURAS NAS LEIRAS AERADAS PELO SISTEMA DE AERAÇÃO DE 1 CV.



A fase ativa foi considerada até o atingimento das temperaturas na faixa de 40 e 45°C, quando os experimentos não mais atingiam temperaturas termofílicas. A partir daí, as leiras foram desmontadas do sistema de aeração e montadas no pátio de compostagem,

dando início à fase de maturação. O fim da compostagem foi considerado quando as temperaturas, nessa última fase, não mais ultrapassavam 40°C.

Foi possível observar que, ao transferir as leiras para o pátio, as temperaturas voltaram a subir. Isso pode ser explicado pelo fato que, ao ser revirado o material, novas superfícies de partículas são expostas a condições aeróbias, induzindo ao aumento da temperatura (SAADI et al., 2013). Além disso, como o material não havia sido triturado antes da compostagem, a granulometria ainda era alta no fim da fase ativa, com restos de frutas, verduras e legumes inteiros. Devido às altas temperaturas atingidas, foram necessários alguns reviramentos para a liberação de calor.

A LB3 apresentou um curto período de temperaturas termofílicas, caindo a temperatura drasticamente no dia 15, com valores de centro e base inferiores a 40°C. Juntamente com as análises físico-químicas, foi possível inferir que essa queda foi devido à baixa umidade da leira. Diante disso, a leira foi aberta e houve a correção da umidade. Após a correção, a temperatura subiu novamente, mas não se manteve por muito tempo na faixa termofílica, apesar de a umidade ter se mantido em níveis adequados. Após a desmontagem da leira, foram alcançadas temperaturas acima de 55°C por, aproximadamente, 20 dias.

Na Tabela 4 são apresentados os dados relativos às datas de início e fim de cada experimento, bem como a duração das fases ativas, de maturação e a duração total do processo.

TABELA 4 – DADOS DE INICÍO E FIM DOS EXPERIMENTOS, DURAÇÃO DAS FASES ATIVA E DE MATURAÇÃO E TEMPO TOTAL DE COMPOSTAGEM.

Experimentos	Data de início	Data de fim	Duração da fase ativa (dias)	Duração da fase de maturação (dias)	Duração total (dias)	Comparação das médias da fase ativa
LA1	26/abr	31/jul	47	49	96	60,67 a
LA2	29/jun	31/out	59	65	124	
LA3	12/set	06/dez	63	22	85	
LB1	04/abr	01/ago	68	51	119	56,55 a
LB2	21/jun	31/out	60	72	132	
LB3	29/ago	06/dez	54	45	99	

NOTA: LA = leiras estáticas aeradas por sistema de potência de 1/2 CV; LB = leiras estáticas aeradas por sistema de potência de 1 CV; FA = fase ativa. Letras iguais na mesma coluna não diferem entre si pelo teste Tukey a 5 % de significância.

A eficiência, quanto aos dias de duração da fase ativa, foi estatisticamente igual para os dois sistemas de aeração. As leiras LA2 e LB2 tiveram o processo de compostagem mais longo, com duração de 124 e 132 dias, respectivamente. Ambas as

leiras foram montadas em junho de 2018, predominando as suas fases ativas durante o inverno, com menores temperaturas ambiente (inferiores a 20°C) (Figura 5 e 6), o que pode ter contribuído para esse prolongamento do processo. Em contrapartida, os menores tempos de compostagem foram dos experimentos LA3 e LB3, com 85 e 99 dias, respectivamente, em que seus períodos de fase ativa predominaram durante a primavera. Dessa forma, pode-se inferir que as condições ambientais podem interferir no tempo de compostagem.

Temperaturas termofílicas sugerem a degradação de compostos facilmente decomponíveis, como hidrocarbonetos e proteínas. Com a diminuição dessas substâncias e a maior proporção de compostos mais recalcitrantes, a velocidade da atividade de decomposição e a respiração dos microrganismos também diminuem, o que é indicado pelo decaimento da temperatura da leira de compostagem (INÁCIO; MILLER, 2009).

Na Tabela 5 são apresentados os resultados observados na fase ativa de compostagem. Em todos os experimentos, as temperaturas termofílicas foram atingidas até o dia dois do processo. Quanto às máximas temperaturas atingidas durante essa fase, somente uma leira do sistema de aeração de 1 CV (LB2) não ultrapassou os 60°C. A temperatura termofílica, resultante da respiração aeróbia proveniente de intensa atividade biológica de degradação (SANTOS et al., 2008), é essencial para eliminação de patógenos e é um parâmetro eficiente para qualificar o processo de compostagem (LI et al., 2013).

TABELA 5 – DURAÇÃO DA FASE ATIVA DOS EXPERIMENTOS, COMPARAÇÃO DAS MÉDIAS EM FUNÇÃO DA POTÊNCIA DO SISTEMA DE AERAÇÃO E DADOS SOBRE AS TEMPERATURAS ATINGIDAS NESSE PERÍODO.

Experimento	Duração da Fase Ativa (dias)	Início da faixa termofílica		Maior temperatura na Fase Ativa	
		Dia	Temperatura (°C)	Dia	Temperatura (°C)
LA1	47	1	50	6	68
LA2	59	2	49	17	62
LA3	63	0	51	1	67
LB1	68	0	46	12	66
LB2	60	2	48	14	55
LB3	54	0	56	23	68

NOTA: LA = leiras estáticas aeradas por sistema de potência de 1/2 CV; LB = leiras estáticas aeradas por sistema de potência de 1 CV.

A análise de variância das temperatura aferidas nos três pontos das leiras, em função da potência do sistema de aeração e em função da idade do processo de compostagem, é apresenta na Tabela 6. É possível observar que apenas não houve

diferença significativa para as temperaturas do centro da leira em função da idade. A diferença observada no topo, em função da idade, pode estar relacionada com fatores externos à compostagem, como variações climáticas e intempéries. Já na base, essa diferença pode ser devido à proximidade do sistema de aeração, causando maiores variações de temperatura nos experimentos.

TABELA 6 - RESUMO DA ANÁLISE DE VARIÂNCIA DAS TEMPERATURAS AFERIDAS NO TOPO, CENTRO E BASE DAS LEIRAS EM RAZÃO DAS DIFERENTES POTÊNCIAS DOS SISTEMAS DE AERAÇÃO.

Fonte de variação	QM			
	GL	Topo	Centro	Base
Potência	1	2177,139**	2263,183**	1161,093**
Idade	132	141,618**	88,460 ^{NS}	82,539**
Erro	529	82,086	74,572	58,076
Total	662			
cv (%)		17,730	17,950	17,520
Média geral		51,091	48,106	43,496

NOTA: GL = grau de liberdade; QM = quadrado médio; NS = não significativo; ** = significativo a 1% de probabilidade pelo teste F; cv = coeficiente de variação.

Em função da potência de aeração, os resultados das três temperaturas (topo, centro e base) foram significativos e, então, foi realizado o teste de médias, apresentado na Tabela 7. É possível concluir, a partir das análises dos resultados, que as temperaturas obtidas pelo sistema de aeração de 1/2 CV foram maiores que aquelas obtidas pelo sistema de 1 CV, tanto no topo, quanto no centro e na base.

TABELA 7 – TEMPERATURAS AFERIDAS EM DIFERENTES LOCALIZAÇÕES NA LEIRA DE COMPOSTAGEM EM FUNÇÃO DAS POTÊNCIAS DO SISTEMA DE AERAÇÃO.

Tratamento	Topo	Centro	Base
Aeração de 1/2 CV	53,03 a	50,08 a	44,91 a
Aeração de 1 CV	49,39 b	46,38 b	42,26 b

NOTA: Letras iguais na mesma coluna não diferem entre si pelo teste Tukey a 5% de significância.

No sistema de compostagem de resíduos orgânicos municipais misturados a resíduos verdes, objeto de estudo de Cesaro et al. (2019), o material era encaminhado para biocélulas e mantidos ali por 14 dias e, logo após, colocado em leiras estáticas aeradas por 29 dias, totalizando 43 dias de fase de biodegradação rápida.

Na compostagem da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos estudada por Rasapoor et al. (2016), a leira estática de aeração forçada permaneceu com temperaturas acima de 45°C por quase 70 dias. A leira estática não aerada do experimento demorou

mais tempo para atingir a maturação e as maiores temperaturas atingidas foi após o dia 40 do processo. Ainda, a leira de reviramento periódico apresentou rápido aumento de temperatura, atingindo 74°C antes do dia 10. As grandes variações observadas nesta leira foram devido aos reviramentos mecânicos realizados e, a partir do dia 60, essas oscilações de temperatura foram menores.

Zhang et al. (2018) estudaram a compostagem de lodo de esgoto misturado a resíduos orgânicos municipais e sabugo de milho, o último como agente estruturante. A compostagem foi realizada em biodigestores aeróbios. Os experimentos atingiram temperaturas superiores a 50°C nos dois primeiros dias. As maiores temperaturas atingidas foram entre os quatro primeiros dias. Os autores observaram a redução das temperaturas, a níveis ambientes, em todos os experimentos, no final da compostagem.

5.3.2 Umidade

Os valores de umidade relativos às seis leiras de compostagem são apresentados a seguir, de acordo com a potência do sistema de aeração de 1/2 CV (Figura 7) e 1 CV (Figura 8).

Dos experimentos relativos ao sistema de aeração de potência de 1/2 CV (Figura 7), a leira LA1 apresentou maior valor de umidade no dia 7, com 72%, sendo devido ao material orgânico a ser compostado. Houve um decréscimo da umidade no dia 14, que aumentou na semana seguinte, a valor superior a 65%. Após o dia 49, os teores de água diminuíram até o final do processo, atingindo valor mínimo de 58% no dia 91.

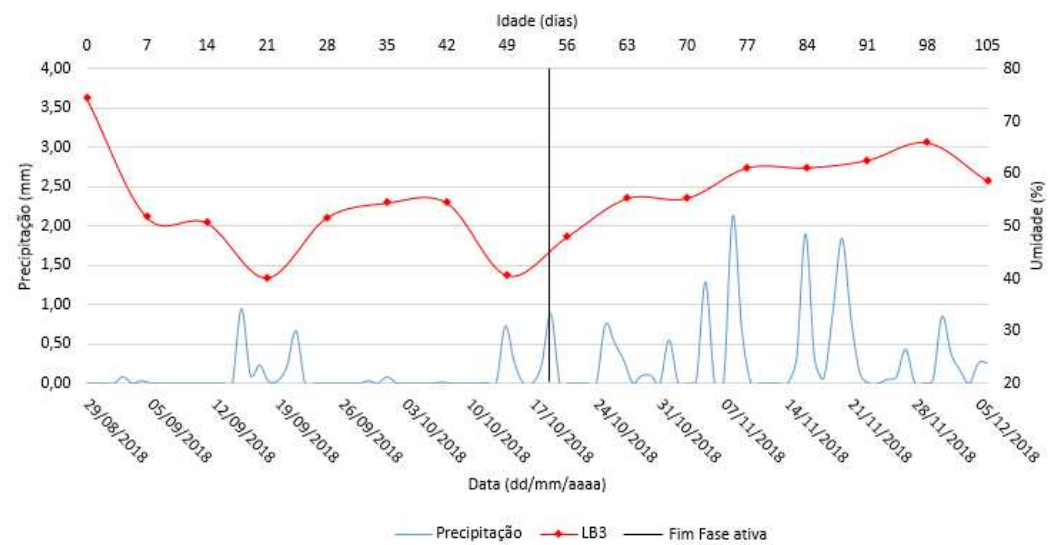
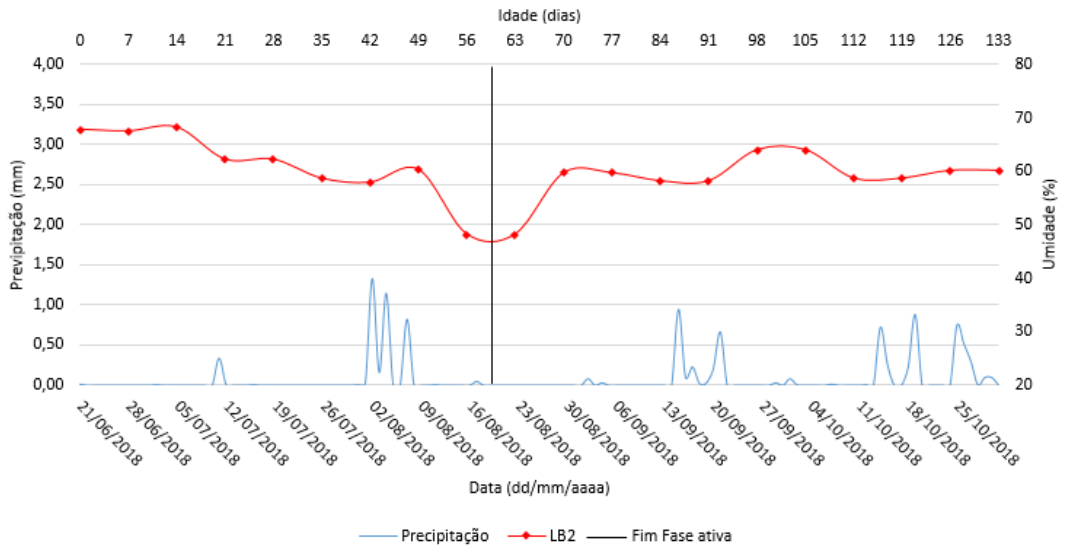
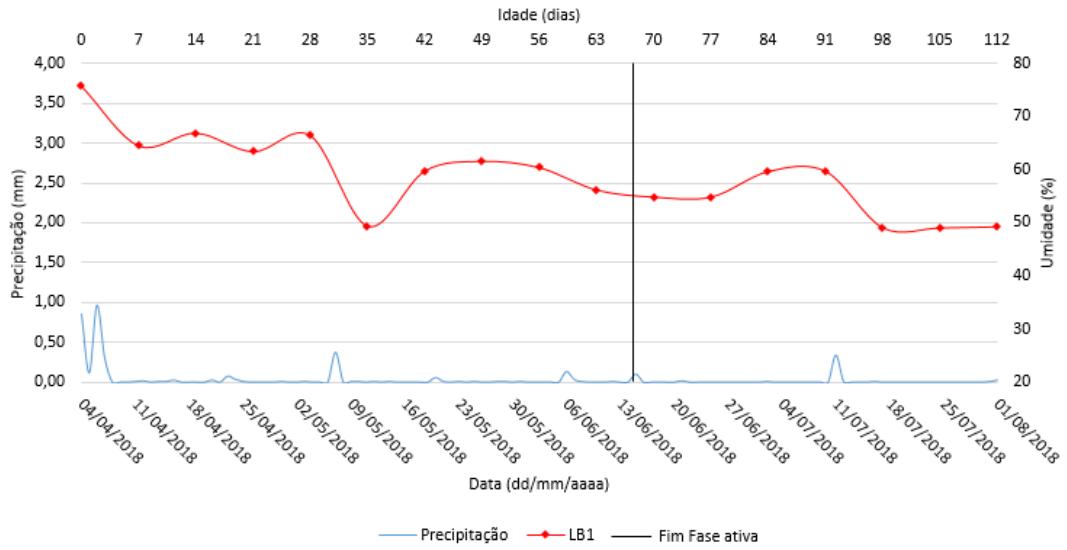
A umidade da leira LA2 foi máxima no início do processo de compostagem, com 75%, e diminuiu gradativamente até o dia 42, atingindo 45%, menor valor. A partir dessa idade, os valores aumentaram e permaneceram entre 55 e 60%, aproximadamente, até o fim da compostagem.

A leira LA3 apresentou redução da umidade a partir do dia 0 até o dia 42, quando apresentou o teor de água de 46%. Os valores subiram a partir desta idade, atingindo o maior valor no dia 77, 69%. O processo de compostagem se encerrou com valor próximo a 60% de umidade. Esse aumento da umidade, pode ter correlação com o período de precipitação, entre os dias 31 e 84, com maior intensidade (>1,0 mm) entre os dias 54 e 71. Devido a essa maior pluviosidade, foi observado excesso de lixiviado, no entanto, não houve maus odores, uma vez que a fase ativa de degradação já havia se encerrado e o composto estava em estágio de maturação.

FIGURA 7 – UMIDADE DURANTE O PROCESSO DE COMPOSTAGEM DAS LEIRAS AERADAS PELO SISTEMA DE POTÊNCIA DE 1/2 CV.



FIGURA 8 – UMIDADE DURANTE O PROCESSO DE COMPOSTAGEM DAS LEIRAS AERADAS PELO SISTEMA DE POTÊNCIA DE 1 CV.



Na Figura 8 são mostradas as umidades dos experimentos realizados no sistema de aeração de 1 CV de potência. Na leira LB1, o maior valor de umidade foi verificado no início da compostagem, com 76%. Os valores decresceram, com algumas variações, até o dia 35, atingindo 48%. No dia 98 chegou no menor valor, de 49% e se manteve próximo a essa faixa até o final da compostagem.

A leira LB2 apresentou, no início da compostagem, valores de umidade superiores a 65% e atingiu o maior resultado, 68%, no dia 14. A umidade tendeu a diminuir até o dia 54, quanto chegou a 48% e manteve até o dia 63. Após esse período, os valores aumentaram, até aproximadamente 60%, chegando a quase 65% entre os dias 98 e 105, coincidindo com o período de chuva. O processo de compostagem finalizou com teor de água próximo a 60%.

Na leira LB3 foi observada uma variação de umidade de 75% para 40%, nos primeiros 21 dias. Devido à esse baixo valor, as temperaturas decaíram e foi necessário fazer a correção do teor de água. Dessa forma, entre os dias 21 e 49, os valores da umidade subiram até cerca de 55%. Houve novamente um decréscimo do resultado na idade 49, no entanto, devido à pluviosidade do período, a umidade voltou a subir, chegando a 65% no dia 98. O experimento foi finalizado com umidade próxima de 60%. Os reviramentos auxiliaram na evaporação da água presente no material.

Os resíduos de frutas apresentam umidade aproximada de 80% (NOGUÉS et al., 2010), enquanto as verduras contam com cerca de 90% (ABDULLAH et al., 2015). Isso explica os altos teores de umidade iniciais do material que é composto por frutas, verduras, legumes, assim como restos de comida, cujos teores de água são significativos. Durante as reações bioquímicas dos metabolismos microbianos ocorre a formação de água metabólica, o que ajuda a manter a umidade da leira durante a decomposição (INÁCIO; MILLER, 2009).

TABELA 8 - RESUMO DA ANÁLISE DE VARIÂNCIA DA UMIDADE (%) EM RAZÃO DAS DIFERENTES POTÊNCIAS DOS SISTEMAS DE AERAÇÃO E À IDADE DO PROCESSO.

Fonte de Variação	GL	QM
		Umidade (%)
Potência de aeração	1	55,034 ^{NS}
Idade do processo	20	73,992 ^{NS}
Erro	55	44,071
Total	76	
cv (%)		11,16
Média Geral		59,46

NOTA: GL= grau de liberdade; QM = quadrado médio; NS = não significativo; ** = significativo a 1% de probabilidade pelo teste F; cv = coeficiente de variação.

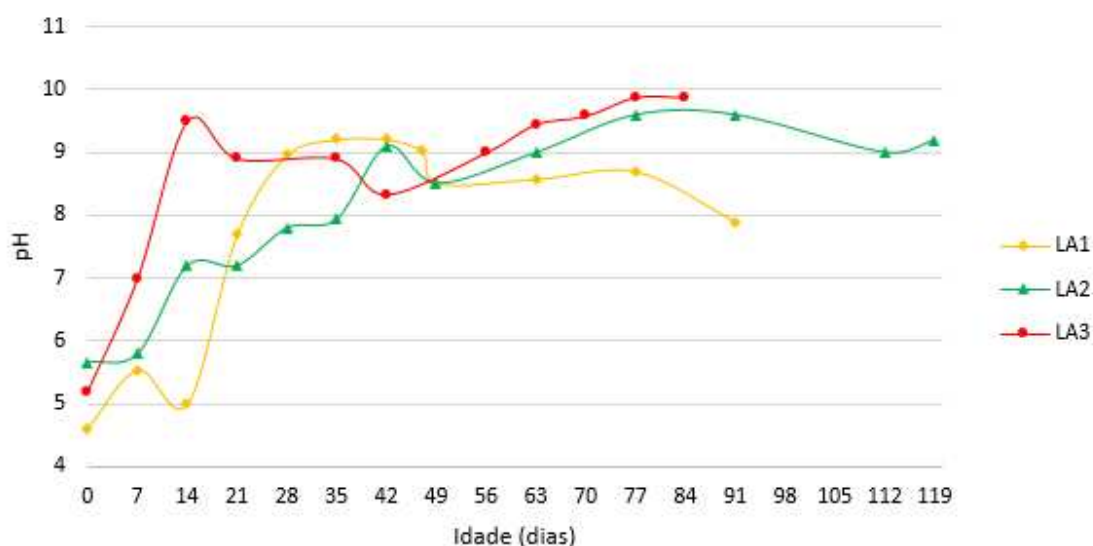
A análise de variância (ANOVA) da umidade, em relação à potência de aeração e à idade da compostagem, foi realizada a fim de se avaliar se houve diferença estatística para esses tratamentos, conforme é apresentado na Tabela 8. Com base no resumo da ANOVA, os valores de umidade não foram significativos em relação à potência de aeração e que apresentaram o mesmo comportamento para todos os experimentos, em relação à idade de compostagem, comparado a partir das médias.

5.3.3 pH

As variações do pH, durante o processo de compostagem dos experimentos, podem ser analisadas a partir das Figuras 9 e 10. Cada figura apresenta as três repetições relativas a cada sistema de aeração, de potências de 1/2 e 1 CV.

Conforme mostrado na Figura 9, o pH da leira LA1 apresentou uma elevação até o dia 21, com pequeno declínio no dia 7. Essas variações, observadas em todos os experimentos, podem ser devidas à amostragem. Após o dia 20, os valores subiram até o dia 49 e mostraram pequena diminuição, de valores superiores a 9 para próximo de 8,5. O processo encerrou com pH de 7,9.

FIGURA 9 – VARIAÇÃO DO pH AO LONGO DO PROCESSO DE COMPOSTAGEM NAS LEIRAS COM SISTEMA DE AERAÇÃO DE 1/2 CV DE POTÊNCIA.

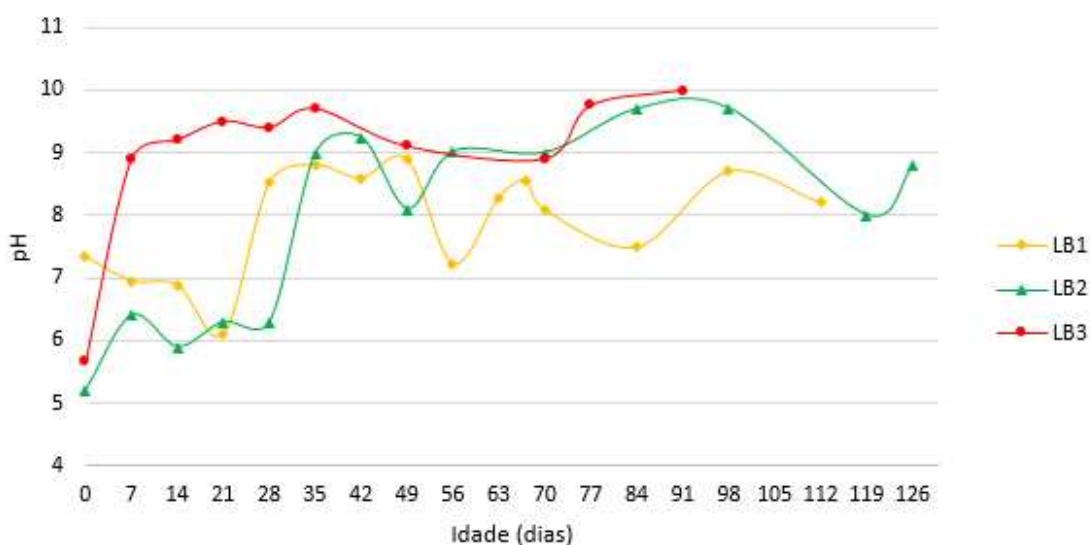


Foi observado um aumento de pH da leira LA2, do início do processo até o dia 42, atingindo valor próximo a 9,0. Nesse período, manteve patamares de valores próximos, como entre os dias 14 e 21 e entre 28 e 35. O pH apresentou uma oscilação no

dia 49, com valor próximo de 8,5. Logo após, voltou a subir, com pouca variação, apesar de nos últimos 10 dias ter diminuído a valores próximos a 9,0, encerrando a compostagem como pH de 9,2.

Na LA3, o pH aumentou, durante os primeiros 15 dias de 5,2 para aproximadamente 9,5. Da primeira quinzena até o dia 42, a leira manteve valores entre 8 e 9, com oscilações. Na fase final da compostagem, o pH apresentou novo aumento, variando de 9 até próximo a 10, encerrando o processo com pH 9,8.

FIGURA 10 - VARIAÇÃO DO pH AO LONGO DO PROCESSO DE COMPOSTAGEM NAS LEIRAS COM SISTEMA DE AERAÇÃO DE 1 CV DE POTÊNCIA.



Com base na Figura 10, a leira LB1 apresentou comportamento contrário às demais repetições, uma vez que, nos 21 primeiros dias, houve um declínio de pH, que pode ser devido à formação de ácidos orgânicos e gás carbônico (BIDONE; POVINELLI, 1999). A partir dessa idade, o valores subiram, chegando próximo de 9,0 até o dia 56, quando o pH diminuiu para 7,0. A partir da semana seguinte, o pH voltou a valores entre 8,0 e 9,0 até o fim do processo, com exceção de uma oscilação observada no dia 84, próximo a 7,5. O pH final foi de 8,2.

Awasthi et al. (2015) observaram em seus experimentos que, em algumas pilhas de compostagem de resíduos orgânicos municipais, o pH inicial do processo decaiu na primeira semana e atribuíram essa diminuição à intensa atividade microbiana de degradação da matéria orgânica que pode ter formado ácido orgânico.

O aumento de pH da leira LB2 ocorreu até o dia 42, atingindo valor próximo a 9,0, apesar de terem ocorrido algumas oscilações durante esse período. No dia 49, houve

uma queda de 9,0 para aproximadamente 8,0. A partir do dia 49, os valores se mantiveram entre 9,0 e 10,0, com exceção do pH observado no dia 119, de 8,0. O processo foi encerrado com pH de 8,8.

O pH da leira LB3 atingiu valor próximo a 9,0, em aproximadamente 10 dias. Apesar de algumas oscilações, durante o período do dia 10 até próximo ao dia 70, o pH se manteve básico, entre 9,0 e 10. Nos últimos 10 dias de compostagem, o valor do pH aproximou-se de 10 e o processo foi finalizado a pH 9,9.

De acordo com Madigan et al. (2010), o início do processo é caracterizado por baixos níveis de pH que decorrem dos ácidos orgânicos do material e o aumento desses níveis indica a regulação do meio, pela metabolização desses ácidos. Quando os ácidos orgânicos reagem com as bases liberadas pela matéria orgânica, o meio se torna alcalino, devido à decomposição de proteínas e à eliminação de gás carbônico (BIDONE; POVINELLI, 1999), explicando os valores alcançados no fim da compostagem em todos os experimentos.

Na Tabela 9 é apresentado o resumo dos valores de pH observados nos principais estágios do período de compostagem, como início e fim do experimento e fim da fase ativa.

Ao comparar os resultados obtidos, em relação às fases do processo de compostagem (Tabela 9), é possível concluir que, em todos os experimentos, os valores de pH aumentaram do início do processo até o fim da fase ativa, saindo de pH ácido e neutro para básico. Ao final do processo, os valores mantiveram-se próximos dos obtidos na fase anterior, com exceção da leira LA1 que apresentou resultado de 7,9. O aumento de pH durante a compostagem é um fenômeno desejável, indicando bom desenvolvimento do processo de compostagem, pela metabolização dos ácidos orgânicos pela atividade microbiana (JAHNEL et al., 1999; INÁCIO; MILLER, 2009).

TABELA 9 – RESUMO DOS VALORES DE PH OBSERVADOS NOS EXPERIMENTOS EM RELAÇÃO AO INÍCIO DA COMPOSTAGEM, AO FIM DA FASE ATIVA E AO FIM DO PROCESSO.

Potência do sistema aerador	Experimento	pH		
		Início do processo	Fim da Fase Ativa	Fim do processo
1/2 CV	LA1	4,6	9,0	7,9
	LA2	5,7	9,0	9,2
	LA3	5,2	9,5	9,8
1 CV	LB1	7,3	8,6	8,2
	LB2	5,2	9,0	8,8
	LB3	5,7	9,0	9,9

Rasapoor et al. (2016) e Heck et al. (2013) observaram, em seus experimentos de compostagem de resíduos orgânicos municipais, que o pH das leiras analisadas aumentaram gradualmente. A elevação do pH associado a altas temperaturas é responsável pela perda de nitrogênio por volatilização da amônia (BERTOLDI et al., 1983; OBENG; WRIGTH, 1987 apud AZEVEDO, 2004).

A análise de variância (ANOVA) do pH, em relação à potência de aeração e à idade da compostagem, foi realizada a fim de se avaliar se houve diferença estatística para esses tratamentos, conforme é apresentado na Tabela 10.

TABELA 10 - RESUMO DA ANÁLISE DE VARIÂNCIA DO PH DOS EXPERIMENTOS EM RAZÃO DAS DIFERENTES POTÊNCIAS DOS SISTEMAS DE AERAÇÃO E DA IDADE DO PROCESSO DE COMPOSTAGEM.

Fonte de Variação	GL	QM pH
Potência de aeração	1	0,025 ^{NS}
Idade do processo	20	4,696 ^{**}
Erro	55	1,034
Total	76	
cv (%)		12,36
Média Geral		8,225

NOTA: GL= grau de liberdade; QM = quadrado médio; NS = não significativo; ** = significativo a 1% de probabilidade pelo teste F; cv = coeficiente de variação

De acordo com o resumo da ANOVA, os valores de pH, quando relacionados à potência de aeração, apresentaram resultados não significativos, de forma a concluir que a potência não foi fator determinante para diferenciar o comportamento do pH. Já quando comparados em relação às idades do processo de compostagem, houve diferença significativa.

Por isso, foram observados os resultados de pH das repetições de cada bomba e, logo após, comparados os resultados das duas potências, ambos em relação ao tempo de compostagem. Assim, o comportamento dos valores de pH dos experimentos foram estatisticamente diferentes, corroborando com a análise dos dados apresentados nas Figuras 9 e 10.

5.3.4 Sólidos Voláteis

A partir das Figuras 11 e 12, é possível observar o comportamento do teor de sólidos voláteis obtidos durante o processo de compostagem em leiras estáticas aeradas.

Os sólidos voláteis das três repetições do ventilador de $\frac{1}{2}$ CV (Figura 11) reduziram ao final da compostagem, em relação ao dia 0. O menor valor observado, 49,8 %, refere-se à leira LA2, que teve o maior tempo gasto no processo e a maior redução percentual de sólidos voláteis. As leiras LA1 e LA3 obtiveram valores próximos a 60% no final da compostagem.

FIGURA 11 – TEOR DE SÓLIDOS VOLÁTEIS OBSERVADOS NAS LEIRAS DE COMPOSTAGEM DO SISTEMA DE AERAÇÃO DE $\frac{1}{2}$ CV.

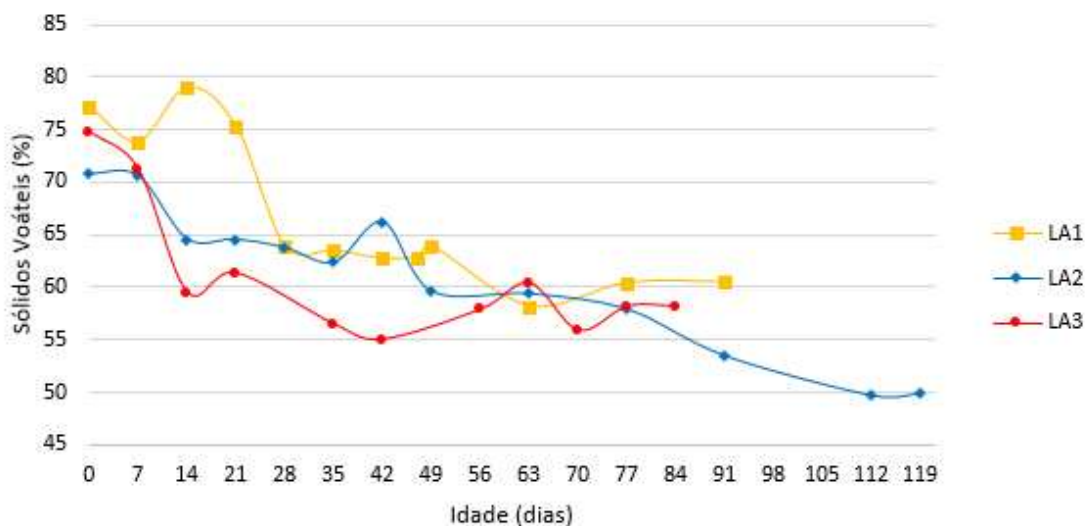
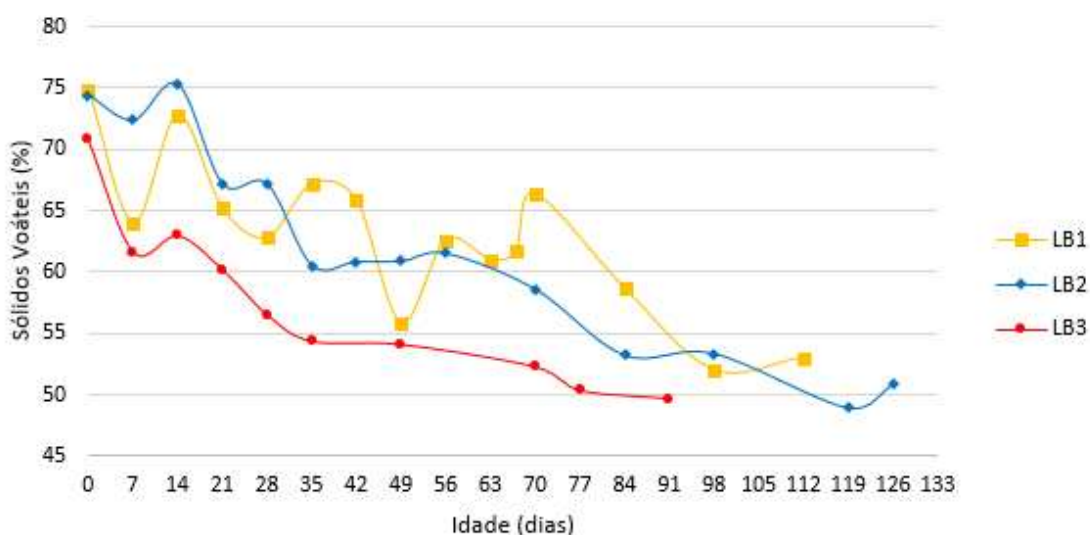


FIGURA 12 - TEOR DE SÓLIDOS VOLÁTEIS OBSERVADOS NAS LEIRAS DE COMPOSTAGEM DO SISTEMA DE AERAÇÃO DE 1 CV.



Na Figura 12 são dispostos os valores relativos aos experimentos do sistema de aeração de 1 CV de potência. O menor valor observado foi o da leira LB3, ao final do

processo, próximo a 50%. Todos os experimentos iniciaram com valores de sólidos voláteis entre 70 e 75% e finalizaram com valores próximos de 50 a 55%.

A Tabela 11 corresponde as respectivas reduções percentuais de sólidos voláteis durante o processo, em diferentes fases da compostagem: início e fim do experimento e fim da fase ativa.

TABELA 11 – RESUMO DOS TEORES DE SÓLIDOS VOLÁTEIS NOS ESTÁGIOS DO PROCESSO DE COMPOSTAGEM E AS RESPECTIVAS REDUÇÕES CALCULADAS.

Potência do aerador	Experimentos	Redução de sólidos voláteis (%)		
		Fase Ativa	Fase de Maturação	Total
1/2 CV	LA1	18,5	3,1	21,6
	LA2	16,1	13,6	29,7
	LA3	19,4	2,9	22,3
1 CV	LB1	18,3	10,9	29,2
	LB2	17,3	15,4	32,7
	LB3	23,6	6,2	29,8

As variações, observadas em todos os experimentos, podem ser devidas à amostragem, em que a parcela coletada esteja em diferentes estágios de decomposição.

A análise de variância da redução de sólidos voláteis, em relação à potência do sistema de aeração, é apresentada na Tabela 12.

TABELA 12 – RESUMO DA ANÁLISE DE VARIÂNCIA DA REDUÇÃO DE SÓLIDOS VOLÁTEIS TOTAL E NA FASE ATIVA DOS EXPERIMENTOS EM RAZÃO DAS DIFERENTES POTÊNCIAS DOS SISTEMAS DE AERAÇÃO.

Fonte de variação	GL	QM	
		Fase Ativa	Total
Potência	1	54,602 ^{NS}	4,501 ^{NS}
Erro	4	11,823	7,187
Total	5		
cv (%)		12,48	14,21
Média geral		27,55	18,87

NOTA: GL= grau de liberdade; QM = quadrado médio; NS = não significativo; ** = significativo a 1% de probabilidade pelo teste F; cv = coeficiente de variação.

Embora os resultados absolutos de redução de sólidos voláteis, apresentados na Tabela 11, demonstrarem maior redução para as leiras do sistema de aeração de 1 CV de potência, estatisticamente, essa diferença não foi significativa, conforme exposto na Tabela 12. Ainda, as reduções observadas na fase ativa não foram significativas em relação à potência de aeração observadas.

De Silva e Yatawara (2017) também observaram essa redução de matéria orgânica durante o processo de compostagem de resíduos alimentares e atribuíram esse

comportamento à emissão de diferentes gases voláteis durante o processo. Aproximadamente metade da composição molecular da matéria orgânica é carbono, o qual grande parte é volatilizada, durante o processo de degradação, sob a forma de CO₂, resultando, ao final da compostagem, em diminuição da carga orgânica da leira (SANTOS et al., 2008).

5.3.5 Relação C/N

A relação C/N, no início da compostagem, é ideal que esteja entre 25 e 30/1, para que a compostagem se dê em condições ótimas (BERNAL et al., 2009; RASAPOOR et al., 2016). Na Tabela 13 são apresentadas as concentrações de nitrogênio e carbono e as relações C/N, referentes ao início e fim do período de compostagem.

De acordo com os dados, os menores valores iniciais de relação C/N observados foram das leiras LA3 e LB1, com 16,3 e 14,0, respectivamente. As mesmas leiras foram as que apresentaram maior período de fase ativa do experimento, durando 63 e 68 dias.

TABELA 13 – RELAÇÕES C/N, NO INÍCIO DO PROCESSO DE COMPOSTAGEM E NO FINAL DA FASE ATIVA, DAS LEIRAS ESTÁTICAS AERADAS.

Experimento	N _{inicial} (dag/kg)	N _{final} (dag/kg)	C _{inicial} (dag/kg)	C _{final} (dag/kg)	C/N _{inicial}	C/N _{final}
LA1	1,3	4,0	46,5	33,6	35,9	8,4
LA2	2,2	2,4	40,4	27,7	18,5	11,7
LA3	2,8	2,5	46,4	32,3	16,3	12,8
LB1	3,0	2,8	41,6	29,4	14,0	10,5
LB2	2,2	2,7	44,6	28,2	20,6	10,6
LB3	1,9	2,9	39,3	27,6	20,4	9,4

Em todos os experimentos foi observada diminuição da concentração de carbono, entre o início e o fim da compostagem. O processo de estabilização da matéria orgânica promove uma redução de carbono, pois a respiração microbiana o transforma em CO₂, que vai para a atmosfera. Além disso, pode ocorrer perda de carbono em lixiviados, condensados e emissões gasosas nas formas de CO₂ e CH₄ (DORES-SILVA et al., 2013).

A diminuição da relação C/N no final da compostagem foi devido à diminuição de carbono enquanto a concentração de nitrogênio pouco variou.

A relação C/N é um parâmetro importante para indicar a maturidade do composto, que geralmente é afetado pela variedade de matéria orgânica e suas características. Uma relação C/N igual ou inferior a 20/1 é a padrão para um composto maturado (BERNAL et al., 2009; AWASTHI et al., 2016; RASAPOOR et al., 2016).

Vázquez et al. (2015), investigando a qualidade de compostos produzidos a partir de compostagem de resíduos alimentares de pequena escala, obtiveram resultados de C/N para compostos maturados variando de 10 a 15. A redução dessa relação também foi observada por Avidov et al. (2017) e Zhang et al. (2018). Zhang et al. (2018) obtiveram resultados finais entre 12,2 e 17,4, na compostagem de lodo de esgoto.

À medida que o processo de compostagem evolui, há uma tendência da relação C/N decrescer (FUKUMOTO et al., 2003), dado que pode ocorrer perdas de carbono em lixiviados, condensados e emissões gasosas na forma de dióxido de carbono e metano (RASAPOOR et al., 2016). Essa diminuição ocorre de forma mais rápida durante a fase ativa, devido à mineralização do carbono em CO₂ (ZHOU et al., 2018).

De acordo com a Resolução 481/2017 do CONAMA, o processo de compostagem deve garantir que a relação C/N no composto final seja menor ou igual a 20:1, indicando qualidade ambiental do processo.

5.3.6 Coliformes Totais e Escherichia Coli

Na Tabela 14 são apresentados os valores relativos à determinação de coliformes totais e Escherichia Coli durante o período de compostagem.

TABELA 14 – CONCENTRAÇÃO MICROBIOLÓGICA (COLIFORMES TOTAIS E E. COLI) NAS LEIRAS DE COMPOSTAGEM.

Leiras	Concentração (UFC g ⁻¹)					
	Início do processo		Fim da Fase Ativa		Fim do processo	
	CT	EC	CT	EC	CT	EC
LA1	2,4 x 10 ⁵	1,1 x 10 ⁵	3,0 x 10 ³	0	9,5 x 10 ⁴	1,1 x 10 ⁴
LA2	3,4 x 10 ⁵	2,0 x 10 ⁵	2,3 x 10 ⁵	1,7 x 10 ⁴	2,5 x 10 ⁴	2,1 x 10 ⁴
LA3	1,4 x 10 ⁶	8,3 x 10 ⁵	5,0 x 10 ³	1,2 x 10 ³	5,0 x 10 ⁴	2,0 x 10 ⁴
LB1	7,4 x 10 ⁶	1,8 x 10 ⁶	2,1 x 10 ⁴	1,2 x 10 ⁴	2,6 x 10 ⁴	7,8 x 10 ³
LB2	1,9 x 10 ⁵	0	-	-	1,8 x 10 ⁴	1,2 x 10 ⁴
LB3	1,2 x 10 ⁵	6,7 x 10 ⁴	2,4 x 10 ⁶	4,4 x 10 ⁵	1,8 x 10 ⁴	8,2 x 10 ³

NOTA: CT = coliformes totais; EC = Escherichia Coli; UFC = unidade formadora de colônia.

Segundo os resultados apresentados na Tabela 14, os valores de coliformes totais e E. Coli da leira LA1 diminuíram quando comparados o início do processo e o fim da fase ativa e o início do processo e o fim. Contudo, entre o fim da fase ativa e o fim do processo, houve um aumento para ambas contaminações. O mesmo comportamento dos resultados foi observado para a leira LA3.

A redução da concentração dos valores de coliformes totais e E. Coli entre o início e o fim do processo também foi observada para as leiras LA2, LB1 e LB3. Em contrapartida, a leira LB2, que também teve redução de coliformes, apresentou aumento nas concentrações de E.Coli no final do experimento.

Entre as análises do início da compostagem e do fim da fase ativa, não foi observado aumento de concentração nas leiras LA2 e LB1, ao contrário da LB3, que aumentou a contaminação tanto para coliformes totais quanto para E.Coli. Do mesmo modo, entre o fim da fase ativa e o fim do processo, não ocorreu acréscimo nos valores relativos às leiras LA2, LB1 e LB3, apesar de alguns valores terem permanecido na mesma ordem de grandeza, sem ocorrer redução.

Nas análises bacteriológicas de Heck et al. (2013), durante a compostagem de resíduos orgânicos municipais, foi observada uma nova contaminação de E. Coli e o aumento de coliformes totais. A aleatoriedade da coleta pode influenciar na quantidade de bactérias detectada, pois a temperatura no interior da leira de compostagem não é homogênea, sendo possível que essa oscilação de temperatura não tenha sanitizado toda a extensão da leira.

Avidov et al. (2017) também observaram esse fenômeno ao compostar lodo de esgoto em sacos de polietileno com aeração forçada, em que houve o aumento no número de coliformes totais e fecais depois de abertos os sacos. Esse aumento no número de patógenos pode ser devido à eliminação incompleta durante a fase termofílica e um novo crescimento em temperaturas mesofílicas, ou pode ser resultado de uma nova colonização de patógenos nas pilhas abertas.

Outros autores, como Kim et al. (2009) e Khalil et al. (2011) também obtiveram resultados maiores de coliformes ao final do processo de compostagem de lodos de laticínio e de esgoto, respectivamente.

Em contrapartida, Magalhães et al. (2006), no estudo da compostagem de bagaço de cana de açúcar utilizado como material filtrante de águas residuárias da suinocultura, obtiveram eliminação de contaminação microbiológica (*Streptococcus* fecais), com exceção de um experimento, que finalizou o processo com valor 2 NMP g^{-1} sólidos totais.

Flores, Feilstrecker e Charvet (2015), durante a compostagem de resíduos domiciliares misturados a fezes caninas, obtiveram redução total de *Salmonella* sp. e de ovos viáveis de helmintos (*Ascaris*) após 14 semanas de compostagem. No entanto, as concentrações de coliformes termotolerantes foram acima do limite de 10^3 NMP g^{-1} sólidos

totais, estabelecido pela Instrução Normativa da Secretaria de Defesa Agropecuária nº27 de 05/06/2006,

A sanitização do composto depende que ocorra altas temperaturas na leira de compostagem e que o tempo de exposição seja suficiente para a eliminação de microrganismos patogênicos, bem como que a distribuição dessa temperatura seja uniforme (ARTHURSON, 2008).

O limite de referência adotado pelo Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA), para fertilizante orgânico classe C, no anexo da IN 25/2009, restringe a presença de coliformes para números abaixo de 10^3 NMP g^{-1} sólidos totais. Esta classe de fertilizante corresponde ao adubo produzido com matéria prima oriunda de resíduo domiciliar, com utilização segura na agricultura (BRASIL, 2009).

A resolução do CONAMA 375/2006 define critérios e procedimento para o uso agrícola de lodos de estação de tratamento de esgoto sanitários e seus produtos. O uso desse material é limitado por vários fatores, entre eles a presença de agentes patogênicos. Para coliformes termotolerantes, o limite para o lodo Classe A (não inertes) é $<10^3$ NMP g^{-1} sólidos totais. Para o lodo Classe B (inerte), a concentração deve ser menor que 10^6 NMP g^{-1} sólidos totais (CONAMA, 2006).

Os resultados foram obtidos em UFC g^{-1} e os limites considerados nas legislações são na unidade NMP g^{-1} . A técnica de NMP é um método estatístico e os resultados obtidos podem ser maiores que aqueles observados em contagem de colônias (BRANDÃO et al., 2012).

Na resolução RDC 25/2005 do Ministério da Saúde, sobre regulamento técnico de características microbiológicas para água mineral natural e água natural, os limites de microrganismos são estabelecidos tanto em UFC como em NMP, sendo este último considerado 10% maior que o primeiro (BRASIL, 2005). A partir disso, para fins de comparação dos resultados obtidos com a legislação, usou-se essa proporção.

Observa-se, portanto, que concentrações de patógenos encontradas em todas as leiras são superiores aos limites estabelecidos pelo MAPA e pelo CONAMA, não sendo possível o seu uso para fins agrícolas.

5.4.7 Teste de Germinação

Os índices de germinação obtidos pelos compostos das leiras de compostagem são apresentados na Tabela 15 e nota-se que as leiras LA3 e LB3 apresentaram valores de IG menores que 50%, o que indica que o composto não estava maturado (ZUCCONI, 1981 apud VIONE, 2016).

TABELA 15 – ÍNDICE DE GERMINAÇÃO DOS COMPOSTOS FINAIS OBTIDOS PELA COMPOSTAGEM.

Experimentos	Potência do sistema de aeração	Idade do experimento	Tempo em fase de maturação	Índice de Germinação
LA1	1/2 CV	257	210	82%
LA2		193	134	77%
LA3		118	55	49%
LB1	1 CV	279	211	94%
LB2		201	141	54%
LB3		132	78	32%

As leiras que apresentaram maior valor para o índice de germinação (IG) foram LA1 e LB1, que estavam com 210 e 211 dias, respectivamente, em fase de maturação. A LB1 teve duração total de compostagem, até a data do teste de germinação, de 279 dias, tendo como resultado o IG de 94%.

A leira LA2, que ficou em maturação durante 134 dias, apresentou IG de 77%, podendo considerar o composto obtido como maturado. A LB2, apesar de maior tempo em maturação (141 dias), obteve IG de 54%, pouco acima do limite de compostos não maturados.

As leiras LA3 e LAB3 não atingiram a maturação, apesar de a primeira apresentar resultado próximo a 50%. É possível observar que, apesar de maior tempo em fase de maturação, a leira LB3 apresentou o menor resultado de IG, entre todos os experimentos.

A maturidade do composto representa tanto a amplitude de degradação da matéria orgânica como a sua fitotoxicidade, a qual está diretamente relacionada com a estabilidade biológica, uma vez que a atividade microbiana instável pode produzir compostos fitotóxicos (CESARO et al., 2019).

Em relação à potência das bombas, não foi observada diferença estatística quanto ao índice de germinação obtido para cada potência, conforme apresentado na Tabela 16.

TABELA 16 – RESUMO DA ANÁLISE DE VARIÂNCIA DO ÍNDICE DE GERMINAÇÃO DOS EXPERIMENTOS EM RAZÃO DAS DIFERENTES POTÊNCIAS DOS SISTEMAS DE AERAÇÃO.

Fonte de variação	QM	
	GL	IG
Potência	1	0,013 ^{NS}
Erro	4	0,065
Total	5	
cv (%)		39,49
Média geral		0,647

NOTA: GL= grau de liberdade; QM = quadrado médio; NS = não significativo; ** = significativo a 1% de probabilidade pelo teste F; cv = coeficiente de variação.

Foi observado, em todos os compostos, a presença de pequenos resíduos de vidro e, principalmente, plástico. Cesaro et al. (2019) obtiveram resultados indicando que a presença de plástico em seus experimentos de compostagem com resíduos orgânicos municipais não induziu à fitotoxicidade do composto.

Strojaki et al. (2013) estudaram os efeitos da disposição de composto de resíduo urbano no solo. Dentre os resultados, foi observado o potencial de disponibilização de nutrientes (Ca e Mg) para as plantas. Também ocorreu um aumento na CTC do solo, em função do pH alcalino do composto, pela liberação de cargas dependentes de pH e pelo acréscimo de cargas negativas que possibilitaram melhor retenção no solo. Já no uso como fertilizantes em culturas de milho e girassol, foi observada uma redução linear da acidez do solo à medida que incrementaram as doses do composto no solo.

5.4.8 Redução de Massa

A redução de massa do material compostado é apresentada na Tabela 17. Apesar de os resultados de fitotoxicidade, apresentados no item anterior, terem indicado que os compostos das leiras LA3 e LB3 não haviam atingido a maturidade, o material dessas leiras foi peneirado e pesado para a determinação da sua redução.

TABELA 17 – REDUÇÃO DA MASSA DO MATERIAL COMPOSTADO NAS LEIRAS ESTÁTICAS AERADAS E QUANTIDADE DE REJEITO RESULTANTE.

Experimento	Massa inicial (t)	Composto orgânico (%)	Rejeito (%)	Redução da massa (%)
LA1	1,6	41,4	1,5	57
LA2	3,5	19,3	1,8	79
LA3	2,6	22,7	2,2	75
LB1	1,7	33,1	1,4	66
LB2	3,5	17,0	1,5	82
LB3	2,4	24,0	2,1	74

As leiras que apresentaram maior redução percentual de massa foram a LA2 e a LB2, com valores de 82 e 79%. As menores reduções foram as leiras LA1 e LA2, com 57 e 66%.

Os resultados de redução é um dos fatores que indicam o quanto a compostagem representa uma destinação final ambientalmente adequada para o gerenciamento da fração orgânica de resíduos urbanos.

A análise de variância dos percentuais de redução da massa do material compostado, em função da potência do sistema de aeração, é apresenta na Tabela 18.

TABELA 18 – RESUMO DA ANÁLISE DE VARIÂNCIA DA REDUÇÃO DE MASSA DO MATERIAL COMPOSTADO, EM RAZÃO DAS DIFERENTES POTÊNCIAS DOS SISTEMAS DE AERAÇÃO.

Fonte de variação	QM	
	GL	Redução
Potência	1	20,167 ^{NS}
Erro	4	100,667
Total	5	
cv (%)		13,90
Média geral		72,167

NOTA: GL= grau de liberdade; QM = quadrado médio; NS = não significativo; ** = significativo a 1% de probabilidade pelo teste F; cv = coeficiente de variação.

Com base no resultado da ANOVA, o resultado para correlação das reduções de massa em função da potência de aeração não foi significativo, de forma que ambas as potências de aeração apresentaram a mesma eficiência para esse parâmetro.

5.4 CONCLUSÃO

Ao analisar os parâmetros que influenciam o processo de compostagem, observou-se que as temperaturas de todas as leiras atingiram a faixa termofílica até o 2º dia de compostagem, para ambos os sistemas de aeração, e tiveram duração de fase ativa estatisticamente iguais.

A umidade dos experimentos, com exceção da leira LB3, mantiveram valores que favorecem o processo de decomposição da matéria orgânica. Apesar de umidade da leira LB3 provocado a inibição da atividade microbiana até o acréscimo de água, observou-se que não houve diferença do comportamento da umidade para as duas potências de aeração utilizadas.

Em todos os experimentos foi observado o aumento dos valores de pH, indicando a metabolização dos ácidos orgânicos pela atividade microbiana.

Foi durante a fase ativa que a maior parte da redução de sólidos voláteis ocorreu, indicando que temperatura, umidade e aeração foram eficientes para a degradação da matéria orgânica. A redução da massa dos experimentos foram entre 57 e 82%.

As relações carbono/nitrogênio iniciais variaram de 14 a 35,9. Assim, algumas leiras apresentaram valores iniciais baixos. Ao final da compostagem, todos os resultados diminuíram, devido, principalmente, à diminuição de carbono durante o processo.

O teste de germinação indicou que apenas as leiras LA3 e LB3 não apresentaram um composto estável, com índices de germinação (IG) inferiores a 50%. Ambos os experimentos foram os que tinham menor período de compostagem, quando foi testada a maturação.

Os resultados de contaminação de coliformes totais e E. Coli, na análise final, reduziram em relação à concentração inicial. Contudo, os valores foram superiores aos limites estabelecidos pelo CONAMA e pelo MAPA para o uso agrícola do composto.

Dessa forma, a compostagem de resíduos orgânicos municipais pelo método de leiras estáticas aeradas apresentou resultados favoráveis quanto ao processo, promovendo boa degradação da matéria orgânica, conferida nos resultados de sólidos voláteis e carbono. Além disso, as potências dos aeradores não interferiram nos experimentos. No entanto, o tempo de maturação de algumas leiras não foi suficiente para que o composto atingisse maturação e a redução de patógenos não atingiu os limites estabelecidos nas legislações.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABDULLAH, N.; CHIM, N. L.; MOKHTAR, M. M.; TAIP, F. S. Effects of bulking agents, load size or starter cultures in kitchen-waste composting. In: *Biological Treatment of Solid Waste Enhancing Sustainability*, Ed. Elena Cristina Rada, CRC PRESS, 2015.

ABRELPE – Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2016**. 64p. 2016.

APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*, 17.ed. APHA, Washington, D.C., 1989.

ARTHURSON, V. Proper sanitization of sewage sludge: A critical issue for a sustainable society. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 74, p. 5267-5275, 2008.

AVIDOV, R.; SAADI, I.; KRASSNOVSKY, A.; HANAN, A.; MEDINA, S.; RAVIV, M.; CHEN, Y.; LAOR, Y. Composting municipal biosolids in polyethylene sleeves with forced aeration: Process control, air emissions, sanitary and agronomic aspects. **Waste Management**, v. 67, p. 32-42, 2017.

AWASTHI, M. K.; PANDEY, A. K.; BUNDELA, P. S.; KHAN, J. Co-composting of organic fraction of municipal solid waste mixed with different bulking waste: Characterization of physicochemical parameters and microbial enzymatic dynamic. **Bioresource Technology**, v.182, p.200-207, 2015.

AZEVEDO, M. A. **Compostagem de Resíduos Sólidos Orgânicos - Aspectos Teóricos e Operacionais** (Apostila) DEC/UFV, 56p. 2004.

AZEVEDO, M. A. **Estudo e avaliação de quatro modos de aeração para sistemas de compostagem em leiras**. 1993. 194 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento e Meio Ambiente) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 1993.

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

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

BRANDÃO, M. L. L.; ROSAS, C. O.; MEDEIROS, V. M.; WARNKEN, M. B.; BRICIO, S. M. L.; DA SILVA, A. M. L.; AZEREDO, D. R. P. Comparação das técnicas do número mais provável (NMP) e de filtração em membrana na avaliação da qualidade microbiológica de água mineral natural. **Revista Instituto Adolfo Lutz**, v.71, n.1, p.32-39, 2012.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Instrução Normativa nº 25, de 23 de julho de 2009. **Normas sobre as especificações e as garantias, as tolerâncias, o registro, a embalagem e a rotulagem dos fertilizantes orgânicos**

simples, mistos, compostos, organominerais e biofertilizantes destinados à agricultura. DOU, 28/07/2009, Seção 1, p. 20, 2009.

BRASIL. MINISTÉRIO DAS CIDADES. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. **Diagnóstico do manejo de resíduos sólidos urbanos - 2014.** Brasília: Ministério das Cidades, 154p., 2016.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Compostagem doméstica, comunitária e institucional de resíduos orgânicos: manual de orientação.** Centro de Estudos e Promoção da Agricultura de Grupo, Serviço Social do Comércio. Brasília, DF: MMA, 2017.

CEMIG – Companhia Energética de Minas Gerais. Valores de tarifas e serviços de 2019. Disponível em: < http://www.cemig.com.br/pt-br/atendimento/Paginas/valores_de_tarifa_e_servicos.aspx>. Acesso em: 20 mar. 2019.

CESARO, A.; CONTE, A.; BELGIORNO, V.; SICILIANO, A.; GUIDA, M. The evolution of compost stability and maturity during the full-scale treatment of the organic fraction of municipal solid waste. **Journal of Environmental Management**, v. 232, p. 264-270, 2019.

CONAMA – CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências.** Resolução nº375, de 29 de agosto de 2006. Ministério do Meio Ambiente, 2006.

CONAMA – CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Estabelece os critérios e procedimentos para garantir o controle e a qualidade ambiental do processo de compostagem de resíduos orgânicos, e dá outras providências.** Resolução nº481, de 03 de outubro de 2017. Ministério do Meio Ambiente, 2017.

CUNHA QUEDA, A. C. F. **Dinâmica do azoto durante a compostagem de materiais biológicos putrescível.** 199. 257 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agro-Industrial) - Universidade Técnica de Lisboa, Lisboa, 1999.

DE SILVA, S.; YATAWARA, M. Assessment of aeration procedures on windrow composting process efficiency: A case on municipal solid waste in Sri Lanka. **Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management**, v.8, p. 169-174, 2017.

DORES-SILVA, P. R.; LANDGRAF, M. D.; REZENDE, M. O. O. Processo de estabilização de resíduos orgânicos: vermicompostagem versus compostagem. **Química Nova**, v.36, n.5, p.640-645, 2013.

DOS SANTOS, J. I. N. **Avaliação da operação das unidades de triagem e compostagem instaladas no estado de Minas Gerais.** 2017. 121 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2017.

FERNANDES, F.; DE SOUZA, S. G. Estabilização de Lodo de Esgoto. In: **Resíduos Sólidos do Saneamento: Processamento, Reciclagem e Disposição Final.** Rio de Janeiro: RiMa, ABES, cap. 2, p. 29-55, 2001.

FERREIRA, D. F. Sisvar: a Guide for its Bootstrap procedures in multiple comparisons. **Ciência e Agrotecnologia, Lavras**, v. 38, n. 2, p. 109-112, 2014.

FLORES, J. P.; FEILSTRECKER, M.; CHARVET, P. Avaliação da maturação e contaminação de compostos obtidos pela compostagem de resíduos domiciliares com aplicação de fezes caninas. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales**, v.8, n.3, p.385-396, 2015.

FUKUMOTO, Y., OSADA, T., HANAJIMA, D., HAGA, K. 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, p. 109-118, 2003.

HECK, K.; DE MARCO, E. G.; HAHN, A. B. B.; KLUGE, M.; SPILKI, F. R.; VAN DER SAND, S. T. Temperatura de degradação de resíduos em processo de compostagem e qualidade microbiológica do composto final. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.17, n.1, p.54-59, 2013.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Censo Demográfico. 2010. disponível em:
<<http://www.sidra.ibge.gov.br/cd/cd2010RgaAdAgsn.asp>> Acesso em: 06 mar. 2019.

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

INMET, Instituto Nacional de Meteorologia. Dados de estações automáticas (s.d). Disponível em:
<http://www.inmet.gov.br/sonabra/pg_dspDadosCodigo_sim.php?QTUxMA==>. Acesso em: 12 mar. 2019.

JAHNEL, M.C.; MELLONI, R.; CARDOSO, E. J. B. N. Maturidade de composto de lixo urbano. **Scientia Agrícola**, v.56, p.301-304, 1999.

KHALIL, A. I.; HASSOUNA, M. S.; EL-ASHQAR, H. M. A.; FAWZI, M. Changes in physical, chemical and microbial parameters during the composting of municipal sewage sludge. **World Journal of Microbiology & Biotechnology**, v.27, p.2359-2369, 2011.

KIM, J.; SHEPHERD JR., M. W.; JIANG, X. Evaluating the effect of environmental factors on pathogen regrowth in compost extract. **Microbial Ecology**, v.58, p.498-508, 2009.

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

MADIGAN, M. T.; MARTINKO, J. M.; DUNLAP, P. V.; CLARK, D. P. **Microbiologia de Brock**. 12^a ed. Artmed, 1128p, 2010.

MAGALHÃES, A. M.; DE MATOS, A. T.; DENÍCULI, W.; TINOCO, I. F. F. Compostagem de bagaço de cana-de-açúcar triturado utilizado como material filtrante

de águas residuárias da suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.10, n.2, p.466-471, 2006.

MONTEIRO, J. H. P.; FIGUEREDO, C. E. M.; MAGALHÃES, A. F.; MELO, M. A. F.; BRITO, J. C. X.; ALMEIDA, T. P. F., MANSUR, G. L. **Manual de gerenciamento integrado de resíduos sólidos**. Rio de Janeiro: IBAM. 200p. 2001.

NOGUÉS, F. S.; GALINDO, D. G.; REZEAU, A. **Energia de la biomassa**. Zagarosa: Prensas Universitarias de Zagarosa, 2010.

PEREIRA NETO, J. T. **Manual de compostagem: processo de baixo custo**. 1. ed. Viçosa: UFV, 81p., 2007.

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

SAADI, I.; RAVIV, M.; BERKOVICH, S.; HANAN, A.; AVIANI, I.; LAOR, Y. Fate of soilapplied olive mill wastewater and potential phytotoxicity assessed by two bioassay methods. **Journal of Environmental Quality**, v.42, 1791–1801, 2013.

SANTOS, G. A.; DA SILVA, L. S.; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. O. **Fundamentos da matéria orgânica do solo - ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2ª ed. Porto Alegre, 636p, 2008.

SELIM, S. M.; ZAYEDM, M. S.; ATTA, H. M. Evaluation of phytotoxicity of compost during composting process. **Nature and Science**, v.10, n.2, p.69-77, 2012.

SILVA, C. A. **Uso de Resíduos Orgânicos na agricultura**. In: SANTOS, G. Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais. 2ª ed. Porto Alegre, 636p, 2008.

SNIS - Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento. **Relação de indicadores de resíduos sólidos por ano de referência**. Disponível em: <<http://app4.cidades.gov.br/serieHistorica/>>. Acesso em: 4 mar.2019.

STROJAKI, T. V.; DA SILVA, V. R.; SOMAVILLA, A.; DA ROS, C. O.; DE MORAES, M. T. Atributos químicos do solo e produtividade de girassol e milho em função da aplicação de composto de lixo urbano. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 43, p. 278-285, 2013.

VÁZQUEZ, M. A.; SEN, R.; SOTO, M. Physico-chemical and biological characteristics of compost from decentralised composting programmes. **Bioresource Technology**, v. 198, p. 520–532, 2015.

VIONE, E. L. B. **Caracterização química e liberação de nitrogênio de compostos e vermicompostos de casca de arroz e dejetos animais**. 2016. 191 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2016.

XU, J.; XU, X.; LIU, Y.; LI, H.; LIU, H. Effect of microbiological inoculants DN-1 on lignocellulose degradation during co-composting of cattle manure with rice straw monitored by FTIR and SEM. **Environmental Progress and Sustainable Energy**, v. 35, p. 345-351, 2016.

ZHANG, D.; LUO, W.; LI, Y.; WANG, G.; LI, G. Performance of co-composting sewage sludge and organic fraction of municipal solid waste at different proportions. **Bioresource Technology**, v.250, p.853-859, 2018.

ZHOU, H., ZHAO, Y., YANG, H., ZHU, L., CAI, B., LUO, S., CAO, J., WEI, Z. Transformation of organic nitrogen fractions with different molecular weights during different organic wastes composting. **Bioresource Technology**, v.262, p.221–228, 2018.

6 ARTIGO II: AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DOS PROCESSOS DE COMPOSTAGEM POR REVIRAMENTO E AERAÇÃO FORÇADA NO TRATAMENTO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS MUNICIPAIS

RESUMO

No Brasil, a cada ano cresce a geração de resíduos per capita e, apesar desse crescimento, a disposição adequada dos resíduos continua sem avanços, sendo grande parte encaminhada para locais inadequados, como lixões e aterros controlados. Além disso, a fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos, no país, representa mais de 50% do resíduo gerado, e existe um grande potencial para o seu tratamento biológico. Diante desse problema sanitário, como uma alternativa de baixo custo e de reduzido impacto ambiental, a compostagem tem por objetivo o tratamento de resíduos orgânicos de modo a diminuir o seu volume e transformá-los em um composto estável. Assim, o objetivo desse estudo foi avaliar a eficiência de compostagem por aeração forçada e do processo por reviramento no tratamento da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos. Foram montadas três leiras estáticas aeradas e três pelo processo de reviramento, utilizando resíduos orgânicos provenientes de Unidades de Triagem e Compostagem. Os processos foram comparados por meio do comportamento e distribuição de temperatura, da variação de umidade, da redução de sólidos voláteis e da massa de resíduos, além do teste de fitotoxicidade para avaliar a maturação do composto. Uma análise de custo de cada processo foi feita, referente ao consumo de energia e à mão de obra necessária para as operações. O tempo de duração da fase ativa, dos experimentos, não apresentou diferença estatística quanto ao método de compostagem. As umidades apresentaram comportamentos diferentes. A redução de sólidos voláteis foi maior nas leiras de reviramento, apesar de as leiras estáticas terem obtido redução percentual de 24,5%. Três leiras não apresentaram um composto estável, uma leira estática e duas leiras de reviramento, com os tempos de maturação de 55, 81 e 90 dias, respectivamente.

Palavras-chave: compostagem, resíduos orgânicos, leiras estáticas aeradas, compostagem por reviramento.

6.1 INTRODUÇÃO

O processo de compostagem pode ser descrito como um fenômeno de biodegradação de matéria orgânica, de forma aeróbia, que transforma o material em um composto estabilizado, livre de patógenos e com um volume consideravelmente menor que o inicial (BERNAL et al., 2009).

A fração orgânica de resíduos sólidos é caracterizada pelo alto teor de água e baixo poder calorífico e a compostagem permite reciclar esse tipo de material. Dessa forma, há uma redução do volume encaminhado aos aterros que, apesar de serem uma alternativa de disposição menos prejudicial ao meio ambiente, requerem grandes quantidades de áreas, desvaloriza as áreas circundantes além de poderem contaminar solos e lençol freático devido ao lixiviado gerado no processo de degradação anaeróbio.

A escolha do método a ser usado para a compostagem deve ser baseada no custo operacional, no investimento, no tempo necessário para se atingir a maturação, bem como na disponibilidade de áreas e a origem do resíduo orgânico.

O sistema de leiras estáticas aeradas possui, como principal diferença da compostagem de reviramento, o não reviramento do material, uma vez que consiste no empilhamento de resíduos orgânicos sobre tubulações conectadas a sistemas aeradores que permitam a insuflação ou sucção de ar no interior da leira de compostagem. Com isso, os parâmetros como controle de temperatura, umidade e aeração são controlados pela aeração fornecida, dispensando o reviramento do material. Contudo, esse método apresenta algumas desvantagens em relação ao método de reviramento como a homogeneização limitada do material e a formação de estratificações térmicas. Já o método por reviramento é mais difícil de se controlar a temperatura e, devido aos reviramentos periódicos, ocorre maior perda de nitrogênio (CAYUELA et al., 2005; GETAHUN et al., 2012).

A compostagem por reviramento é considerada um dos métodos mais atrativos devido ao seu baixo impacto ambiental, fácil operação e baixo custo tecnológico (SILVA, 2008). Contudo, exige maior área para o pátio de compostagem e o emprego de operadores, devido à movimentação do material.

Para avaliar a eficiência do processo, é necessário o controle de alguns parâmetros como temperatura, relação C/N, teor de nutrientes, umidade, pH. O controle eficiente do processo minimiza a volatilização de amônia e perda de hidrogênio, e contribui para a não geração de lixiviados (BERNAL et al., 2009).

Rasapoor et al. (2016) fizeram um estudo comparando quatro métodos aeróbios de compostagem com resíduos sólidos urbanos e observaram que os resultados de temperatura, pH, condutividade elétrica, relação C/N e as concentrações de nitrogênio, fósforo e potássio indicaram que tanto a aeração forçada quanto o reviramento apresentaram a mesma eficiência em termos de qualidade do composto final.

As Unidades de Triagem e Compostagem (UTC) de Divinésia e Guiricema, em Minas Gerais, que recebem de 1,5 a 4 toneladas de resíduos diariamente, foram escolhidas como local de fornecimento de material orgânico para a realização dos experimentos.

Este estudo pretende comparar a eficiência de dois métodos de compostagem, o de reviramento e o de leiras estáticas aeradas. O primeiro corresponde para o processo mais utilizado no Brasil, enquanto as leiras estáticas aeradas possuem pequena escala de aplicação, podendo ser uma alternativa adequada para o tratamento de resíduos orgânicos municipais.

A Política Nacional de Resíduos Sólidos considera a compostagem uma forma de destinação ambientalmente adequada de fração orgânica e vincula os titulares de serviços públicos de limpeza urbana e de manejo de resíduos a implantá-la. Dessa forma, a relevância do trabalho está na necessidade de se desenvolver métodos de compostagem adequados para o tratamento de resíduos sólidos orgânicos.

6.2 MATERIAL E MÉTODOS

6.2.1 Fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos

O material orgânico utilizado nos experimentos foi proveniente de duas Unidades de Triagem e Compostagem localizadas nos municípios de Divinésia e Guiricema, na região da Zona da Mata de Minas Gerais.

A UTC de Divinésia opera desde 2007 e recebe cerca de 1,5 toneladas de resíduos sólidos do município por dia. Dessa quantidade, em média 30% corresponde à fração orgânica, que é separada e compostada, por reviramento, no pátio da unidade. Os materiais recicláveis são prensados e preparados para a venda e os rejeitos são enterrados em valas monitoradas pela prefeitura.

A UTC de Guiricema está em operação desde novembro de 2001 e, atualmente, conta com 13 funcionários. A usina recebe de 2 a 4 toneladas de resíduos diariamente, dos quais 30% são resíduos orgânicos que são compostados. A própria usina é responsável pela comercialização do material reciclável, como papelão e latas, e o rejeito é coletado por uma empresa terceirizada.

6.2.2 Arranjo Experimental

O experimento se deu no pátio do Laboratório de Engenharia Sanitária e Ambiental – LESA, do Departamento de Engenharia Civil, da Universidade Federal de Viçosa.

Três leiras estáticas aeradas (LEA) e três leiras por reviramento – processo Windrow – foram montadas para o estudo. Para as LEAs foi utilizado um ventilador centrífugo de potência de 1/2 CV. As leiras de reviramento foram reviradas a cada três dias nos 30 primeiros dias e, após esse período, semanalmente, até atingir temperaturas abaixo de 40°C. A quantidade de material utilizado em cada um dos experimentos é apresentada na Tabela 21. Convencionou-se a denominação dos experimentos como LEA para as leiras estáticas, seguidas do número referente à repetição, e WD para as leiras de reviramento, com as respectivas numerações.

As leiras estáticas foram dispostas sobre um tubo de PVC de 100 mm, perfurado, conectado a um ventilador centrífugo, de 1/2 CV, para injeção de ar. Uma cama de palha foi disposta sobre a tubulação de aeração para evitar o entupimento dos furos e distribuir

melhor o ar na massa de compostagem. O ar foi injetado na leira pelo ventilador com ciclos de aeração prefixados de 2 minutos a cada 70 minutos, que foram determinados a partir do utilizado por Azevedo (1993), da quantidade de material da leira e a disponibilidade de programações do temporizador. O controle dos ciclos foi realizado por temporizador digital.

TABELA 19 – DIMENSÕES E QUANTITATIVOS DOS MATERIAIS UTILIZADOS NAS LEIRAS DE COMPOSTAGEM.

Leiras	Matéria Orgânica (t)	Composto de cobertura (t)	Cama de palha (t)	Total (t)
LEA 1	1,12	0,38	0,08	1,58
LEA 2	2,97	0,44	0,08	3,49
LEA 2	2,14	0,41	0,07	2,62
WD 1	0,41	-	-	0,41
WD 2	0,38	-	-	0,38
WD3	0,38	-	-	0,38

Construídas com seção transversal reta triangular, as leiras estáticas foram cobertas com uma camada de composto maturado de 15 a 30 cm de espessura, de modo a funcionar como um isolante térmico, filtrar os gases provenientes do processo, evitar a atração de vetores, atenuar os efeitos das intempéries (AZEVEDO, 1993). Já as leiras de reviramento foram montadas em formato cônico, sem cobertura de composto maturado (Figura 13).

FIGURA 13 – PROCESSOS AERÓBIOS DE COMPOSTAGEM: (A) LEIRA ESTÁTICA MONTADA SOBRE TUBO DE AERAÇÃO, COBERTA COM CAMADA DE COMPOSTO MATURADO; (B) LEIRA DE REVIRAMENTO – PROCESSO WINDROW.





FONTE: Elaborada pela autora.

6.2.3 Monitoramento

A temperatura das leiras e das pilhas de compostagem foi monitorada diariamente, utilizando um termômetro digital, Icel TD – 870 e sondas posicionadas em três pontos distintos. Os valores considerados foram as médias aritméticas das três temperaturas aferidas.

As análises físico-químicas realizadas foram: umidade, sólidos voláteis e pH e todas foram feitas no LESA durante o período de compostagem. A amostragem para realização das análises foi de aproximadamente 0,5 kg de material, coletados em diferentes pontos da leira. Todas as análises foram feitas em triplicata, com exceção do pH.

O teor de água foi obtido com a secagem do material em estufa a $70 \pm 2^\circ\text{C}$ durante 24 horas (SOLYON, 1977 apud AZEVEDO, 1993). O valor da umidade foi determinada pela Equação 1, considerando a média aritmética dos três valores obtidos.

$$U(\%) = \frac{W_u - W_s}{W_s} \times 100 \quad \text{Eq. (1)}$$

Em que:

W_u = peso úmido;

W_s = peso seco.

A análise de sólidos voláteis foi feita a partir de amostra seca em estufa, triturada e peneirada, sendo, posteriormente, submetida à calcinação em mufla a $550 \pm 20^\circ\text{C}$ por 2 horas (APHA, 1989). Os valores da massa inicial e final são utilizados na Equação 2 para determinar o teor de sólidos voláteis e o resultado considerado é a média aritmética obtida dos valores das repetições.

$$SV(\%) = \frac{W_i - W_f}{W_i} \times 100 \quad \text{Eq. (2)}$$

Em que:

W_i = peso inicial;

W_f = peso final.

A determinação de carbono orgânico total (COT) foi feita a partir da determinação dos sólidos voláteis, pela Equação 3 (GOLUEKE, 1977 apud AZEVEDO, 1993):

$$COT = \frac{SV}{1,8} \quad \text{Eq. (3)}$$

O pH foi medido a partir do extrato da amostra numa razão de 1:25 (m/v), agitado por 3 minutos e em repouso por 10 minutos, segundo a metodologia proposta por Carnes e Lossin (1970 apud AZEVEDO, 1993).

Os testes de germinação foram realizados ao final do processo de compostagem a fim de se avaliar a maturação do composto. Foi preparado um extrato com água destilada e composto numa relação 1:10 (m/v), agitado durante 1 hora e, posteriormente, filtrado. Para o teste foram utilizadas sementes de agrião (*lepidium sativum*) (ZUCCONI et al., 1981b apud SELIM; ZAYED; ATTA, 2012). Sobre um papel filtro, disposto em placa de Petri, foi aplicado 4 ml do extrato e posteriormente foram adicionadas 10 sementes sobre o papel (VIONE, 2016). O mesmo foi feito utilizando-se apenas água destilada, utilizado como controle. Em seguida, as placas foram colocadas em incubadora tipo BOD a 26°C por 72 horas. Foram realizadas três repetições de cada tratamento e o resultado considerado foi a média aritmética. Findo este período, foi contabilizado o número de sementes germinadas por placa e foram medidos, com régua, os comprimentos referentes à radícula de cada semente germinada. Considerou-se uma semente germinada quando a

sua raiz era visível e mensurável (> 1 mm) e os comprimentos radiculares das sementes não germinadas foram considerados como zero (AVIDOV et al., 2017). Com esses valores, foi possível calcular o índice de germinação (IG), de acordo com Zucconi et al. (1981 apud VIONE, 2016), pelas equações:

$$IG(\%) = G(\%) \times L(\%) \quad Eq. (4)$$

$$G(\%) = \frac{n^{\circ} \text{ de sementes germinadas no tratamento}}{n^{\circ} \text{ de sementes germinadas no controle}} \times 100 \quad Eq. (5)$$

$$L(\%) = \frac{\text{comprimento médio da radícula no tratamento (mm)}}{\text{comprimento médio da radícula no controle (mm)}} \times 100 \quad Eq. (6)$$

Em que:

G (%) = germinação das sementes;

L (%) = comprimento da raiz.

O material compostado foi peneirado e pesado para a determinação da quantidade de composto obtida pelo processo. A parte de resíduo que ficou retida na peneira foi considerado o rejeito, que também foi pesado.

Foram calculadas as reduções percentuais (Equação 7) das massas do material de compostagem, comparando a quantidade do início e do fim do processo. Dessa forma, foram observadas a quantidade de composto maturado produzido e quantidade de rejeito.

$$\text{Redução (\%)} = 100 - \text{Composto (\%)} - \text{Rejeito (\%)} \quad Eq. (7)$$

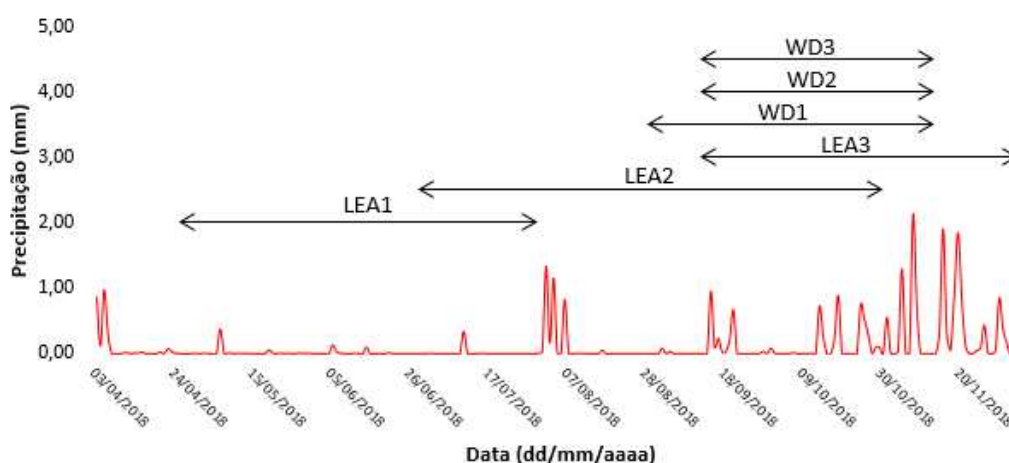
6.2.4 Análise Estatística

Foi realizada análise de variância (ANOVA) com Delineamento Inteiramente Casualizado (DIC). Os resultados foram comparados pelo teste F e nas análises em que este foi positivo, procedeu-se ao teste Tukey a 5% de probabilidade estatística para comparação das médias. As análises estatísticas foram realizadas com o software Sisvar, versão 5.6, segundo as recomendações de Ferreira (2014).

6.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os experimentos foram montados em períodos distintos, com temperaturas ambiente e períodos de chuva que influenciaram em alguns parâmetros. Na Figura 14 são apresentadas a duração de cada leira e seus respectivos períodos. O experimento que teve menor influência de chuva foi a leira LEA1. As três leiras de reviramento, WD1, WD2, WD3 e a leira LA3 foram montadas em períodos próximos e com maior ocorrência de chuvas.

FIGURA 14 - PRECIPITAÇÃO NAS DATAS REFERENTES À DURAÇÃO DOS SEIS EXPERIMENTOS DE COMPOSTAGEM.



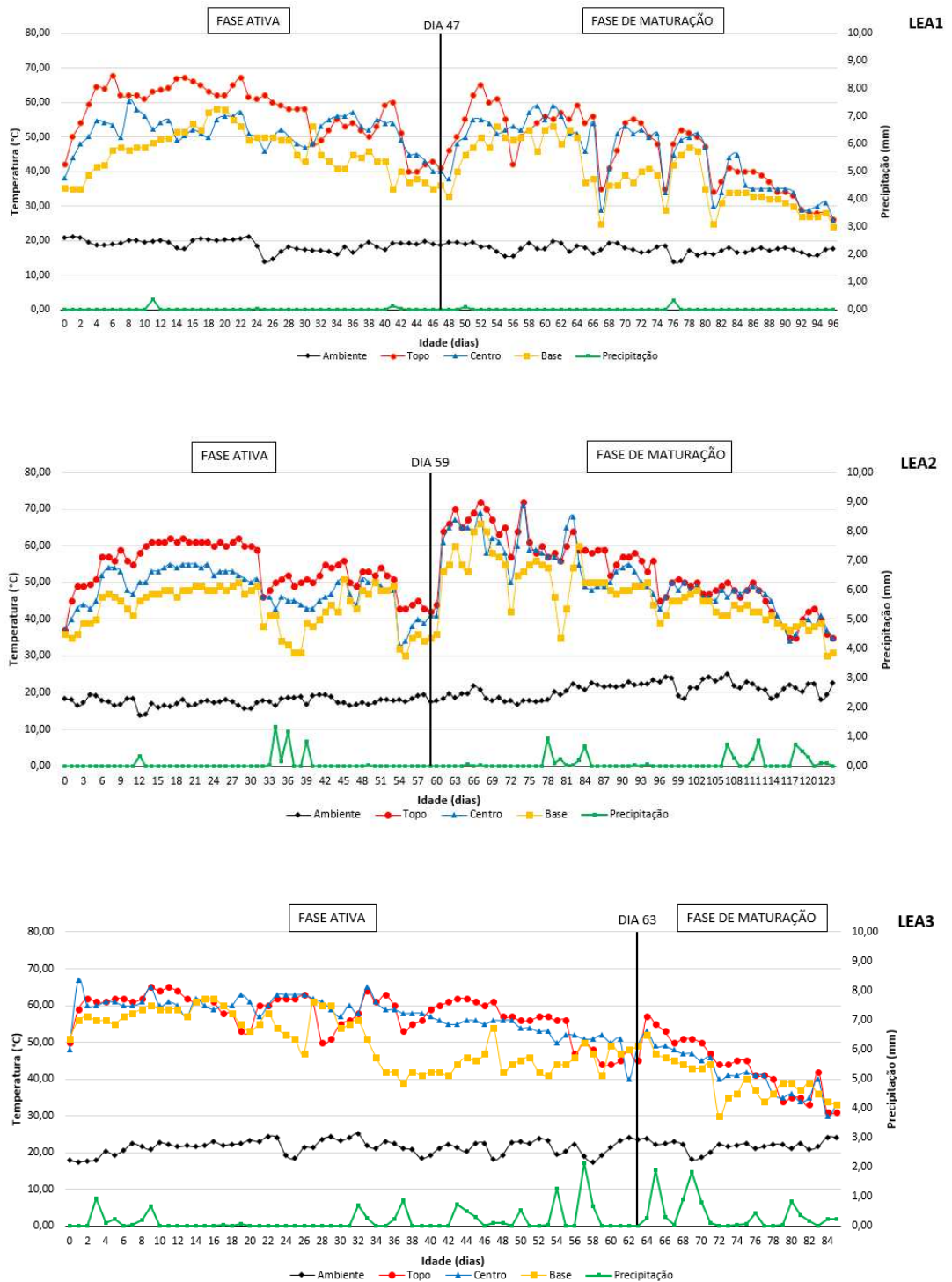
NOTA: LEA 1, LEA 2, LEA 3 = leiras estáticas aeradas; WD1, WD2, WD3 = leiras de reviramento (processo Windrow).

FONTE: INMET, 2018.

6.3.1 Temperatura

A evolução das temperaturas nos experimentos é apresentada nas Figuras 15 e 16. A fase ativa, de cada experimento, foi considerada até o atingimento das temperaturas na faixa de 40 e 45°C, quando as leiras não mais atingiam temperaturas termofílicas. Finda esta fase, as leiras estáticas – LEA1, LEA2 e LEA3 – foram desmontadas do sistema de aeração e montadas no pátio de compostagem. Já as leiras de reviramento – WD1, WD2 e WD3 – passaram a serem reviradas em maiores intervalos de tempo, não mais para o controle da temperatura, mas para aeração e controle da umidade.

FIGURA 15 – PERFIL DA MÉDIAS DAS TEMPERATURAS RELATADAS NAS LEIRAS ESTÁTICAS AERADAS.



Observa-se que, ao transferir as leiras estáticas para o pátio, as temperaturas voltaram a subir. Isso pode ser explicado pelo fato que, ao ser revirado o material, novas superfícies de partículas são expostas a condições aeróbias, induzindo ao aumento da temperatura (SAADI et al., 2013). Devido às altas temperaturas atingidas, foram necessários alguns reviramentos para a liberação de calor. Além disso, como o material

não havia sido triturado antes da compostagem, a granulometria ainda era alta no fim da fase ativa, com restos de frutas, verduras e legumes inteiros. Devido às altas temperaturas atingidas, foram necessários alguns reviramentos para a liberação de calor.

FIGURA 16 – PERFIL DA MÉDIAS DAS TEMPERATURAS RELATADAS NAS LEIRAS REVIRADAS – MÉTODO WINDROW.



A leira LEA1 atingiu temperaturas superiores a 60°C nos primeiros 7 dias. A temperatura do topo foi maior que 60°C até próximo ao dia 25. Nos três pontos de aferição, topo, centro e base, as temperaturas mantiveram-se termofílicas até o dia 47, quando foi considerado o fim da fase ativa.

Na leira LEA2, foram observadas temperaturas termofílicas menores que aquelas das leiras LEA1 e LEA3, mantendo-se, as temperaturas do topo, próximas a 60°C. Isso pode ter sido influenciado pela temperatura ambiente observada no período de compostagem que, em toda a fase ativa, se manteve abaixo dos 20°C. Observou-se uma queda na temperatura próximo do dia 30, que voltou a subir em seguida. Esse valor foi comparado com o obtido na avaliação da umidade, a qual não indicou valores que acarretariam essa variação de temperatura. A faixa termofílica se manteve até o dia 59, quando entraram em fase de maturação.

Durante o processo da leira LEA3, as temperaturas rapidamente atingiram valores acima de 60°C. A compostagem se manteve na fase ativa até o dia 63. Nota-se que a temperatura ambiente e a maior quantidade de chuva no período podem ter contribuído para a manutenção da temperatura do processo.

Na Figura 16, as linhas verticais pontilhadas, em cada gráfico, indicam a data do reviramento das leiras. Após os reviramentos, observa-se elevação de temperatura, indicando a quantidade de calor liberada nesse processo. As fases ativas foram de 48, 37 e 28 dias para cada repetição do experimento com processo Windrow. Durante a fase de maturação, as temperaturas dos experimentos não ultrapassaram os 40°C e os reviramentos foram realizados em intervalos maiores.

Na compostagem de resíduos orgânicos por aeração forçada realizada Rasapoor et al. (2016) foi observado que, por quase 70 dias, as temperaturas se mantiveram acima de 45°C. Na pilha de reviramento, os autores relataram um aumento rápido na temperatura, em torno de 74°C, que passou a oscilar mais, devido aos reviramentos e, após 60 dias, passou a se manter mais estável.

Os dados relativos ao início e fim dos experimentos, a duração das fases e o tempo de duração do processo são apresentados na Tabela 22. As leiras LEA2 e LEA3 apresentaram maiores períodos na fase ativa. Além disso, a leira LEA2, no fase de maturação, demorou mais tempo para atingir temperaturas inferiores a 40°C. A sua montagem foi em junho, com baixas temperaturas ambiente (inferiores a 20°C) (Figura 15), que pode ter contribuído para que o processo tenha sido mais lento que os demais.

TABELA 20 – DADOS DE INÍCIO E FIM DOS EXPERIMENTOS, DURAÇÃO DAS FASES ATIVA E DE MATURAÇÃO E TEMPO TOTAL DE COMPOSTAGEM.

Experimentos	Data de início	Data de fim	Duração da fase ativa (dias)	Duração da fase de maturação (dias)	Duração total (dias)
LEA 1	26/abr	31/jul	47	49	96
LEA 2	29/jun	31/out	59	65	124
LEA 3	12/set	06/dez	63	22	85
WD 1	29/ago	14/nov	48	29	77
WD 2	12/set	14/nov	37	26	63
WD 3	12/set	14/nov	28	35	63

NOTA: LEA = leiras estáticas aeradas, WD = leiras de reviramento (processo Windrow).

Outra observação, é que a temperatura mais elevada atingida pela leira LEA2, durante a fase ativa, foi no 17º dia, com 62°C (Tabela 23). Os demais experimentos atingiram suas maiores temperaturas da fase ativa entre os sete primeiros dias.

Apesar de os resultados de duração dos experimentos LA3, WD e WD3 terem sido consideravelmente menores que os demais, na data considerada como final, o composto ainda não havia atingido maturação, conforme será observado nas análises de germinação adiante. Logo, o tempo total verdadeiro dos experimentos foi maior que o contabilizado.

Na Tabela 23 são apresentados dados sobre a fase ativa, como duração, início das temperaturas termofílicas e a maior temperatura da fase. Dessa forma, a análise estatística feita sobre as médias da duração da fase ativa, em relação ao método de compostagem em emprego, demonstrou que o resultado não foi significativo. Logo, os dois métodos apresentaram tempos estatisticamente iguais nesta fase.

TABELA 21 – DURAÇÃO DA FASE ATIVA DOS EXPERIMENTOS, COMPARAÇÃO DAS MÉDIAS EM FUNÇÃO DO MÉTODO DE COMPOSTAGEM UTILIZADO E DADOS SOBRE AS TEMPERATURAS ATINGIDAS NESSE PERÍODO.

Experimento	Duração da Fase Ativa (dias)	Comparação das médias de duração da FA	Início da faixa termofílica		Maior temperatura na Fase Ativa	
			Dia	Temperatura (°C)	Dia	Temperatura (°C)
LEA1	47	56,33 a	1	50	6	68
LEA2	59		2	49	17	62
LA3	63		0	51	1	67
WD1	48	37,67 a	1	49	6	70
WD2	37		0	51	7	72
WD3	28		0	60	7	71

NOTA: LEA = leiras estáticas aeradas, WD = leiras de reviramento (processo Windrow); FA = fase ativa. Letras iguais na mesma coluna não diferem entre si pelo teste Tukey a 5 % de significância.

Heck et al. (2013), ao estudarem a compostagem de resíduos orgânicos municipais, pelo método de reviramento, obtiveram a maior temperatura da leira, de 67,6°C, por volta do dia 75 e atingiu a maturação em 165 dias. Durante o processo, foi observado uma queda brusca de temperatura de 46°C para 20°C, que foi explicada pela grande intensidade pluviométrica no período.

No início do processo, quando as temperaturas ainda são menores que 40°C, infere-se a presença de microrganismos mesófilos, como fungos e bactérias, que iniciam decomposição de moléculas mais facilmente biodegradáveis, como açúcares, aminoácidos e proteínas (GAJALAKSHMI; ABBASI, 2008).

Nos experimentos, de leiras de reviramento, conduzidos por Jara-Samaniego et al. (2017) foram compostados diferentes materiais para cada leira: resíduos sólidos urbanos sem triagem, fração orgânica dos RSU, resíduos orgânicos de mercado (frutas e vegetais) e mistura de resíduos orgânicos e poda. De acordo com os autores, todos os experimentos permaneceram na fase ativa por 97 dias, exceto a leira de fração orgânica de RSU, que durou 92 dias, tempos muito superiores ao obtidos pelos experimentos tanto de leiras estáticas aeradas como as de reviramento.

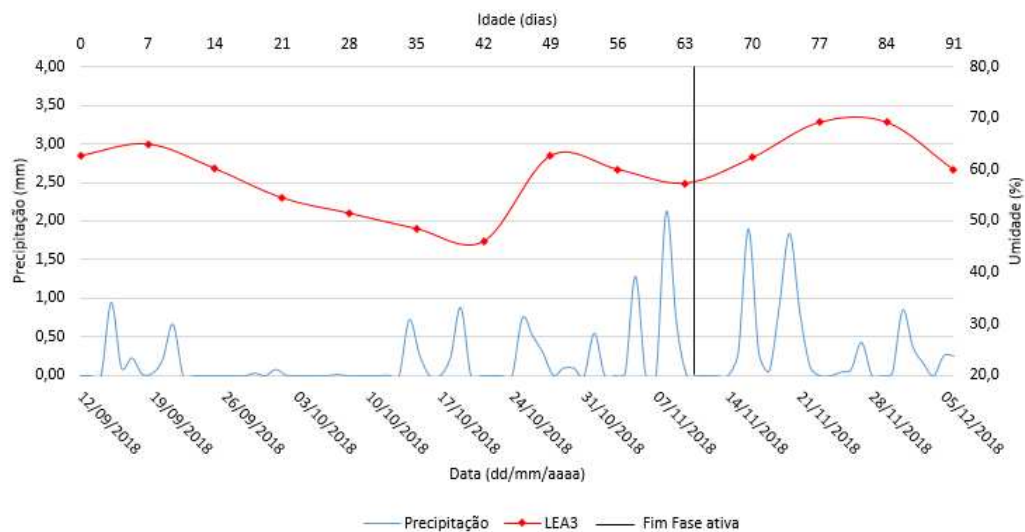
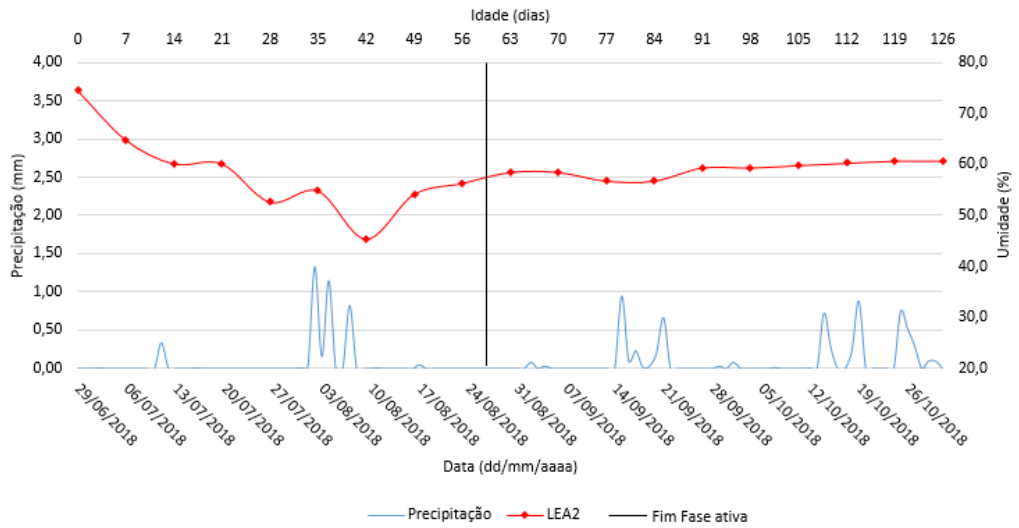
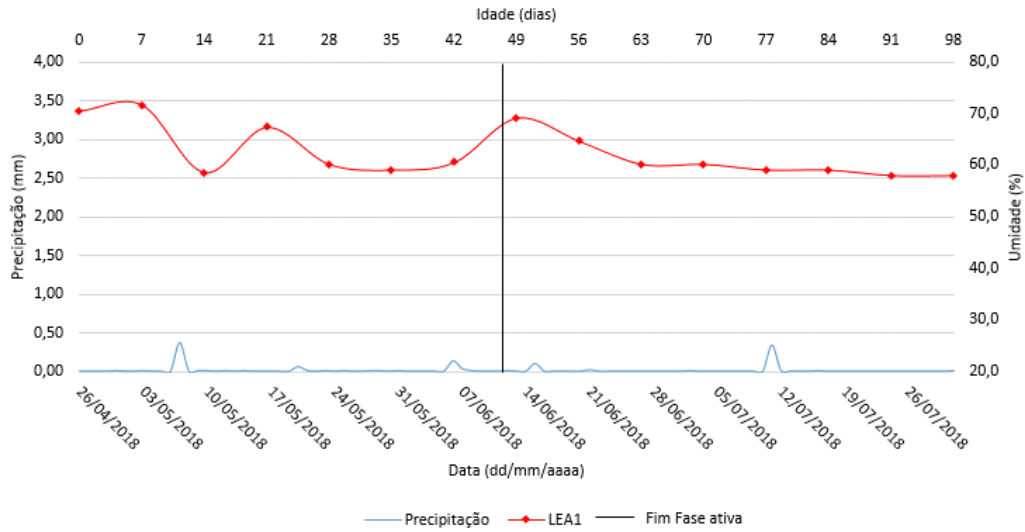
Quando as temperaturas estão acima de 40°C, ocorre a colonização de microrganismos termofílicos, como actinomicetos, bactérias e fungos, que passam a degradar gorduras, celulose, hemicelulose e algumas ligninas. Além disso, as altas temperaturas atingidas por esta fase eliminam organismos patogênicos e sementes de ervas daninhas (TRAUTMANN; KRASNY, 1997).

6.3.2 Umidade

Nas Figuras 18 e 19, são mostrados os comportamentos da umidade em cada uma das leiras, com os valores máximos e mínimos demonstrados em cada caso.

Dos experimentos relativos às leiras estáticas aeradas (Figura 18), a leira LEA1 apresentou maior valor de umidade no dia 7, com 72%, devido às características do material a ser compostado. Houve um decréscimo da umidade no dia 14, que aumentou na semana seguinte, a valor superior a 65%. Após o dia 49, os teores de água diminuíram até o final do processo, atingindo valor mínimo de 58% no dia 91.

FIGURA 17 – COMPORTAMENTO DA UMIDADE DURANTE O PROCESSO DE COMPOSTAGEM DAS LEIRAS ESTÁTICAS AERADAS.



A umidade da leira LEA2 foi máxima no início do processo de compostagem, com 75%, e diminuiu gradativamente até o dia 42, atingindo 45%, menor valor. A partir dessa idade, os valores aumentaram e permanecerem entre 55 e 60%, aproximadamente, até o fim da compostagem.

A leira LEA3 apresentou redução da umidade a partir do dia 0 até o dia 42, quando apresentou o teor de água de 46%. Os valores subiram a partir desta idade, atingindo o maior valor no dia 77, 69%. O processo de compostagem se encerrou com valor próximo a 60% de umidade. Esse aumento da umidade, pode ter correlação com o período de precipitação, entre os dias 31 e 84, com maior intensidade ($>1,0$ mm) entre os dias 54 e 71. Devido à pluviosidade, foi observado excesso de lixiviado, apesar de não ter causado maus odores, uma vez que a fase ativa de degradação já havia se encerrado e o composto estava em estágio de maturação.

As leiras de reviramento (Figura 19), WD1, WD2 e WD3, apresentaram altos valores de umidade na montagem do experimento, 74, 63 e 63%, respectivamente, indicando o teor de água dos resíduos orgânicos utilizados.

Os teores de água da leira WD1 decaíram até o dia 35, quando chegou ao seu menor valor, 39%. A umidade aumentou posteriormente, devido à pluviosidade do período, atingindo valor final próximo a 60%.

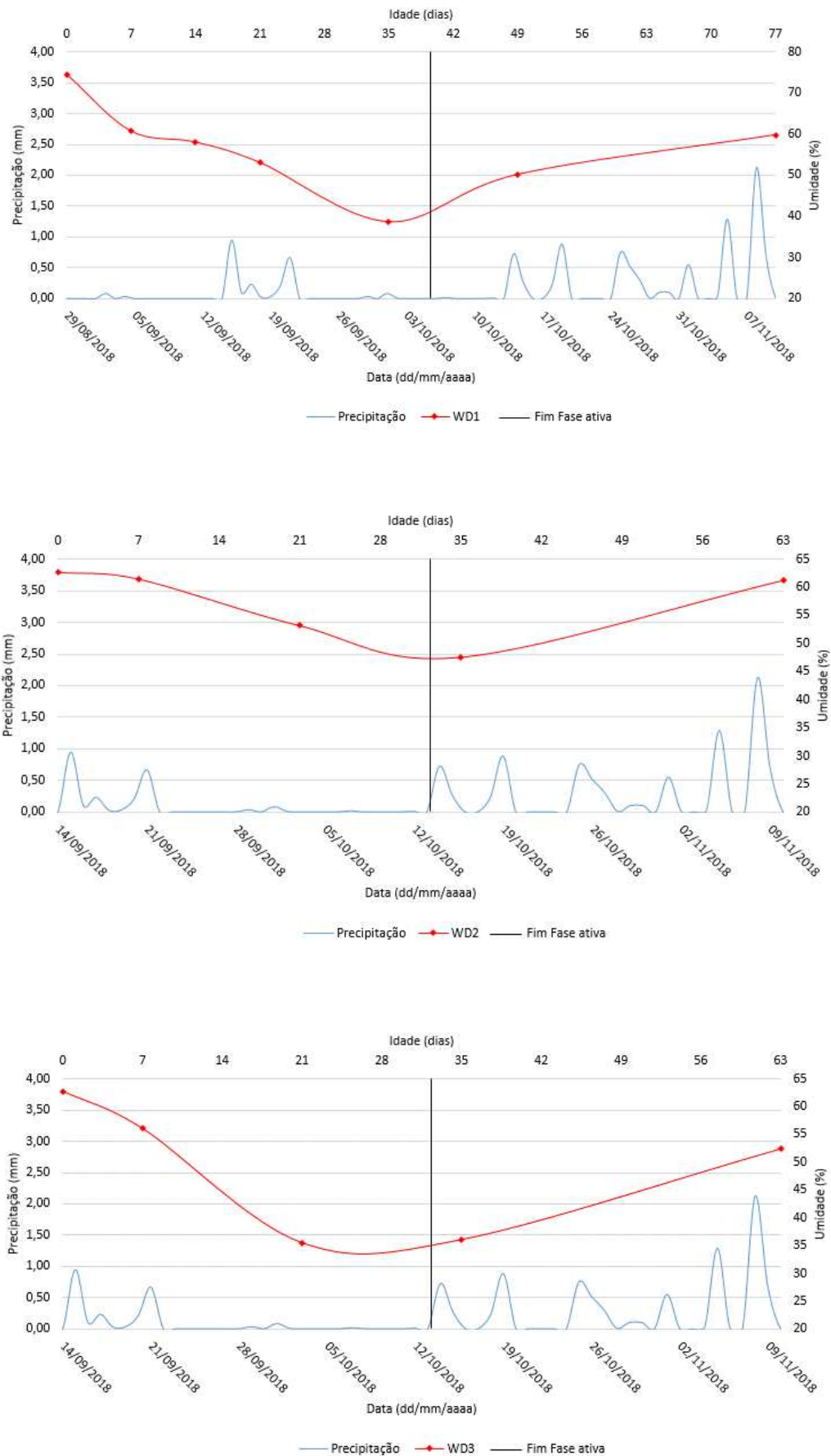
A leira WD2 também apresentou seu menor valor de umidade no dia 35, com 48%. Até esse dia, o comportamento dos valores era de decaimento com os passar dos dias. O processo foi encerrado com umidade superior a 60%, que foi alta devido à pluviosidade do período.

A umidade da leira WD3 decaiu de 63% para 35% nos 21 primeiros dias, e se manteve abaixo de 40% até o dia 35. A partir dessa data, o teor de água subiu, devido à chuva do período, e o processo terminou com umidade de 53%.

Comparando os dois métodos, observa-se que a umidade das leiras de reviramento reduziu a valores inferiores a 50% em menor tempo que aquele observado para as leiras estáticas. Os valores observados na leiras estáticas apresentaram muitas oscilações, mesmo quando não influenciada pelas chuvas, em relação às leiras de reviramento. Esse fato pode estar relacionado à amostragem, pois a leira de reviramento possui um material mais homogêneo devido aos revolvimentos.

As leiras estáticas mantiveram por mais tempo a umidade em valores superiores a 50% durante a fase ativa, o que contribui para que ocorresse a biodegradação.

FIGURA 18 – COMPORTAMENTO DA UMIDADE DURANTE O PROCESSO DE COMPOSTAGEM DAS LEIRAS DE REVIRAMENTO.



Em regra, espera-se que a umidade do material diminua, uma vez que este é composto por matéria orgânica municipal, incluindo restos de frutas – umidade aproximada de 80% (NOGUÉS et al., 2010) - e verduras – cerca de 90% de umidade (ABDULLAH et al., 2015). É possível observar que, em todos os experimentos, os processos se encerraram com umidades próximas de 60%, tendo apresentado menores valores durante o período da compostagem.

A análise de variância (ANOVA) da umidade, em relação ao método e à idade da compostagem, foi realizada a fim de se avaliar se houve diferença estatística para esses tratamentos, conforme é apresentado na Tabela 22.

TABELA 22 – RESUMO DA ANÁLISE DE VARIÂNCIA DA UMIDADE (%) EM RAZÃO DOS DIFERENTES MÉTODOS DE COMPOSTAGEM E À IDADE DO PROCESSO.

Fonte de Variação	GL	QM
		Umidade (%)
Método compostagem	1	419,72 **
Idade do processo	17	112,68 **
Erro	35	39,20
Total	53	
cv (%)		11,16
Média Geral		59,46

NOTA: GL= grau de liberdade; QM = quadrado médio; NS = não significativo; ** = significativo a 1% de probabilidade pelo teste F; cv = coeficiente de variação.

Com base no resumo da ANOVA apresentado, foi possível concluir que os valores de umidade foram significativos tanto em relação aos métodos de compostagem quanto em relação aos dias. O teste Tukey, na Tabela 23, apresentou a diferença entre as médias, de forma que a umidade das leiras estáticas aeradas foram maiores que as observadas nas leiras de reviramento.

TABELA 23 – UMIDADE DOS EXPERIMENTOS DE COMPOSTAGEM POR AERAÇÃO FORÇADA E POR REVIRAMENTO.

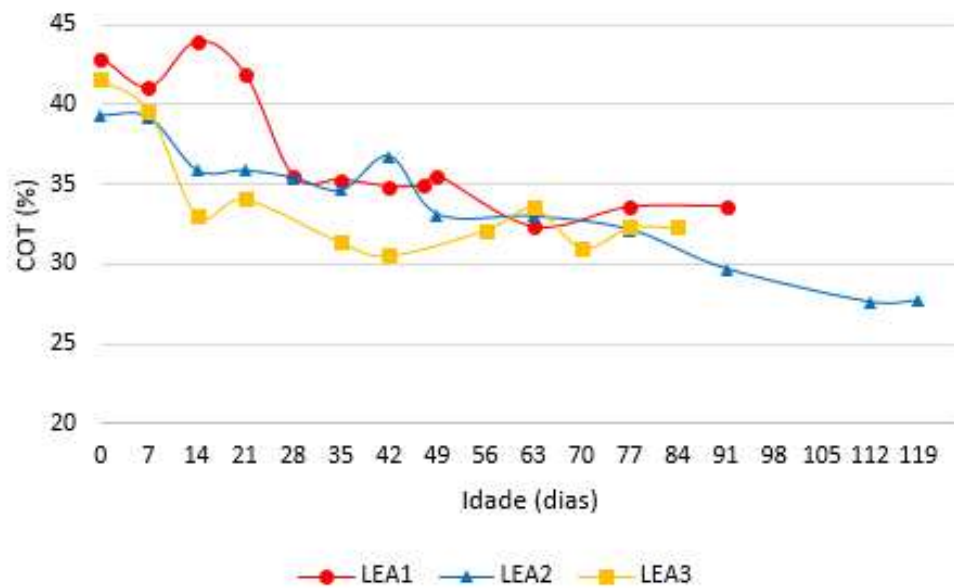
Método de compostagem	Umidade
LEA	60,34 a
WD	54,34 b

NOTA: LEA = leiras estáticas aeradas, WD = leiras de reviramento (processo Windrow). Letras iguais na mesma coluna não diferem entre si pelo teste Tukey a 5 % de significância.

6.3.3 Sólidos Voláteis e Carbono Orgânico Total

A redução de carbono orgânico total (COT) e a redução de sólidos voláteis estão relacionadas com a degradação da matéria orgânica presente na massa de compostagem. Na Figura 20 e 21 são apresentados os teores de COT, obtidos pela relação descrita na Equação 3 da metodologia.

FIGURA 19 – VALORES DE CARBONO ORGÂNICO TOTAL OBSERVADOS DURANTE O PROCESSO DE COMPOSTAGEM NAS LEIRAS ESTÁTICAS AERADAS.

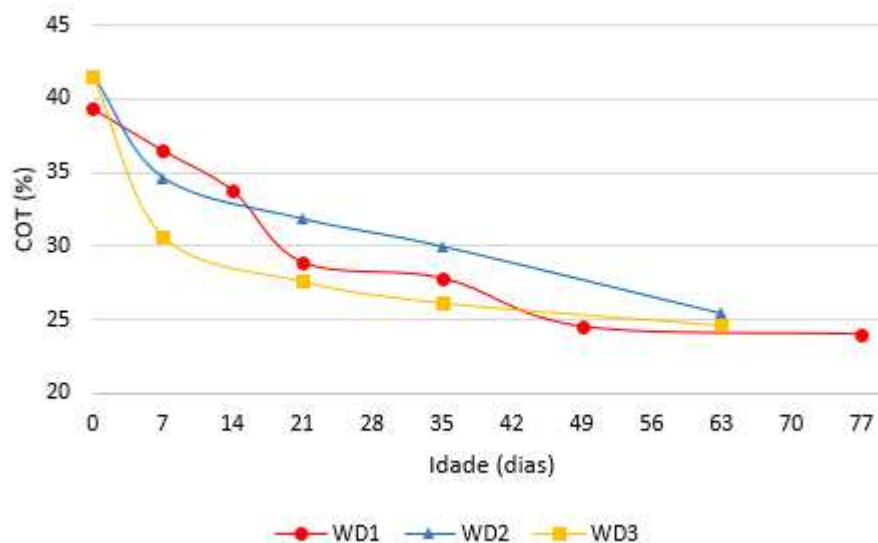


Foram observadas variações nas reduções de COT durante o que podem estar relacionadas com a amostragem feita, em que o material coletado pode se encontrar em diferentes estágios de degradação nas leiras estáticas. Na leira LEA1, nos primeiros 28 dias, os valores foram superiores a 40 e então decaíram. Entre os dias 28 e 49, os valores mantiveram-se próximos a 35% e o processo se encerrou com COT de 34%.

A leira LEA2 iniciou o processo com COT menor que 40%. Entre os dias 7 e 42, permaneceu no patamar próximo a 35%. Os valores decaíram com o passar do tempo da compostagem e, ao final, a concentração de COT foi de 28%.

Entre os 14 primeiros dias, o COT da leira LEA3 decaiu de 42 para 33%. A partir desta idade até o final do experimento, os valores oscilaram entre 30 e 35%, finalizaram o processo em 32%.

FIGURA 20 – VALORES DE CARBONO ORGÂNICO TOTAL OBSERVADOS DURANTE O PROCESSO DE COMPOSTAGEM NAS LEIRAS DE REVIRAMENTO.



Ao comparar os gráficos das Figuras 20 e 21, observa-se que o comportamento do COT nas leiras de reviramento apresentou menores variações de valores durante o processo. As leiras reviradas são constituídas de um material mais homogêneo, misturado, justamente devido aos revolvimentos. As leiras estáticas podem possuir estratificações no interior da massa, em que pode ocorrer variações de temperatura, de aeração e, portanto, matéria em diferentes estágios de decomposição. Apesar de ter sido realizada amostragem composta, com material de diferentes pontos das leiras, essa diferenciação pode ter ocorrido nas amostras das leiras estáticas aeradas.

A leira WD1 apresentou um decaimento dos valores de COT, nos primeiros 21 dias, de 39% para 29%. Do dia 21 ao final da compostagem, os valores variaram entre 29 e 24%, sendo o menor valor o correspondente ao fim do processo.

Os valores iniciais de COT das leiras WD2 e WD3 foram o mesmo, de 42%, por terem sido montadas no mesmo dia, com o mesmo material. No entanto, o comportamento observado durante a compostagem, indicou que a leira WD3 reduziu o COT mais rápido que a WD2: enquanto no dia 7 a WD2 apresentava valor de 35%, a WD3 havia reduzido para próximo de 30%, e essa diferença permaneceu durante a compostagem. Embora as leiras tenham apresentado essa diferença entre os dias 7 e 35, ambas finalizaram o processo com valores próximos a 25%.

A redução de sólidos voláteis seguiu o mesmo comportamento do carbono orgânico total, uma vez que este valor foi uma relação feita com os resultados dos sólidos voláteis, de acordo com a metodologia.

Na Tabela 24 são apresentados os valores correspondentes ao teor de sólidos voláteis durante o processo de compostagem, nos dois métodos usados, e as suas respectivas reduções percentuais. Segundo os resultados, é possível concluir que a maior redução de sólidos voláteis ocorre durante a fase ativa, que é quando ocorre a biodegradação rápida por organismos termofílicos e mesofílicos. As reduções percentuais das leiras estáticas apresentaram-se menores que os das leiras de reviramento.

TABELA 24 – RESUMO DOS TEORES DE SÓLIDOS VOLÁTEIS NOS ESTÁGIOS DO PROCESSO DE COMPOSTAGEM E AS RESPECTIVAS REDUÇÕES CALCULADAS.

Experimentos	Teor de sólidos voláteis (%)			Redução de sólidos voláteis (%)		
	Inicial	Fim da Fase Ativa	Final	Fase Ativa	Fase de Maturação	Total
LEA1	77,2	62,9	60,5	18,5	3,1	21,6
LEA2	70,8	59,4	49,8	16,1	13,6	29,7
LEA3	74,9	60,4	58,2	19,4	2,9	22,3
WD1	70,8	44,2	43,3	37,6	1,2	38,8
WD2	74,9	54,0	45,8	27,9	11	38,9
WD3	74,9	48,4	44,3	35,4	5,5	40,9

A análise de variância foi realizada para avaliar se houve diferença estatística nas reduções observadas em razão do método de compostagem empregado, conforme apresentado na Tabela 25. De acordo com o resumo da ANOVA, os resultados foram significativos para as reduções de sólidos voláteis, tanto na fase ativa, como a redução total, em função do método de compostagem utilizado. Assim, os valores encontrados para o método de leiras reviradas foram maiores que os referentes às leiras estáticas aeradas. O teste de médias realizado para as reduções obtidas é apresentado na Tabela 26.

TABELA 25 – RESUMO DA ANÁLISE DE VARIÂNCIA DA REDUÇÃO DE SÓLIDOS VOLÁTEIS TOTAL E NA FASE ATIVA DOS EXPERIMENTOS EM FUNÇÃO DO MÉTODO DE COMPOSTAGEM UTILIZADO.

Fonte de variação	QM		
	GL	Fase Ativa	Total
Método compostagem	1	366,602**	337,50**
Erro	4	14,387	10,773
Total	5		
cv (%)		14,69	10,25
Média geral		25,82	32,03

NOTA: GL= grau de liberdade; QM = quadrado médio; NS = não significativo; ** = significativo a 1% de probabilidade pelo teste F; cv = coeficiente de variação.

TABELA 26 – REDUÇÕES DE SÓLIDOS VOLÁTEIS TOTAL E NA FASE ATIVA, NOS DOIS MÉTODOS DE COMPOSTAGEM UTILIZADOS.

Tratamento	Redução SV na fase ativa	Redução de SV total
LEA	18,00 b	24,53 b
WD	33,63 a	39,53 a

NOTA: Letras iguais na mesma coluna não diferem entre si pelo teste Tukey a 5 % de significância. LEA: leiras estáticas aeradas; WD: leiras de reviramento; SV: sólidos voláteis; FA: fase ativa.

Avidov et al. (2017) estudando a compostagem de lodo de esgoto por aeração forçada em luvas de polietileno obtiveram resultados de redução de sólidos voláteis de 39,9% e 33,8%, valores próximos aos observados nas leiras de reviramento.

Zhang et al. (2018) realizaram co-compostagem de lodo de esgoto com resíduos sólidos urbanos e observaram, em todos os seus experimentos, que a matéria orgânica no composto diminuiu continuamente, indicando a mineralização de substâncias biodegradáveis durante a compostagem. Além disso, alguns dos tratamentos apresentaram maior redução de matéria orgânica (45,3 e 46,7%) enquanto outros tratamentos apresentaram reduções próximas a 35%. Aqueles que apresentaram maior redução possuíam uma porcentagem mais elevada de RSU, o que pode explicar os resultados. Além disso, os autores correlacionaram esses resultados com os maiores períodos de temperatura termofílica observados.

Dores-Silva et al. (2013), na compostagem de resíduos orgânicos, constataram que a diminuição de COT durante o processo foi diretamente proporcional à redução de matéria orgânica. O processo de estabilização da matéria orgânica promove uma redução deste, pois a respiração microbiana transforma o carbono contido no material em CO₂, que vai para a atmosfera. Além disso, pode ocorrer perda de carbono em lixiviados, condensados e emissões gasosas nas formas de CO₂ e CH₄.

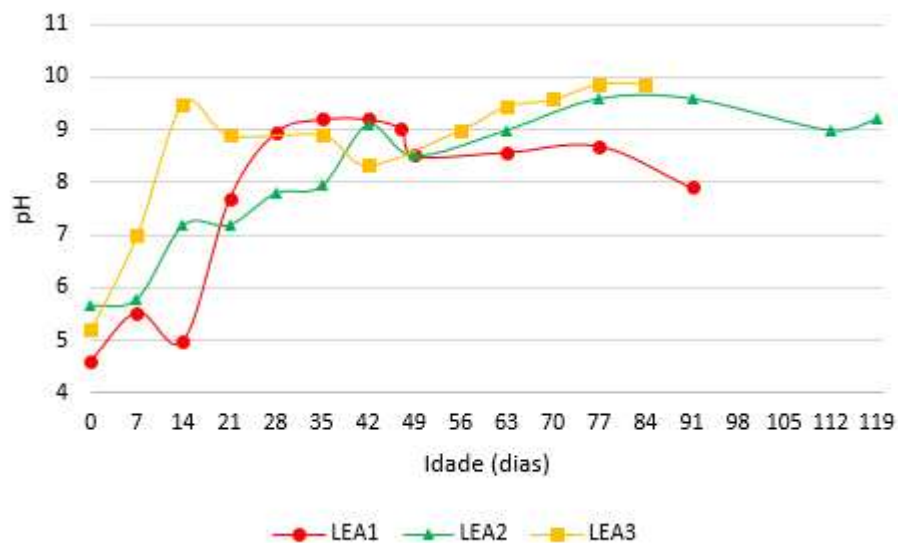
Nas pilhas de compostagem da fração orgânica de resíduos municipais, conduzidas por Awasthi et al. (2015), o COT decresceu gradativamente com o tempo e, ao final do processo, atingiu valores inferiores a 40%. A perda líquida de massa seca e de carbono orgânico, na forma de CO₂, durante a compostagem, foram atribuídas a esse resultado.

Alguns autores consideram essa perda de COT como um parâmetro que indica indiretamente o grau de maturidade do composto (VARGAS-GARCIA et al., 2010; KARAK et al., 2014).

6.3.4 pH

O pH, mesmo não sendo um fator limitante do processo, é um parâmetro relevante, pois condiciona o desenvolvimento de microrganismos. Nas Figuras 22 e 23 são apresentados os comportamentos do pH nos experimentos das leiras estáticas aeradas e das leiras de reviramento – método Windrow.

FIGURA 21 – VARIAÇÃO DO pH AO LONGO DO PROCESSO DE COMPOSTAGEM NAS LEIRAS ESTÁTICAS AERADAS.

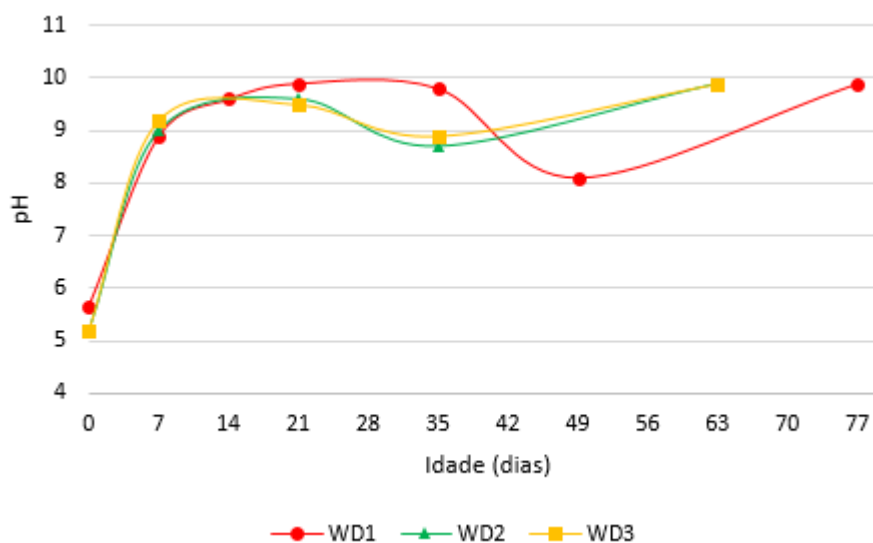


Conforme mostrado na Figura 22, o pH da leira LEA1 apresentou uma elevação até o dia 21, com pequeno declínio no dia 7. Essas variações, observadas em todos os experimentos, podem ser devido à amostragem. Após o dia 20, os valores subiram até o dia 49 e mostraram pequena diminuição, de valores superiores a 9 para próximo de 8,5. O processo encerrou com pH de 7,9.

Foi observado um aumento de pH da leira LEA2, do início do processo até o dia 42, atingindo valor próximo a 9,0. Nesse período, apresentou patamares de valores próximos, como entre os dias 14 e 21 e entre 28 e 35. O pH apresentou uma oscilação no dia 49, com valor próximo de 8,5. Logo após, voltou a subir, com pouca variação, apesar de nos últimos 10 dias ter diminuído a valores próximos a 9,0, encerrando a compostagem como pH de 9,2.

Na LEA3, o pH aumentou, durante os primeiros 15 dias de 5,2 para aproximadamente 9,5. Da primeira quinzena até o dia 42, a leira manteve valores entre 8 e 9, com oscilações. Na fase final da compostagem, o pH apresentou novo aumento, variando de 9 até próximo a 10, encerrando o processo com pH 9,8.

FIGURA 22 – VARIACÃO DO pH AO LONGO DO PROCESSO DE COMPOSTAGEM NAS LEIRAS DE REVIRAMENTO – PROCESSO WINDROW.



O pH das três leiras reviradas, apresentado na Figura 23, apresentou o mesmo comportamento do dia 0 até o dia 14. A partir desse dia, a leira WD1 continuou a subir e se manteve próximo de 10 até o dia 35. No dia 49 o pH da WD1 decaiu até próximo a 8, e até o final do processo, os valores aumentaram. As leiras WD2 e WD3 decaíram do dia 21 ao dia 35. Até o fim do período, os valores voltaram a subir. Todas as leiras reviradas terminaram o processo de compostagem com valor de 9,9.

Na Tabela 27 é apresentado o resumo dos valores de pH observados nos principais estágios do período de compostagem, como início e fim do experimento e fim da fase ativa.

TABELA 27 - RESUMO DOS VALORES DE pH OBSERVADOS NOS EXPERIMENTOS EM RELAÇÃO AO INÍCIO DA COMPOSTAGEM, AO FIM DA FASE ATIVA E AO FIM DO PROCESSO.

Experimento	pH		
	Início do processo	Fim da Fase Ativa	Fim do processo
LEA1	4,6	9,0	7,9
LEA2	5,7	9,0	9,2
LEA3	5,2	9,5	9,8
WD1	5,7	8,1	9,9
WD2	5,2	8,7	9,9
WD3	5,2	9,2	9,9

NOTA: LEA: leiras estáticas aeradas; WD: leiras reviradas.

A análise de variância (ANOVA) do pH, em relação método de compostagem e à idade do processo, foi realizada a fim de se avaliar se houve diferença estatística para esses tratamentos, conforme é apresentado na Tabela 28.

TABELA 28 - RESUMO DA ANÁLISE DE VARIÂNCIA DO pH DOS EXPERIMENTOS EM RAZÃO DOS DIFERENTES MÉTODOS DE COMPOSTAGEM E DA IDADE DO PROCESSO DE COMPOSTAGEM.

Fonte de Variação	GL	QM pH
Potência de aeração	1	2,593 ^{NS}
Idade do processo	16	5,184 ^{**}
Erro	35	1,131
Total	52	
cv (%)		12,78
Média Geral		8,323

NOTA: GL= grau de liberdade; QM = quadrado médio; NS = não significativo; ** = significativo a 1% de probabilidade pelo teste F; cv = coeficiente de variação

De acordo com o resumo da ANOVA, os valores de pH, quando relacionados à potência de aeração, apresentaram resultados não significativos, de forma a concluir que a potência não foi fator determinante para diferenciar o comportamento do pH. Já quando comparados em relação às idades do processo de compostagem, houve diferença significativa.

O aumento do pH evoluiu na medida em que o tempo de compostagem aumentava e isso pode ser atribuído à produção de amônia e nitrogênio inorgânico e à degradação de proteínas e ácidos orgânicos (AWASTHI et al., 2015; ZHANG et al., 2018).

Awasthi et al. (2015) observaram em seus experimentos que, em algumas pilhas de compostagem resíduos orgânicos municipais, o pH inicial do processo decaiu na primeira semana e atribuiu essa diminuição à intensa atividade microbiana de degradação da matéria orgânica que pode ter formado ácido orgânico.

Zhang et al. (2018), em seus experimentos, ao final da compostagem resíduos orgânicos municipais misturados a lodo de esgoto, obtiveram valores de pH entre 7 e 8,5, caracterizando os compostos como maturados. Considerando essa faixa de pH apresentada pelos autores, apenas a LEA1 teria atingido a maturação, pois chegou ao valor de 7,9. Já os outros experimentos apresentaram valores de pH superiores a 9,0.

6.3.5 Teste de Germinação

O índice de germinação (IG) é considerado uma maneira confiável de testar a fitotoxicidade de compostos para o crescimento de plantas (SELIM; ZAYED; ATTA, 2012). A maturidade do composto representa tanto a amplitude de degradação da matéria orgânica como a sua fitotoxicidade, a qual está diretamente relacionada com a estabilidade biológica, uma vez que a atividade microbiana instável pode produzir compostos fitotóxicos (CESARO et al., 2019).

Na Tabela 29 são apresentados os índices de germinação obtidos pelos compostos produzidos durante o processo de compostagem, as respectivas idades da compostagem e o tempo de maturação, na data do teste de germinação, a fim de se avaliar a maturidade.

TABELA 29 – ÍNDICE DE GERMINAÇÃO DOS COMPOSTOS FINAIS OBTIDOS PELA COMPOSTAGEM.

Experimentos	Idade do experimento	Tempo em fase de maturação	Índice de Germinação
LEA1	257	210	82%
LEA2	193	134	77%
LEA3	118	55	49%
WD1	132	84	55%
WD2	118	81	42%
WD3	118	90	40%

NOTA: LEA: leiras estáticas aeradas; WD: leiras reviradas.

Segundo os resultados da Tabela 29, os experimentos que atingiram a maturação foram LEA1, LEA2 e WD1, de acordo com os índices de germinação maiores que 50% (ZUCCONI, 1981 apud VIONE, 2016).

Em relação às leiras estáticas aeradas, foi observado uma correlação dos tempos de duração na fase de maturação com os maiores índices de germinação. Assim, a leira LEA3, com o menor tempo de maturação, apresentou o menor IG, de 49%. Os 55 dias em maturação não foram suficientes para que o composto atingisse a maturação.

Essa correlação não foi observada nas leiras de reviramento, uma vez que a leira WD1, com 84 dias em maturação, apresentou composto maturado, e a leira WD3, com 90 dias em maturação, teve IG de 40%.

Apenas um experimento dos relativos às leiras de reviramento atingiu a maturação, a leira WD1, com IG de 55%. WD2 e WD3, com tempo de maturação de 81 e 90 dias, respectivamente, não atingiram a maturação, com valores de 42 e 40%.

A partir dos resultados da ANOVA, não foi observada diferença estatística dos índices de germinação obtidos em relação ao método de compostagem, conforme apresentado na Tabela 30.

TABELA 30 – RESUMO DA ANÁLISE DE VARIÂNCIA DO ÍNDICE DE GERMINAÇÃO DOS EXPERIMENTOS EM RAZÃO DOS DIFERENTES MÉTODOS DE COMPOSTAGEM.

Fonte de variação	QM	
	GL	IG
Método compostagem	1	840,167 ^{NS}
Erro	4	191,33333
Total	5	
cv (%)		24,06
Média geral		57,5

NOTA: GL= grau de liberdade; QM = quadrado médio; NS = não significativo; ** = significativo a 1% de probabilidade pelo teste F; cv = coeficiente de variação.

Os compostos fitotóxicos podem ser gradualmente eliminados pela compostagem, o que representa um aumento no índice de germinação com o tempo do processo, sendo o teste de germinação utilizado a fim de avaliar a toxicidade desse material resultante (TIQUIA et al., 1996). Em geral, índices de germinação baixos são obtidos no início do processo de compostagem, quando há uma intensa atividade microbiana e a formação de inibidores de germinação como álcoois, compostos fenólicos e ácidos orgânicos (KAZEMI et al., 2016).

6.3.6 Redução de Massa

A redução de volume durante a compostagem é previsível em diferentes métodos. No entanto, segundo Yue et al. (2008), as pilhas por reviramento apresentam resultados melhores quanto a esse parâmetro, conforme pôde ser observado pelos dados da Tabela 31.

A análise de variância dos percentuais de redução da massa do material compostado, em função da potência do sistema de aeração, é apresenta na Tabela 32, para avaliar se o sistema de aeração interferiu na redução. Com base no resultado da ANOVA, o resultado para correlação das reduções de massa, em função do método de compostagem, não foi significativo, de forma que ambos os métodos apresentaram a mesma eficiência para esse parâmetro.

TABELA 31 - REDUÇÃO DA MASSA DO MATERIAL COMPOSTADO EM LEIRAS ESTÁTICAS AERADAS E EM LEIRAS DE REVIRAMENTO E A QUANTIDADE DE REJEITO RESULTANTE.

Experimento	Massa inicial (t)	Composto orgânico (%)	Rejeito (%)	Redução da massa (%)
LEA1	1,6	41,4	1,5	57
LEA2	3,5	19,3	1,8	79
LEA3	2,6	22,7	2,2	75
WD1	0,42	14,4	5,3	80
WD2	0,38	10,3	5,4	84
WD3	0,38	12,7	4,8	83

NOTA: LEA: leiras estáticas aeradas; WD: leiras reviradas.

TABELA 32 – RESUMO DA ANÁLISE DE VARIÂNCIA DA REDUÇÃO DE MASSA DO MATERIAL COMPOSTADO, EM RAZÃO DOS DIFERENTES MÉTODOS DE COMPOSTAGEM.

Fonte de variação	QM	
	GL	Redução
Método compostagem	1	216,0 ^{NS}
Erro	4	70,83
Total	5	
cv (%)		11,03
Média geral		76,33

NOTA: GL= grau de liberdade; QM = quadrado médio; NS = não significativo; ** = significativo a 1% de probabilidade pelo teste F; cv = coeficiente de variação.

Os resultados obtidos pela pesagem indicam o quanto a compostagem de resíduos orgânicos é eficiente na biodegradação destes e na redução de volume de material. A compostagem pode auxiliar na redução de rejeitos que são enviados a aterros sanitários, diminuindo problemas ambientais e aumentando a vida útil destes. Além disso, é considerada a forma de destinação adequada para a fração orgânica, de acordo com a Política Nacional de Resíduos Sólidos (BRASIL, 2010).

De acordo com Adhikari et al. (2009), a redução da massa de compostagem é proporcional ao teor de umidade, uma vez que parte dessa redução se deve à produção de chorume e evaporação da água.

6.4 CONCLUSÃO

Os experimentos submetidos a dois métodos de compostagem distintos foram realizados de modo a proporcionar uma comparação de suas eficiências. Conforme os parâmetros analisados, as temperaturas termofílicas foram atingidas nos primeiros dois dias, em ambos os métodos. Além disso, o tempo de duração das fases ativas foram estatisticamente iguais. A comparação dos tempos totais de compostagem não pode ser feita, pois ficou constatado, pelo teste de germinação, que duas leiras de reviramento – WD2 e WD3 – e uma leira estática, LEA3, não haviam atingido a maturação. Já as leiras LEA1, LEA2 e WD1 apresentaram compostos maturados, com índice de germinação superiores a 50%.

Quanto à umidade, os métodos apresentaram comportamentos distintos durante o processo de compostagem, de modo que as LEA apresentaram média de umidade maior que as leiras de reviramento. Pode-se considerar que ambos apresentaram resultados de umidade que favoreceram a biodegradação da matéria orgânica.

Em relação à redução de sólidos voláteis e de carbono orgânico total, as leiras estáticas apresentaram redução média de 24,5% no final do processo, enquanto as de reviramento, 39,5%. Os resultados observados, tanto na fase ativa, quanto no final do experimento, indicaram que as leiras de reviramento garantiram melhores resultados. Apesar de menores, os valores obtidos nas leiras estáticas aeradas também indicam eficiência no processo.

Em todos os experimentos foi observado o aumento dos valores de pH, que não variou em função do método de compostagem adotado, indicando a metabolização dos ácidos orgânicos pela atividade microbiana.

Os processos de compostagem tiveram redução de massa estatisticamente iguais. O menor valor de redução foi da leira LEA1, de 57%. Em contrapartida, a maior redução foi de 84% na leira WD3. Ambos os métodos mostraram eficazes na diminuição dos resíduos compostados.

Dessa forma, os dois métodos apresentaram resultados que comprovaram as suas eficiências no tratamento da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABDULLAH, N.; CHIM, N. L.; MOKHTAR, M. M.; TAIP, F. S. Effects of bulking agents, load size or starter cultures in kitchen-waste composting. In: *Biological Treatment of Solid Waste Enhancing Sustainability*, Ed. Elena Cristina Rada, CRC PRESS, 2015.
- ADHIKARI, B. K.; BARRINGTON, S.; MARTINEZ, J.; KING, S. Effectiveness of three bulking agents for food waste composting. **Waste Management**, v.29, n.1, p.173-203, 2009.
- APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*, 17.ed. APHA, Washington, D.C., 1989.
- AVIDOV, R.; SAADI, I.; KRASSNOVSKY, A.; HANAN, A.; MEDINA, S.; RAVIV, M.; CHEN, Y.; LAOR, Y. Composting municipal biosolids in polyethylene sleeves with forced aeration: Process control, air emissions, sanitary and agronomic aspects. **Waste Management**, v. 67, p. 32-42, 2017.
- AWASTHI, M. K.; PANDEY, A. K.; BUNDELA, P. S.; KHAN, J. Co-composting of organic fraction of municipal solid waste mixed with different bulking waste: Characterization of physicochemical parameters and microbial enzymatic dynamic. **Bioresource Technology**, v.182, p.200-207, 2015.
- AZEVEDO, M. A. **Estudo e avaliação de quatro modos de aeração para sistemas de compostagem em leiras**. 1993. 194 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento e Meio Ambiente) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 1993.
- BERNAL, M., ALBURQUERQUE, J., MORAL, R. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. **Bioresource Technology**, v.100, p.5444-5453, 2009.
- BIDONE, F. R. A.; POVINELLI, J. **Conceitos Básicos de Resíduos Sólidos**. São Carlos: EESC; USP, 1999.
- BRASIL. Lei nº 12305, de 2 de agosto de 2010. **Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências**, Brasília, DF, ago. 2010.
- CAYUELA, M. L.; SANCHEZ-MONEDERO, M. A.; ROIG, A. Evaluation of two different aeration systems for composting two-phase olive mill wastes. **Process Biochemistry**, v.41, p.616-624, 2005.
- CEMIG – Companhia Energética de Minas Gerais. Valores de tarifas e serviços (s.d.). Disponível em: < http://www.cemig.com.br/pt-br/atendimento/Paginas/valores_de_tarifa_e_servicos.aspx>. Acesso em: 20 mar. 2019.
- CESARO, A.; CONTE, A.; BELGIORNO, V.; SICILIANO, A.; GUIDA, M. The evolution of compost stability and maturity during the full-scale treatment of the

organic fraction of municipal solid waste. **Journal of Environmental Management**, v. 232, p. 264-270, 2019.

DORES-SILVA, P. R.; LANDGRAF, M. D.; REZENDE, M. O. O. Processo de estabilização de resíduos orgânicos: vermicompostagem versus compostagem. **Química Nova**, v.36, n.5, p.640-645, 2013.

FERREIRA, D. F. Sisvar: a Guide for its Bootstrap procedures in multiple comparisons. **Ciência e Agrotecnologia, Lavras**, v.38, n.2, p.109-112, 2014.

GAJALAKSHMI, S.; ABBASI, A. Solid Waste Management by Composting: State of the Art. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v.38, p.311-400, 2008.

GETAHUN, T.; NIGUSIE, A.; ENTELE, T.; VAN GERVEN, T.; VAN DER BRUGGEN, B. Effect of turning frequencies on composting biodegradable municipal solid waste quality. **Resources, Conservation and Recycling**, v.65, p.79-84, 2012.

HECK, K.; DE MARCO, E. G.; HAHN, A. B. B.; KLUGE, M.; SPILKI, F. R.; VAN DER SAND, S. T. Temperatura de degradação de resíduos em processo de compostagem e qualidade microbiológica do composto final. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.17, n.1, p.54-59, 2013.

INMET, Instituto Nacional de Meteorologia. Dados de estações automáticas (s.d). Disponível em:
<http://www.inmet.gov.br/sonabra/pg_dspDadosCodigo_sim.php?QTUxMA==>.
Acesso em: 12 mar. 2019.

JARA-SAMANIEGO, J.; PÉREZ-MURCIA, M. D.; BUSTAMANTE, M. A.; PÉREZ-ESPINOSA, A.; PAREDES, C.; LÓPEZ, M.; LÓPEZ-LLUNCH, D. B.; GAVILANES-TERÁN, I.; MORAL, R. Composting as sustainable strategy for municipal solid waste management in the Chimborazo Region, Ecuador: Suitability of the obtained composts for seedling production. **Journal of Cleaner Production**, v.141, p.1349-1358, 2017.

KARAK, T.; SONAR, I.; PAUL, R. K.; DAS, S.; BORUAH, R. K.; DUTTA, A. K.; DAS, D. K. Composting of cow dung and crop residues using termite mounds as bulking agent. **Bioresource Technology**, v.169, p.731-741, 2014.

KAZEMI, K.; ZHANG, B.; LYE, L.M.; CAI, Q.; CAO, T. Design of experiment (DOE) based screening of factors affecting municipal solid waste (MSW) composting. **Waste Management**, v.58, p.107-117, 2016.

NOGUÉS, F. S.; GALINDO, D. G.; REZEAU, A. **Energia de la biomassa**. Zagarosa: Prensas Universitarias de Zagarosa, 2010.

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

SAADI, I.; RAVIV, M.; BERKOVICH, S.; HANAN, A.; AVIANI, I.; LAOR, Y. Fate of soilapplied olive mill wastewater and potential phytotoxicity assessed by two bioassay methods. **Journal of Environmental Quality**, v.42, 1791–1801, 2013.

SELIM, S. M.; ZAYEDM, M. S.; ATTA, H. M. Evaluation of phytotoxicity of compost during composting process. **Nature and Science**, v. 10, n. 2, p. 69-77, 2012.

SILVA, C. A. **Uso de Resíduos Orgânicos na agricultura**. In: SANTOS, G. A.; DA SILVA, L. S.; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais. 2ª ed. Porto Alegre, 597-621, 2008.

TIQUIA, S. M.; TAM, N. F. Y.; HODGKISS, I. J. Effects of composting on phytotoxicity of spent pig-manure sawdust litter. **Environmental Pollution**, v.93, p.249–256, 1996.

TRAUTMANN, N. M.; KRASNY, M. E. **Composting in the Classroom, Scientific Inquiry for High School Students**. Ed. Cornell University, 116p, 1997

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

VIONE, E. L. B. **Caracterização química e liberação de nitrogênio de compostos e vermicompostos de casca de arroz e dejetos animais**. 2016. 191 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2016.

YUE, B.; CHEN, T. B.; GAO, D.; ZHENG, G. D.; LIU, B.; LEE, D. J. Pile settlement and volume reduction measurement during forced-aeration static composting. **Bioresource Technology**, v.99, p.7450-7457, 2008.

ZHANG, D.; LUO, W.; LI, Y.; WANG, G.; LI, G. Performance of co-composting sewage sludge and organic fraction of municipal solid waste at different proportions. **Bioresource Technology**, v.250, p.853-859, 2018.