

Tatiane Cristina Dal Bosco

organizadora

COMPOSTAGEM E VERMICOMPOSTAGEM DE RESÍDUOS SÓLIDOS

resultados de pesquisas acadêmicas



Tatiane Cristina Dal Bosco
(organizadora)

Compostagem e
vermicompostagem de
resíduos sólidos: resultados de
pesquisas acadêmicas

Blucher

Compostagem e vermicompostagem de resíduos sólidos: resultados de pesquisas acadêmicas

© 2017 Tatiane Cristina Dal Bosco (organizadora)

Editora Edgard Blücher Ltda.

Blucher

Rua Pedroso Alvarenga, 1245, 4º andar

04531-934 – São Paulo – SP – Brasil

Tel.: 55 11 3078-5366

contato@blucher.com.br

www.blucher.com.br

Segundo Novo Acordo Ortográfico, conforme 5. ed.
do *Vocabulário Ortográfico da Língua Portuguesa*,
Academia Brasileira de Letras, março de 2009.

É proibida a reprodução total ou parcial por quaisquer
meios sem autorização escrita da editora.

Todos os direitos reservados pela Editora
Edgard Blücher Ltda.

FICHA CATALOGRÁFICA

Compostagem e vermicompostagem de resíduos sólidos :
resultados de pesquisas acadêmicas [livro eletrônico] /
organização de Tatiane Cristina Dal Bosco. – São Paulo :
Blucher, 2017.
266 p. ; PDF ; il. color.

Bibliografia

ISBN 978-85-8039-237-1 (e-book)

ISBN 978-85-8039-236-4 (impresso)

1. Resíduos orgânicos como fertilizantes 2. Resíduos
compostos 3. Resíduos agrícolas 4. Reaproveitamento
(Sobras, refugos etc.) 5. Vermicompostagem I. Dal Bosco,
Tatiane Cristina.

17-0397

CDD 631.875

Índice para catálogo sistemático:
1. Compostagem e vermicompostagem

Sobre os autores

Ana Alícia de Sá Pinto

Engenheira Ambiental pela Universidade Federal do Paraná (UTFPR-LD), Mestranda em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos pela Universidade de Brasília. Participou do grupo de iniciação científica na área de gerenciamento e tratamento de resíduos sólidos.

Andressa Ferreira Pimenta

Graduanda em Engenharia Ambiental na Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR-LD). Participa do grupo de iniciação científica na área de gerenciamento e tratamento de resíduos sólidos.

Andressa Vitória Duarte de Souza

Engenheira Ambiental pela Universidade Federal do Paraná (UTFPR-LD). Participou do grupo de iniciação científica na área de gerenciamento e tratamento de resíduos sólidos.

Claudio Brigano

Técnico em Vigilância Sanitária e Saúde Ambiental pelo Centro Formador de Recursos Humanos Caetano Munhoz da Rocha (SESA-PR), Técnico em Segurança do Trabalho pelo Colégio Estadual Polivalente de Londrina (SEED-PR), Técnico em Higiene Industrial pelo Serviço Nacional de Aprendizagem Industrial (SENAI-PR). Técnico A na Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA SOJA).

Cristiane Beatriz Dal Bosco Rezzadori

Licenciada em Química e Especialista em Ensino de Química pela Universidade Estadual do Oeste do Paraná – Câmpus Toledo (UNIOESTE – Toledo), Especialista em Educação Interdisciplinar e Metodologia do Ensino Superior pela Associação Juinense de Ensino Superior do Vale do Juruena, Mestre e Doutora em Ensino de Ciências e Educação Matemática pela Universidade Estadual de Londrina (UEL). Professora do Departamento Acadêmico de Química da Universidade Tecnológica Federal do Paraná – Câmpus Londrina (UTFPR-LD).

Elizabeth Mie Hashimoto

Bacharel em Estatística pela Universidade Estadual Paulista de Presidente Prudente (UNESP), Mestre e Doutora em Estatística e Experimentação Agronômica pela Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz (ESALQ). Professora do Departamento Acadêmico de Matemática da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR-LD).

Flávia Gonçalves

Bacharel em Engenharia Ambiental pela Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR-LD). Especialista em Engenharia de Segurança do Trabalho e Mestre em Engenharia de Edificações e Saneamento pela Universidade Estadual de Londrina (UEL). Doutoranda em Engenharia Civil também pela Universidade Estadual de Londrina (UEL). Professora na Universidade do Norte do Paraná (UNOPAR). Realizou seu TCC da graduação na área de compostagem e vermicompostagem.

Francine Conceição de Andrade

Engenheira Ambiental pela Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR-LD), é mestranda em Engenharia de Edificações e Saneamento pela Universidade Estadual de Londrina (UEL) e está cursando especialização em Engenharia Segurança do Trabalho pela UTFPR-LD. Realizou seu TCC da graduação na área de compostagem.

Ivan Taiatele Junior

Engenheiro Ambiental pela Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR-LD), com período sanduíche (bolsista CNPq) na University of Western

Australia (UWA). Mestre em Biotecnologia, pela Universidade Estadual de Londrina (UEL). Desenvolveu seu TCC da graduação e dissertação na área de compostabilidade e degradabilidade de biopolímeros.

Janksyn Bertozzi

Bacharel em Química Tecnológica pela Universidade Estadual de Londrina (UEL), Mestre em Química pela Universidade Estadual de Maringá (UEM), Doutor em Ciências pela Universidade Estadual de Maringá (UEM). Professor do Departamento Acadêmico de Química da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR-LD).

Jaqueline dos Santos Silva

Engenheira Ambiental pela Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR-LD) e mestranda em Engenharia Ambiental na mesma instituição. Participou do grupo de iniciação científica sobre gerenciamento e tratamento de resíduos sólidos e realizou seu TCC da graduação na área.

José Eduardo Armacollo

Bacharel em Engenharia Civil pela Universidade Estadual de Londrina (UEL). Especialista em Execução de Obras e Gerenciamento de Empreendimentos pelo Centro Universitário Filadélfia de Londrina (UNIFIL). Engenheiro Civil na Empresa Brasileira de Infraestrutura Aeroportuária (Infraero), atuando na manutenção de pistas e pátio, terminal de passageiros e cargas e gerenciamento de resíduos sólidos.

Kátia Valéria Marques Cardoso Prates

Bióloga pela Universidade Federal de São Carlos (UFSCAR), Mestre em Hidráulica e Saneamento pela Universidade de São Paulo (USP) e Doutora em Ciências da Engenharia Ambiental pela Universidade de São Paulo (USP). Docente do Departamento Acadêmico de Engenharia Ambiental e do Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR-LD).

Marcelo Hidemassa Anami

Engenheiro Agrônomo pela Universidade Estadual de Londrina (UEL), Mestre em Engenharia Agrícola pela Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE) e Doutor em Agronomia pela Universidade Estadual de Maringá (UEM). Docente do Departamento Acadêmico de Engenharia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR-LD).

Mariana Sbizzaro

Engenheira Ambiental pela Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR-LD). Mestre e Doutoranda em Engenharia Agrícola pela Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE). Realizou seu TCC da graduação na área de compostagem e vermicompostagem.

Monielen Monara Betio

Engenheira Ambiental pela Universidade Federal do Paraná (UTFPR-LD). Participou do grupo de iniciação científica sobre gerenciamento e tratamento de resíduos sólidos.

Pedro Henrique Presumido

Graduando em Engenharia Ambiental pela Universidade Tecnológico Federal do Paraná (UTFPR-LD), participa do programa de Dupla Diplomação no Mestrado em Tecnologia Ambiental do Instituto Politécnico de Bragança em Portugal. Participou por três anos do grupo de iniciação científica sobre gerenciamento e tratamento de resíduos sólidos. Realizou estágio na Empresa Brasileira de Infraestrutura Aeroportuária (Infraero) com o gerenciamento dos resíduos sólidos do Aeroporto de Londrina-PR.

Roger Nabeyama Michels

Tecnólogo em Eletromecânica pelo Centro Federal de Educação Tecnológica do Paraná (CEFET-PR), Especialista em Automação Industrial pela Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), Mestre em Engenharia Agrícola pela Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE), Doutor em Agronomia pela Universidade Estadual de Londrina (UEL). Professor do Departamento Acadêmico de Engenharia Mecânica da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR-LD).

Suzana Mali de Oliveira

Bacharel em Farmácia e Bioquímica, Mestre e Doutora em Ciência de Alimentos, pela Universidade Estadual de Londrina (UEL). Professora adjunta do Departamento de Bioquímica e Biotecnologia da Universidade Estadual de Londrina (UEL).

Vitor da Costa Marques

Graduando em Engenharia Ambiental na Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR-LD). Participou do grupo de iniciação científica sobre gerenciamento e tratamento de resíduos sólidos.

Tatiane Cristina Dal Bosco

Tecnóloga Ambiental pelo Centro Federal de Educação Tecnológica do Paraná (CEFET-PR), Mestre e Doutora em Engenharia Agrícola pela Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE). Professora do Departamento Acadêmico de Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR-LD) e responsável pela disciplina Gerenciamento e Tratamento de Resíduos Sólidos no curso de Engenharia Ambiental.

Dedicatória

*Dedico à minha família e aos meus afilhados,
amores da minha vida e razão da minha existência.*

*Dedico a todos os colegas companheiros na redação desta obra e alunos,
alguns, hoje, já colegas de profissão, com quem aprendi muito
e continuo a aprender todos os dias.*

*Dedico a todos os meus alunos que vivenciam a
compostagem semestralmente na disciplina Gerenciamento e
Tratamento de Resíduos Sólidos, num processo de ensino
e aprendizagem riquíssimo e repleto de boas recordações.*

Agradecimentos

Agradeço a todos os autores dos capítulos por terem aceitado o desafio da redação deste livro e por sua dedicação aos trabalhos. Obrigada por aceitarem viver este sonho comigo! Estendo este agradecimento aos pais, mães, irmãos, demais familiares, namorados e namoradas que vivenciaram com os autores todo este processo de pesquisa científica, que envolveu muito estudo e muito campo (com direito a muitas botinas sujas).

Agradeço a todos os servidores efetivos e terceirizados da UTFPR que contribuem diariamente para que trabalhos como os que serão relatados nesta obra sejam possíveis, provendo infraestrutura, materiais, equipamentos, limpeza, manutenção e segurança.

Agradeço aos colegas, Suzana Mali de Oliveira, José Eduardo Armacollo e Claudio Brigano pela parceria, por acreditarem nos projetos e por abrirem as portas de suas instituições, oportunizando aprendizado a nossos alunos.

Agradeço a todos os professores que fizeram parte de toda a minha jornada acadêmica. Cada um contribuiu de forma ímpar para minha formação técnica, profissional, humana e pessoal. Destaco aqui: Prof. Marlene Magnoni Bortoli, minha orientadora da graduação, pelos primeiros ensinamentos na pesquisa científica, por me abrir portas e ser minha inspiração de como “ser professora”; meu orientador da pós-graduação, Prof. Silvio César Sampaio, que foi quem me apontou caminhos, confiou em meu potencial e me incentiva a ir sempre além; minha professora e amiga, Prof. Silvia Renata Machado Coelho, pelos ensinamentos laboratoriais na época do doutorado e pelo apoio constante em minhas empreitadas.

Agradeço a duas pessoas muito inspiradoras e que, além de me apresentar para a área de compostagem e vermicompostagem, deram todo o suporte técnico para meu aprendizado e para que os primeiros trabalhos na área fossem desenvolvidos na UTFPR câmpus Londrina: Prof. Dra. Mônica Sarolli Silva de Mendonça Costa (UNIOESTE) e meu amigo Dr. Dercio Ceri Pereira.

Agradeço ao Prof. Dr. Ajadir Fazolo que foi quem me recebeu na UTFPR câmpus Londrina e me propôs o desafio de trabalhar na área de Resíduos Sólidos. Sou grata pela confiança em meu trabalho, pelo direcionamento a esta área que tanto gosto e por me ajudar na realização das pesquisas, cedendo materiais, equipamentos e espaço físico. Agradeço também pela redação do prefácio desta obra!

Por fim, agradeço a todos que contribuíram de uma maneira ou de outra para a realização dos trabalhos que serão aqui relatados.

Prefácio

Este livro, organizado pela Profa. Dra. Tatiane Cristina Dal Bosco, aborda de forma integrada a compostagem e a vermicompostagem como alternativas para a destinação final ambientalmente adequada da fração orgânica dos resíduos sólidos.

Embora descreva os resultados de pesquisas acadêmicas, a obra tem notável aplicação prática, podendo servir como guia para estudantes, gestores de sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos, organizações não governamentais e demais interessados no assunto.

À luz dos fundamentos teóricos clássicos da tecnologia, são elencados critérios de seleção dos materiais passíveis de serem compostados e vermicompostados, e apresentados os resultados da aplicação da tecnologia para uma grande variedade de resíduos orgânicos.

A compostagem pressupõe a segregação dos resíduos domésticos orgânicos nas fontes geradoras. O acondicionamento em sacos plásticos pode criar dificuldades operacionais nas unidades de compostagem pela dificuldade de separação do produto final. Como alternativa, o livro discute e apresenta formas como sacos compostáveis, que podem facilitar o processo nas usinas e melhorar as características do composto. Ainda, sob o ponto de vista operacional, é apresentado um sistema de monitoramento automatizado de baixo custo que possibilita melhor controle das etapas do processo de compostagem nas leiras.

O composto obtido, além do interesse agrônômico, deve ser seguro do ponto de vista sanitário quando aplicado no solo. Com riqueza de detalhes, o livro relata os efeitos da aplicação do adubo orgânico obtido pelas compostagem e vermicompostagem nas características do solo e no desenvolvimento e na segurança alimentares do cultivo da alface.

Por fim, esta obra serve de inspiração aos profissionais da área de ensino, pois apresenta o relato da experiência de ensino do tema via projeto temático, desenvolvido na disciplina Gerenciamento e Tratamento de Resíduos Sólidos, do Curso de Engenharia Ambiental da UTFPR – câmpus Londrina.

A todos, uma ótima leitura!

Ajadir Fazolo

Tem graduação em Engenharia Sanitária pela Universidade Federal de Santa Catarina, mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento pela Universidade de São Paulo e doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento pela Universidade de São Paulo. Atualmente é professor do curso de Engenharia Ambiental e docente permanente do programa de pós-graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná – câmpus Londrina.

Apresentação

Este livro compila o esforço individual e coletivo de colegas profissionais de diferentes áreas de atuação e de alunos de iniciação científica, orientados de Trabalhos de Conclusão de Curso e de estágios obrigatórios da UTFPR câmpus Londrina, motivados em estudar soluções para o tratamento de resíduos sólidos.

O Brasil vive um momento histórico em termos de gerenciamento de resíduos sólidos. Com a publicação da Lei n. 12.305/2010, que estabeleceu a Política Nacional de Resíduos Sólidos, estratégias como a compostagem e a vermicompostagem ganharam destaque para o tratamento de resíduos, visando à minimização do uso de espaços em aterros sanitários, a eliminação de passivos ambientais e a transformação de um resíduo em material com valor agregado, que pode ser utilizado como adubo para o solo.

Neste sentido, o tratamento de resíduos urbanos, agroindustriais e de origem rural por meio destas técnicas foi investigado e os resultados serão apresentados em oito capítulos, todos pautados na solução de problemas reais vivenciados pelos geradores. O primeiro capítulo abordará uma revisão teórica sobre o tema e o último, um relato de experiências no ensino de engenharia sobre o processo ensino-aprendizagem do tema “compostagem e vermicompostagem” via projetos temáticos.

Para a realização destes trabalhos contou-se com muitos parceiros, pessoas físicas e jurídicas, a quem somos muito gratos, por viabilizarem condições, materiais, recursos, espaço físico e acreditarem nas propostas.

Espera-se, com este livro, motivar os geradores de resíduos sólidos a adotar a compostagem e a vermicompostagem como estratégias para o tratamento e relatar detalhes práticos vivenciados, de modo a facilitar a condução de processos futuros, quer seja em pequena ou grande escala.

Conteúdo

| | |
|---|-----|
| Contextualização teórica: compostagem e vermicompostagem | 19 |
| <i>Tatiane Cristina Dal Bosco, Flávia Gonçalves, Francine Conceição de Andrade, Ivan Taiatele Junior, Jaqueline dos Santos Silva, Mariana Sbizzaro</i> | |
| Tratamento de dejetos ovinos, bovinos e palha-de-açúcar via vermicompostagem..... | 45 |
| <i>Mariana Sbizzaro, Tatiane Cristina Dal Bosco, Kátia Valéria Marques Cardoso Prates, Pedro Henrique Presumido, Ana Alicia de Sá Pinto, Andressa Vitória Duarte de Souza</i> | |
| Compostagem e vermicompostagem de camas de equinos..... | 69 |
| <i>Flávia Gonçalves, Tatiane Cristina Dal Bosco</i> | |
| Compostabilidade de embalagens biodegradáveis | 107 |
| <i>Ivan Taiatele Junior, Tatiane Cristina Dal Bosco, Janksyn Bertozzi, Suzana Mali de Oliveira, Roger Nabeyama Michels</i> | |
| Compostagem de resíduos agrícolas..... | 135 |
| <i>Francine Conceição de Andrade, Tatiane Cristina Dal Bosco, Cláudio Brigano</i> | |
| Pré-compostagem e vermicompostagem de lodo biológico de laticínio..... | 159 |
| <i>Andressa Vitória Duarte de Souza, Andressa Ferreira Pimenta, Vitor da Costa Marques, Pedro Henrique Presumido, Jaqueline dos Santos Silva, Monielen Monara Betio, Tatiane Cristina Dal Bosco, Kátia Valéria Marques Cardoso Prates</i> | |

| | |
|---|-----|
| Riscos biológicos e desempenho agrícola do uso de compostos e vermicompostos no solo | 191 |
| <i>Jaqueline dos Santos Silva, Andressa Vitória Duarte de Souza, Pedro Henrique Presumido, Vitor da Costa Marques, Andressa Ferreira Pimenta, Kátia Valéria Marques Cardoso Prates, Tatiane Cristina Dal Bosco, Marcelo Hidemassa Anami</i> | |
| Gerenciamento e tratamento de resíduos sólidos em aeroporto..... | 225 |
| <i>Pedro Henrique Presumido, Jose Eduardo Armacollo, Vitor da Costa Marques, Tatiane Cristina Dal Bosco</i> | |
| Importância da automação e da estatística no processo de compostagem..... | 241 |
| <i>Roger Nabeyama Michels, Janksyn Bertozzi, Elizabeth Mie Hashimoto, Ivan Taiatele Junior, Tatiane Cristina Dal Bosco</i> | |
| Projetos temáticos como alternativa para o ensino de compostagem: um relato de experiência | 255 |
| <i>Tatiane Cristina Dal Bosco, Cristiane Beatriz Dal Bosco Rezzadori, Flávia Gonçalves</i> | |

Contextualização teórica: compostagem e vermicompostagem

Tatiane Cristina Dal Bosco

Flávia Gonçalves

Francine Conceição de Andrade

Ivan Taiatele Junior

Jaqueline dos Santos Silva

Mariana Sbizzaro

1 Potencialidades para a prática de compostagem e vermicompostagem

O Decreto nº 7.404/2010, que regulamenta a Política Nacional dos Resíduos Sólidos (PNRS), determina uma escala de prioridades (Figura 1.1) para as ações que envolvem o gerenciamento dos resíduos sólidos: deve-se, inicialmente, evitar a geração de resíduos de qualquer natureza (não geração), ou pelo menos gerá-los em menor quantidade (redução); em seguida, o reaproveitamento dos resíduos para outras utilidades deve ser otimizado (reutilização), mesmo que para isso necessitem ser reprocessados (reciclagem); para aqueles resíduos que não são passíveis de reciclagem, tratamentos adequados devem ser aplicados de modo a reduzir seu impacto ao meio ambiente; por fim, apenas os resíduos que configuram como rejeitos, não existindo nenhuma tecnologia que torne viável seu tratamento, devem ser adequadamente dispostos em aterros sanitários (BRASIL, 2010a).



Figura 1.1 Escala de prioridades para o gerenciamento dos resíduos sólidos.

Fonte: Adaptado de Brasil (2010a).

Nota¹: RS: Resíduos Sólidos.

Nota²: Disposição final ambientalmente adequada.

Nota³: O tamanho da fonte, assim como a coloração em *dégradé*, foram propositalmente utilizados de modo a ilustrar a escala de prioridades decrescente da esquerda para a direita.

De modo especial, os resíduos orgânicos gerados nos domicílios encontram-se no quinto patamar da escala de prioridades da PNRS – Tratamento dos RS –, uma vez que sua geração é inevitável, por se constituir basicamente de restos de comida, e seu reprocessamento ainda não é possível diante da tecnologia disponível atualmente e da forma como os municípios realizam a coleta dos resíduos. Dentre os tratamentos possíveis para os resíduos orgânicos estão a compostagem, a biodigestão anaeróbia e a incineração.

Além de ser considerada uma destinação ambientalmente adequada, a compostagem possui diversas outras vantagens, que dependem da abrangência de implementação da técnica. Localmente, pode-se ressaltar que o processo resulta em um composto final rico em matéria orgânica humificada que pode ser utilizado como fertilizante para o plantio de diversas espécies vegetais, inclusive alimentícias¹. Já a compostagem realizada em âmbito municipal prolonga a vida útil do aterro sanitário, uma vez que a matéria orgânica constitui uma fração significativa dos resíduos sólidos urbanos, a qual deixaria de ser destinada às células do aterro. Outro benefício que essa técnica apresenta, principalmente quando aplicada em escalas maiores, é a redução do potencial poluidor dos Gases de Efeito Estufa (GEE's), já que o gás carbônico evoluído do processo aeróbio de compostagem é cerca de 20 vezes menos poluente que o metano, gás emitido no processo anaeróbio convencional no interior de aterros (OECD, 2014).

1 Ressalta-se que, para o composto orgânico ser utilizado como fertilizante, o mesmo deve ser submetido a diversas análises laboratoriais, devendo estar de acordo com os parâmetros estabelecidos pela Instrução Normativa nº 25 (MAPA, 2009).

Algumas realidades podem se mostrar mais adequadas para a implantação e prática da compostagem como tratamento de resíduos sólidos. Nesse sentido, pode-se elencar algumas circunstâncias das quais depende a potencialidade de aplicação dessa técnica: a geração de resíduos orgânicos, o teor de umidade desses resíduos e a demanda pelo composto final.

Como a compostagem é aplicada somente à fração orgânica dos resíduos sólidos, obviamente é necessário que exista uma geração suficiente desse tipo de resíduo que justifique a implantação da técnica. Uma forma de se verificar isso é por meio da análise da composição gravimétrica dos resíduos sólidos gerados. A partir dessa análise, se obtém uma estimativa de geração de cada tipo de resíduo (reciclável, orgânico, rejeito, etc.), sendo possível assim saber a contribuição apenas da fração orgânica. Quanto maior essa contribuição – diante do total de resíduos – maior será a potencialidade de aplicação da compostagem.

Algumas características dos resíduos sólidos orgânicos devem ser levadas em consideração, em especial a umidade. Isso porque os microrganismos envolvidos no processo aeróbio da compostagem necessitam de concentrações adequadas de água no meio para se desenvolver e, conseqüentemente, realizar a degradação da matéria orgânica. Teores de umidade na faixa de 40 a 70% são apontados na literatura como ideais para que o processo ocorra em condições ótimas (KIEHL, 2004).

Resíduos muito secos não impossibilitam a compostagem, pois uma correção pode ser feita pela adição de água até que se atinja a faixa ideal. Por outro lado, resíduos com teor de umidade muito elevado dificultam a realização da compostagem, sendo nesse caso, mais apropriado um tratamento anaeróbio. Resíduos de esgotamento sanitário, águas residuárias provenientes da higienização de baias de animais ou até certos efluentes industriais, por exemplo, são resíduos ricos em matéria orgânica, porém, devido à grande quantidade de água em sua composição, indica-se que sejam tratados por meio de processos anaeróbios, como reatores biológicos, biodigestores, entre outros tratamentos.

Como já dito, o processo de compostagem resulta em um substrato rico em matéria orgânica, que pode ser utilizado como fertilizante. Obviamente, mesmo que isso não aconteça, as outras vantagens da utilização da compostagem ainda justificam a adoção dessa técnica, uma vez que o composto final já possui volume e massa muito menores que o inicial, podendo ser utilizado ao menos como cobertura diária das valas de um aterro sanitário, por exemplo. Porém, isso configuraria um verdadeiro desperdício, já que o material resultante da compostagem pode ser melhor aproveitado quando empregado ao solo em áreas de plantio. Por essa razão, realizar um estudo de demanda desse composto final é fundamental para seu melhor aproveitamento.

1.1 Potencialidade para a compostagem no Brasil

Ao se verificar a realidade dos resíduos sólidos no Brasil, percebe-se que a potencialidade de aplicação da compostagem é alta, a começar pela grande geração de resíduos orgânicos. No âmbito dos resíduos sólidos domiciliares, por exemplo, a fração orgânica chega a representar mais da metade do total coletado no país, de acordo com a Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE, 2013). Mais precisamente, a contribuição da matéria orgânica diante do total de resíduos coletados em todo Brasil chega a 51,4%, o que justifica uma alta potencialidade de aplicação da compostagem como tratamento dessa parcela dos resíduos sólidos domiciliares nos municípios brasileiros (Figura 1.2).

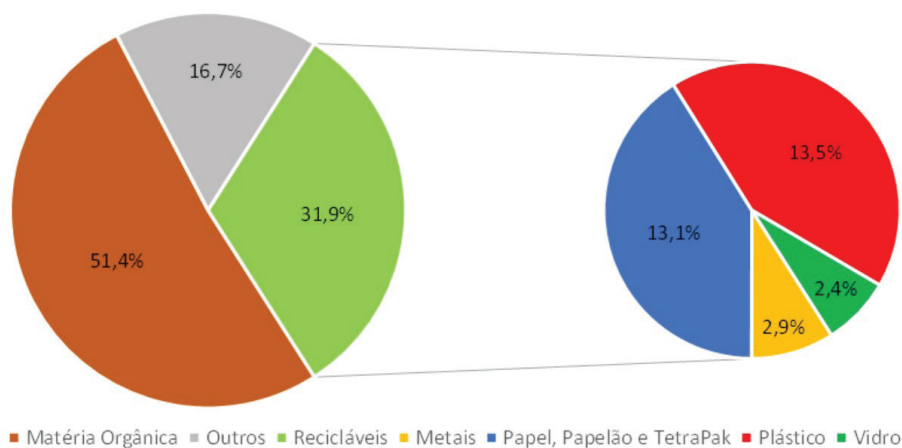


Figura 1.2 Estimativa da composição gravimétrica dos Resíduos Sólidos Urbanos coletados no Brasil em 2012.

Fonte: Adaptado de ABRELPE (2013).

Além dos resíduos sólidos urbanos, também há grande geração de resíduos orgânicos no âmbito rural. Os resíduos agrossilvopastoris, como são classificados pela Política Nacional dos Resíduos Sólidos, são constituídos basicamente de matéria orgânica por abrangerem subprodutos da indústria agropecuária (BRASIL, 2010b). Soma-se a isso o fato de que o Brasil é um país cuja economia gira em torno da agroindústria, que é responsável pela geração de grande quantidade de subprodutos diversos, boa parte atualmente sem reaproveitamento. Estima-se a geração anual de 291,2 milhões de toneladas de resíduos pela agroindústria associada às treze principais culturas brasileiras. Desse total, 201,4 milhões de toneladas são gerados apenas pela cultura de cana-de-açúcar, ou seja, cerca de 69,2% (IPEA, 2012a). Portanto, existe também uma alta potencialidade de imple-

mentação da compostagem como destinação para os resíduos agrossilvopastoris gerados no Brasil.

Pode-se apontar ainda a demanda que o setor agroindustrial possui de fertilizante para o solo, vinculados aos altos custos associados a sua aquisição. Em 2015, mais de 30,2 milhões de toneladas de fertilizante foram comercializados no Brasil. O país também importou cerca de 21,1 milhões de toneladas de fertilizante no mesmo ano. Ou seja, se considerado que todo o fertilizante importado em 2015 chegou ao consumidor final no mesmo ano, pode-se afirmar que cerca de 70% de todo o fertilizante consumido no Brasil adveio de matéria-prima importada (ANDA, 2016). Dessa forma, a utilização de composto orgânico – seja ele advindo do tratamento de resíduos urbanos ou rurais – como fertilizante na agricultura representa um grande potencial de redução desses custos.

Contrariando a escala de prioridades determinada pela PNRS, o gerenciamento de resíduos sólidos da maioria dos municípios brasileiros acaba por deslocar os resíduos orgânicos domiciliares para o último patamar – disposição em aterros sanitários. Um estudo realizado pelo Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada (IPEA, 2012b) mostra o baixo investimento do governo brasileiro no tratamento de resíduos orgânicos via compostagem: apenas 211 municípios possuem usinas de compostagem, conseguindo processar cerca de 1,61% do total de resíduos orgânicos coletados em todo país. Ou seja, quase todo o resíduo orgânico gerado no Brasil ainda é destinado, junto aos rejeitos, a aterros sanitários, ou pior, a aterros controlados e lixões. Isso só reforça o alto potencial existente para a implementação da compostagem em todo território nacional.

2 Compostagem

A compostagem é um processo biológico aeróbio, exotérmico e controlado onde substratos orgânicos são decompostos por meio da ação de microrganismos, com liberação de gás carbônico (CO₂) e vapor de água, produzindo, ao final, um produto estável, rico em matéria orgânica e mais humificado, com propriedades e características diferentes do material que lhe deu origem (KIEHL, 1985; KIEHL, 2004; REIS, 2005).

A compostagem de resíduos orgânicos apresenta diversas vantagens ambientais dentre as quais podem ser destacadas: a decomposição de matéria orgânica potencialmente putrescível para um estado estável, a reciclagem de nutrientes, o aumento da vida útil de aterros sanitários e a redução na emissão de gás metano resultante de processos anaeróbicos de decomposição (MASSUKADO, 2008; INÁCIO et al., 2009).

No entanto, por se tratar de um processo biotecnológico, a eficiência da compostagem é determinada pela ação e interação dos microrganismos, que são

dependentes da ocorrência de condições favoráveis dos fatores temperatura, aeração, umidade, relação carbono/nitrogênio (C/N), pH e granulometria do material. As implicações de cada um destes fatores na realização da compostagem de resíduos orgânicos estão descritas a seguir.

2.1 Parâmetros de controle do processo de compostagem

2.1.1 Microrganismos envolvidos no processo

A matéria orgânica é o habitat de vários microrganismos que utilizam de seus minerais, compostos orgânicos, água e oxigênio para crescimento e atividades metabólicas (FIALHO, 2007).

Conforme Kiehl (2004) os principais microrganismos presentes no processo da compostagem são bactérias, fungos e actinomicetos, porém outros organismos (não necessariamente na escala micro) como algas, protozoários, nematóides, vermes, insetos e larvas podem vir a aparecer também, dependendo principalmente das características do material a ser compostado. Esses microrganismos normalmente já se encontram nos resíduos, sendo que o processo de compostagem promove um ambiente com condições favoráveis de umidade, nutrientes e oxigênio para que eles possam degradar e estabilizar a matéria orgânica.

Nas leiras de compostagem, as bactérias têm a função de decompor açúcares, amido, proteínas e outros compostos de fácil decomposição, atuando principalmente na fase termofílica do processo e, por isso, são consideradas por alguns autores como as responsáveis pela liberação de calor. Além disso, são responsáveis pela disponibilização de nutrientes e fixação de nitrogênio. Elas possuem também uma vasta dieta devido à grande diversidade de enzimas que produzem e pela sua rápida reprodução, o que as tornam o grupo mais numeroso presente no composto (de 80 a 90% dos bilhões de microrganismos por grama de composto) (MASSUKADO, 2008).

Os fungos são menos numerosos, mas superiores em biomassa. São fundamentais por destruírem a celulose, facilitando a ação das bactérias. São os mais favorecidos quando o processo ocorre ou permanece em condições ácidas ($\text{pH} < 5$), conseguindo degradar resíduos mais secos ou pobres em nitrogênio. Os fungos destroem, sobretudo, o exterior da pilha, mas as hifas têm capacidade de colonizar também o interior devido ao seu crescimento vigoroso (FIALHO, 2007).

Já os actinomicetos, bactérias filamentosas semelhantes a fungos no aspecto, são afetados por condições ácidas. Também são importantes para a decomposição da celulose, hemicelulose, quitina e proteínas, podendo atacar madeira, cascas e papel. Uma característica muito específica destes microrganismos é a

responsabilidade pelo odor de “terra fresca” quando próximo do final do processo (MASSUKADO, 2008). Muitas das espécies de actinomicetos são termofílicas, com temperatura ótima de 55°C (LACEY, 1997).

Durante as etapas da compostagem há uma sucessão de predominância de microrganismos que varia conforme as características do composto, como o teor de umidade, a disponibilidade de oxigênio, a temperatura (selecionando microrganismos mesófilos e termófilos), relação C/N e pH (KIEHL, 1985).

Durante a fase mesófila de aquecimento há predomínio de bactérias e fungos mesófilos produtores de ácidos. Na fase termofílica as bactérias, fungos e actinomicetos termofílicos são predominantes (KIEHL, 1985). Nessa fase as bactérias heterotróficas apresentam um pico em seu crescimento populacional, devido à grande disponibilidade de compostos de moléculas simples de fácil digestão, tornando a atividade desses microrganismos intensamente ativa. A degradação inicial do composto pelos microrganismos torna o meio acidificado devido à liberação de ácidos orgânicos, propiciando o desenvolvimento de fungos. A redução da disponibilidade de moléculas simples de fácil digestão no composto faz com que haja a redução da população de bactérias e da temperatura do material (fase mesófila de resfriamento). O meio acidificado e a disponibilidade de compostos mais complexos propicia o crescimento da população de fungos. Além disso, a redução populacional de bactérias contribui para o desenvolvimento de fungos, visto que estes são mal competidores. Em relação aos actinomicetos, apesar da maioria das espécies serem termofílicas (LACEY, 1997), esses microrganismos predominam na fase de maturação, junto com os fungos, desempenhando papel importante na decomposição da celulose e outros materiais mais resistentes, que são atacados depois da digestão das moléculas de digestão mais fácil (KIEHL, 1985).

2.1.2 Temperatura

A compostagem caracteriza-se por ser um processo exotérmico de degradação de resíduos orgânicos, porque gera calor em consequência da atividade microbiana (KIEHL, 1985). Assim, a temperatura é importante principalmente no que diz respeito à rapidez do processo de biodegradação do material e à eliminação dos possíveis patógenos presentes (COSTA et al., 2009). Ressalta-se que a manutenção da temperatura elevada (50 e 75°C) no início do processo, bem como com um tempo de exposição suficiente, é fundamental para a eliminação de algumas espécies (VALENTE et al., 2009).

A temperatura varia durante o processo de compostagem. Inácio et al. (2009) referem-se a quatro fases principais (Figura 1.3): fase mesofílica de aquecimento, fase termofílica, fase mesofílica e de resfriamento e maturação.

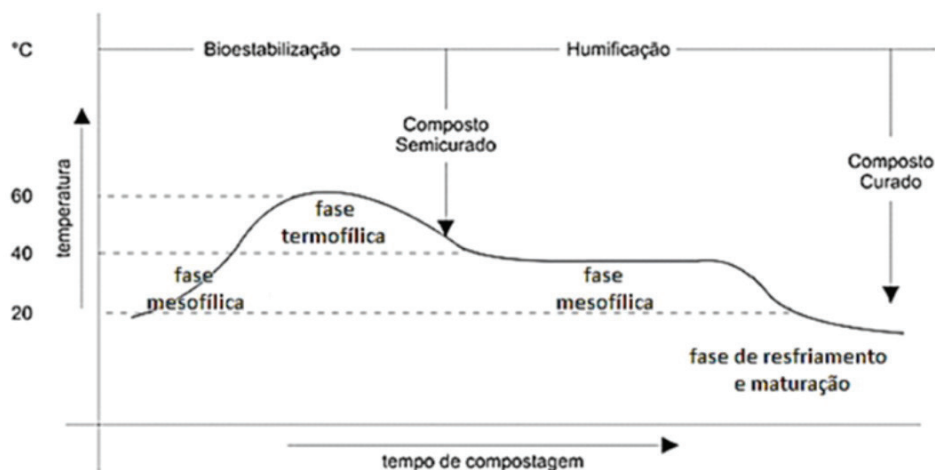


Figura 1.3 Perfil idealizado da temperatura durante o processo da compostagem.

Fonte: Adaptado de Kiehl (1985).

Kiehl (1985) destaca que as faixas de temperatura definem o predomínio de determinados grupos de microrganismos, sendo eles classificados em: criofílicos (temperatura ambiente ~ 25°C), mesofílicos (algo em torno de 30-45°C) e termofílicos (acima de 50°C). Kiehl (2004) ainda destaca que quando mantidas por longos períodos temperaturas superiores a 70°C torna-se reduzida a atividade dos microrganismos. Já valores em torno de 80°C resultam na paralisação do processo e risco de combustão espontânea do material compostado.

A primeira fase, conhecida como mesofílica (de aquecimento), tem duração de poucos dias e fornece condições necessárias para que o processo se inicie. Durante sua manutenção predominam temperaturas moderadas, entre 30 e 45°C. No início do processo ocorre a expansão das colônias de microrganismos mesofílicos que utilizam os componentes solúveis e rapidamente degradáveis da matéria orgânica e propiciam um aumento gradativo na temperatura. Com a elevação da temperatura, os microrganismos mesofílicos tornam-se menos competitivos, dando espaço para a proliferação dos microrganismos termofílicos, atingindo-se assim a fase termofílica (VALENTE et al., 2009).

A segunda fase de temperatura evidenciada pela compostagem é a fase termofílica. É nesta fase que o material atinge a temperatura máxima, geralmente maior que 55 °C. Neste momento é que ocorre a máxima decomposição dos compostos orgânicos, sendo considerada uma fase de degradação ativa. Há formação de água metabólica e manutenção da geração de calor e vapor d'água (PEREIRA NETO, 2007). Esta fase tem tempo de duração de acordo com as características do material que está sendo compostado.

Somente quando o substrato orgânico é em sua maior parte degradado é que a temperatura volta a decair (fase mesofílica de resfriamento) e a população termofílica tende a ser desativada, fazendo com que a atividade biológica reduza significativamente e os microrganismos mesofílicos voltem a se instalar (ANDREOLI et al., 2001). Esta é a fase de degradação das substâncias orgânicas mais resistentes e perdas mais intensas de umidade. Neste momento também se inicia o processo de humificação e maturação da matéria orgânica.

Ressalta-se que os intervalos de temperatura que caracterizam as fases mesofílicas e termofílicas são variáveis e dependentes de outros fatores como a composição química do material a ser compostado, granulometria, dimensões da leira, disponibilidade de oxigênio, teor de umidade, entre outros (BARREIRA, 2005; MASSUKADO, 2008).

Por fim, a maturação é a última etapa da degradação do material na compostagem. Para este momento o oxigênio requerido é menor, a temperatura tem valor próximo à temperatura ambiente e há a mineralização da matéria orgânica. A atividade microbiana decai. A decomposição ocorre a taxas muito baixas e o composto já apresenta propriedades físico-químicas e biológicas desejáveis à aplicação no solo e pode ser denominado “maturado”, propício para liberar nutrientes (KIEHL, 2004; MASSUKADO, 2008; INÁCIO et al., 2009).

2.1.3 Nível de oxigênio – Aeração

A compostagem é um processo fundamentalmente aeróbico, ambiente este que propicia uma decomposição mais rápida de matéria orgânica, podendo ser o oxigênio, então, um fator limitante para o processo (KIEHL, 1985).

A aeração de uma leira de compostagem, segundo Fernandes e Silva (1999), é responsável por atender principalmente aos objetivos de: aumentar a porosidade do meio, que sofre compactação natural devido seu próprio peso; diminuir o teor de umidade dos resíduos; expor as camadas externas às temperaturas mais elevadas e também eliminar o calor excessivo do interior da leira, ou seja, controlar a temperatura do processo. Além disso, Kiehl (2004) salienta que na presença de oxigênio livre há ausência de maus odores e o tempo de degradação é mais rápido.

A quantidade necessária de oxigênio para a compostagem depende do estágio em que ela se encontra. Nas primeiras etapas, de rápida degradação, verifica-se uma grande necessidade para a realização adequada do processo. Já nas etapas finais, com a redução da atividade microbiana, preferem-se condições menos oxidativas, fazendo com que a necessidade decaia (SHARMA et al., 1997; ANDREOLI et al., 2001). Segundo Fernandes e Silva (1999) são necessárias 2g de oxigênio por grama de sólidos voláteis biodegradáveis para oxidação da matéria orgânica biodegradável. Para dimensionamento de equipamentos eletro-mecâni-

cos de insuflamento de ar em leiras recomendam-se valores de 0,3 a 0,6 m³ de ar por quilograma de sólidos voláteis por dia (BIDONE e POVINELLI, 1999).

Kiehl (2004), Barreira (2005) e Massukado (2008) afirmam que os revolvimentos devem ser feitos obrigatoriamente em algumas situações, como por exemplo, quando a temperatura estiver muito elevada (acima do 70°C), quando a umidade estiver acima de 55-60% ou quando há presença de moscas e maus odores. Porém, Kiehl (2004) ressalta que em condições de aparente normalidade (de temperatura e umidade), que não se tenha realizado revolvimento a um período considerável, é indicado fazê-lo para que se introduza ar rico em oxigênio e se libere o ar saturado de gás carbônico. Assim, a proposição de intervalos pré-fixados para o revolvimento também é válida. O mesmo autor ainda ressalta que as partes da leira que devem merecer maior atenção durante o revolvimento são as mais externas, expostas ao sol e ao vento, mais frias e ressecadas.

2.1.4 Umidade

A umidade é um fator importante a ser controlado, pois é a água que promove o transporte de nutrientes dissolvidos, imprescindíveis para as atividades metabólicas e fisiológicas dos microrganismos (KIEHL, 1985). O conteúdo ótimo de umidade varia bastante conforme as condições do material compostado, o tamanho das partículas e o estágio de decomposição no qual a leira já se encontra. Mesmo assim, sugere-se que o valor esteja entre 40-70% (KIEHL, 2004).

Segundo Barreira (2005) e Valente et al. (2009) elevados teores de umidade precisam ser evitados durante a compostagem. O excesso de umidade faz com que os poros no interior da matriz sólida passem a ser preenchidos com água livre. A matéria orgânica decomposta, que apresenta caráter hidrofílico, adere moléculas de água à superfície, saturando os seus micro e macroporos, impedindo, assim, a difusão de oxigênio e propiciando condições anaeróbias. Esta ocorrência pode ser percebida pela exalação de odores característicos, como, por exemplo, o gás sulfídrico (H₂S). Além disso, há a formação de um líquido escuro com odor desagradável, denominado “chorume”, que escorre do material em decomposição, caracterizando a lixiviação de nutrientes da massa a ser compostada. Quando a umidade está em excesso, há a necessidade de se fazer injeção de ar ou adicionar material seco.

Entretanto, teores de umidade inferiores a 40% também devem ser evitados, uma vez que podem fazer com que a atividade biológica seja reduzida, retardando o desenvolvimento do processo (VALENTE et al., 2009). Quando a umidade estiver baixa, é necessário fazer a irrigação da leira, de preferência no momento do revolvimento para que a água seja distribuída por igual (MASSUKADO, 2008).

A umidade pode também ser um indicativo para determinar o grau de decomposição da matéria orgânica no processo de compostagem. Um teste simples e rápido, importante para a prática cotidiana de observação dos processos, é o conhecido “teste da mão”. Ele consiste em umidificar e esfregar um pouco do composto entre as palmas das mãos; assim se o composto estiver pronto deixará as mãos sujas soltando-se facilmente (NUNES, 2009).

2.1.5 Relação carbono/nitrogênio (C/N)

A relação entre carbono e nitrogênio (C/N) é um índice utilizado para avaliar os níveis de maturação de materiais orgânicos (VALENTE et al., 2009). Para o pleno desenvolvimento da compostagem, muitos autores recomendam que no início do processo a relação C/N esteja no entorno de 30/1, ou seja, trinta partes de carbono para uma de nitrogênio. Kiehl (2004) ainda aponta que valores entre 26/1 e 35/1 são considerados como favoráveis. Na prática, estudos realizados com diferentes fontes de dejetos e resíduos da produção animal e vegetal apresentam uma variação grande na relação C/N inicial, de 5/1 até 513/1, indicando ser possível a ocorrência da compostagem mesmo em valores fora da faixa de relação ótima.

Exemplos de valores da relação C/N de diversos materiais que podem ser compostados encontram-se na Tabela 1.1.

Tabela 1.1 Relação Carbono/Nitrogênio de materiais empregados na compostagem.

| MATERIAIS RICOS EM NITROGÊNIO | | | | | MATERIAIS RICOS EM CARBONO | | | | |
|-------------------------------|----------|-------|-------|--------|-----------------------------|----------|-------|-------|--------|
| Material | M.O. (%) | C (%) | N (%) | C/N | Material | M.O. (%) | C (%) | N (%) | C/N |
| Algodão: semente ardida | 95,62 | 54,96 | 4,58 | 12 / 1 | Arroz: casca | 54,55 | 30,42 | 0,78 | 39 / 1 |
| Amoreira: folhas | 86,08 | 45,24 | 3,77 | 12 / 1 | Arroz: palha | 54,34 | 30,42 | 0,78 | 39 / 1 |
| Banana: folhas | 88,89 | 49,02 | 2,58 | 19 / 1 | Aveia: casca | 85,00 | 47,25 | 0,75 | 63 / 1 |
| Borra de café | 90,46 | 50,60 | 2,30 | 22 / 1 | Aveia: palha | 85,00 | 47,52 | 0,66 | 72 / 1 |
| Cacau: película | 91,10 | 51,84 | 3,24 | 16 / 1 | Algodão: resíduo de semente | 96,14 | 53,00 | 1,06 | 50 / 1 |
| Café: semente desnaturada | 92,83 | 52,32 | 3,27 | 16 / 1 | Banana: talo e cacho | 85,28 | 46,97 | 0,77 | 61 / 1 |
| Cevada: bagoço | 95,07 | 51,30 | 5,13 | 10 / 1 | Bagoço de cana | 96,14 | 39,59 | 1,07 | 37 / 1 |

Continua

Tabela 1.1 Relação Carbono/Nitrogênio de materiais empregados na compostagem. (Continuação)

| MATERIAIS RICOS EM NITROGÊNIO | | | | | MATERIAIS RICOS EM CARBONO | | | | |
|----------------------------------|----------|-------|-------|--------|----------------------------|----------|-------|-------|---------|
| Material | M.O. (%) | C (%) | N (%) | C/N | Material | M.O. (%) | C (%) | N (%) | C/N |
| Couro em pó | 92,03 | 43,75 | 8,74 | 5 / 1 | Cacau: casca e frutos | 85,28 | 48,64 | 1,28 | 38 / 1 |
| Esterco de suíno | 53,10 | 29,50 | 1,86 | 16 / 1 | Café: cascas | 71,44 | 30,04 | 0,86 | 53 / 1 |
| Esterco de aves | 52,21 | 29,01 | 2,76 | 11 / 1 | Café: palha | 86,88 | 51,73 | 0,62 | 83 / 1 |
| Esterco de equino | 96,19 | 25,50 | 1,67 | 18 / 1 | Capim gordura | 82,20 | 51,03 | 0,63 | 81 / 1 |
| Eucalipto: resíduos | 77,60 | 42,45 | 2,83 | 15 / 1 | Capim guiné | 93,13 | 49,17 | 1,49 | 33 / 1 |
| Feijão guandu: palha | 55,90 | 52,49 | 1,81 | 29 / 1 | Capim jaraguá | 92,38 | 50,56 | 0,79 | 64 / 1 |
| Feijão guandu: semente | 96,72 | 54,50 | 3,64 | 15 / 1 | Capim cidreira | 88,75 | 58,84 | 0,82 | 62 / 1 |
| Fumo: resíduos | 70,92 | 39,06 | 2,17 | 18 / 1 | Cevada: casca | 85,00 | 47,60 | 0,56 | 85 / 1 |
| Laranja: bagaço | 22,58 | 12,78 | 0,71 | 18 / 1 | Cevada: palhas | 85,00 | 47,25 | 0,75 | 63 / 1 |
| Mandioca: folhas | 91,64 | 52,20 | 4,35 | 12 / 1 | Esterco de ovino | 82,94 | 46,08 | 1,44 | 32 / 1 |
| Penas de galinha | 88,20 | 54,20 | 13,55 | 4 / 1 | Esterco de bovino | 96,19 | 53,44 | 1,67 | 32 / 1 |
| Serrapilheira | 30,68 | 16,32 | 0,96 | 17 / 1 | Feijoeiro: palhas | 94,68 | 52,16 | 1,63 | 32 / 1 |
| Sangue seco | 84,96 | 47,20 | 11,80 | 4 / 1 | Gramma batatais | 90,80 | 50,04 | 1,39 | 36 / 1 |
| Torta de algosão | 92,40 | 51,12 | 5,68 | 9 / 1 | Gramma seda | 90,55 | 50,22 | 1,62 | 31 / 1 |
| Torta de amendoim | 95,24 | 53,55 | 7,65 | 7 / 1 | Milho: palhas | 96,75 | 53,76 | 0,48 | 112 / 1 |
| Torta de linhaça | 94,85 | 50,94 | 5,66 | 9 / 1 | Milho: sabugo | 45,20 | 52,52 | 0,52 | 101 / 1 |
| Torta de mamona | 92,20 | 54,40 | 5,44 | 10 / 1 | Samambaia | 95,90 | 53,41 | 0,49 | 109 / 1 |
| Torta de soja | 78,40 | 45,92 | 6,56 | 7 / 1 | Serragem de madeira | 93,45 | 51,90 | 0,06 | 865 / 1 |
| Torta de usina de cana-de-açúcar | 78,78 | 43,80 | 2,19 | 20 / 1 | Trigo: palha | 92,40 | 51,10 | 0,73 | 70 / 1 |

Fonte: PASCHOAL (1994).

Neste sentido, a prática demonstra que não é possível determinar um valor absoluto para relação C/N inicial (VALENTE et al., 2009). A evolução do processo na proporção idealizada (30/1) reconhecidamente caracteriza a melhor condição para a evolução do processo, mas se, por exemplo, parte do carbono disponível é de difícil degradação (celulose, hemicelulose e lignina) é aconselhável que a relação C/N inicial seja maior, pois o carbono biodisponível é inferior ao carbono total mensurado. O balanço de nutrientes na compostagem prediz, portanto, indicações variadas ao início da aplicação da técnica de acordo com as características do material a compostar.

No processo de compostagem, o carbono é considerado fonte de energia para os microrganismos heterotróficos que degradam a massa, enquanto o nitrogênio é um elemento importante para a síntese de proteínas e conseqüente crescimento de suas colônias (SHARMA et al., 1997). Considerando a relação idealizada de 30/1, os microrganismos absorvem o carbono para duas finalidades: dez partes do carbono assimilado são imobilizadas, convertidas da forma mineral para orgânica e incorporadas ao protoplasma, enquanto que vinte partes são eliminadas na forma de gás carbônico (KIEHL, 2004). Já o nitrogênio sofre mineralização durante o processo (KIEHL, 1985), o que agrega ao composto final valor nutricional para aplicação no solo.

Durante o processo de compostagem é observada a redução da relação C/N em decorrência da oxidação da matéria orgânica pelos microrganismos (liberação de CO₂ pela respiração, diminuindo assim a concentração de C) (ZHANG e HE, 2006). O tempo necessário para que ocorra a estabilização ou a maturação dos resíduos orgânicos é condicionado à relação C/N inicial dos materiais utilizados como substratos. O produto final da compostagem também deve ser analisado para efeito de qualidade do composto (MOREL et al., 1985). Barreira (2005) reforça que ao final do processo a relação deve decair chegando próxima a 10/1, indicando, assim, que o material foi compostado.

A relação C/N constitui um parâmetro confiável para o acompanhamento da compostagem até se chegar ao produto acabado, porém, para a confirmação de chegada à fase final de decomposição, Kiehl (2004) indica que a constatação deve ser feita por meio de dois ou mais parâmetros, garantindo maior confiabilidade.

2.1.6 Potencial hidrogeniônico (pH)

Os resíduos orgânicos destinados à compostagem apresentam uma grande variação do pH inicial, sendo encontrados valores de 3 até 11 (DIAZ et al., 2007). Kiehl (1985) relata que no início da compostagem é observada a formação de ácidos orgânicos e a incorporação de carbono orgânico ao protoplasma celular microbiano, o que torna o meio mais ácido em relação ao inicial. No entanto, com

o decorrer do processo de degradação, os ácidos minerais dão lugar aos ácidos orgânicos que reagem com as bases liberadas da matéria orgânica, neutralizando e transformando o meio em alcalino.

A degradação do material durante a compostagem é dependente da atividade microbiana presente em cada fase. Neste sentido, o pH é fator interferente, uma vez que propicia a predominância de colonizações de microrganismos diferentes ao longo destas fases. As bactérias envolvidas no processo preferem valores de pH neutros, enquanto que os fungos se desenvolvem melhor em ambientes mais ácidos (DIAZ et al., 2007).

O pH considerado ótimo para o desenvolvimento do processo está entre 5,5 e 8, uma vez que a maioria das enzimas encontram-se ativas nesta faixa (KIEHL, 1985). Alguns autores relatam, no entanto, que valores superiores ou inferiores àqueles (na faixa de 4,5-9,5) não limitam definitivamente o processo, uma vez que os microrganismos conseguem regular o meio via degradação de compostos, produzindo subprodutos ácidos ou básicos, conforme a necessidade (PEREIRA NETO, 2007).

O processo de compostagem pode ser prejudicado se o pH estiver com valores muito extremos (seja para mais ou para menos). Quando os níveis de pH estiverem abaixo de 4,5, é provável que ocorra a redução da atividade microbiana, fazendo com que não se alcance a fase termofílica do processo (ANDREOLI et al., 2001). Já para valores altos de pH, acima de 9,5, há no processo a deficiência de micronutrientes e fósforo, além de perdas de nitrogênio por volatilização, devido à transformação do íon amônio (NH_4^+) em amônia (NH_3) (MASSUKADO, 2008).

Ao final do processo espera-se que o composto apresente pH entre 6 e 7, intervalo este em que os macro e micronutrientes estão mais disponíveis para a aplicação do composto no solo.

2.1.7 Granulometria

Granulometria refere-se ao tamanho das partículas dos resíduos a serem compostados e sua importância no processo está em reger o movimento de gases e líquidos na leira (KIEHL, 2004). Quanto menor a partícula, maior a superfície de contato atacada por microrganismos, o que conseqüentemente facilita a degradação do material. No entanto, partículas diminutas, que em tese seriam de mais rápida degradação, conferem problemas à leira quanto à aeração e à compactação, por impossibilitar a manutenção da porosidade, causando anaerobiose no meio (FERNANDES e SILVA, 1999; INÁCIO et al., 2009).

Portanto, do mesmo modo que o teor de umidade, a aeração e a relação C/N, é difícil o estabelecimento de uma granulometria ótima para a compostagem, uma vez que esta determinação depende do material a ser compostado. Bidone e

Povinelli (1999) sugerem que a granulometria ideal para a montagem da leira está compreendida entre 1 e 5 cm. No entanto, Valente et al. (2009) indicam misturar vários tipos de resíduos orgânicos como sendo a maneira mais adequada para tentar corrigir o tamanho das partículas, favorecendo a homogeneização da massa em compostagem e obtendo assim uma melhor porosidade.

2.2 Métodos para a realização de compostagem

A compostagem pode ser realizada de diversas formas, sendo que a escolha do método para a sua realização depende do local, da quantidade e do tipo de resíduos e da disponibilidade financeira para a implantação/manutenção do processo. Pode ser feita em leiras, silos, covas feitas no chão ou em reatores, também conhecidos como composteiras, com diversos formatos e técnicas de funcionamento (KIEHL, 1985).

A compostagem em leiras sobre o solo é o mais utilizado, por se tratar de um método simples e de baixo custo. Pode ser realizada em piso pavimentado ou sobre o solo coberto com lona, a fim de evitar o percolamento de chorume pelo solo e a mistura deste com os resíduos. As leiras de compostagem podem ser de formato triangular ou trapezoidal (Figura 1.4).

A escolha do formato está relacionada ao período de realização da compostagem, ou seja, se ele for seco ou chuvoso, nos casos da realização do processo em ambientes sem cobertura. O formato triangular é recomendado para períodos chuvosos, visto que sua ponta mais afunilada favorece o escoamento da água, evitando a entrada excessiva de umidade. Já o formato trapezoidal, por apresentar maior área superficial de escoamento, permite maior entrada de água na leira de compostagem, sendo mais indicada para períodos mais secos (KIEHL, 1985). Quando não se tem um sistema de aeração mecanizado e a aeração do composto for feita de maneira manual, recomenda-se que as dimensões das leiras tenham na faixa de 2,5 e 3,5 metros de largura e 1,5 a 1,8 metros de altura (KIEHL, 1985). A configuração do pátio de compostagem deve prever a distribuição das leiras de forma a manter um espaçamento entre elas que permita o seu revolvimento.

Outro método de se realizar compostagem é por meio do uso de composteiras, como por exemplo, bombonas de plástico (tambor) (Figura 1.4). O uso desse método é apropriado quando não se tem uma quantidade elevada de resíduos a serem compostados, podendo ser utilizado para compostagem doméstica, por exemplo. As composteiras podem ser fechadas com tampa para evitar a proliferação de insetos e de mau odor, porém devem conter furos em suas laterais para promover oxigenação e evitar anaerobiose. Outros tipos de composteiras estão disponíveis no mercado. Deve-se, portanto, avaliar sua funcionalidade para o manejo e respeitos às condições ideais para o desenvolvimento da compostagem.

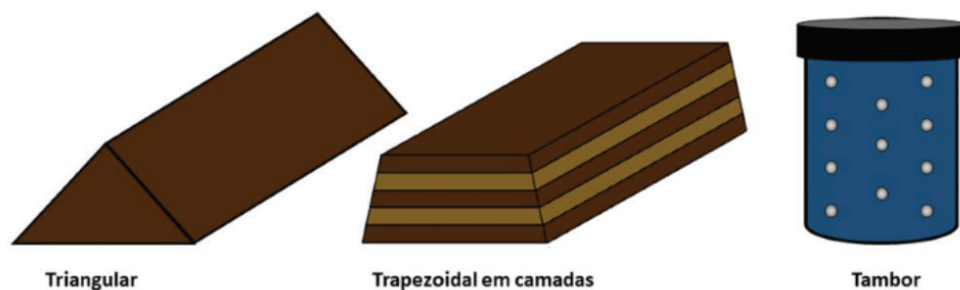


Figura 1.4 Formatos para realizar o processo de compostagem.

3 Vermicompostagem

A vermicompostagem faz parte da recente ciência denominada “Vermitecnologia”, um ramo da Engenharia Ambiental que compreende conceitos como: vermidepuração (tratamento de efluentes com auxílio de minhocas), vermifertilização (utilização de produtos e subprodutos da vermicompostagem para a fertilização orgânica de solos), vermiponia (combinação entre vermicompostagem e a hidroponia para produção de culturas), vermicultura (produção de minhocas) e vermirremediação (recuperação de solos e substratos contaminados por meio da ação das minhocas) (LOURENÇO, 2014).

Vermicompostagem é um processo controlado que utiliza a ação conjunta de minhocas e microrganismos, sob condição aeróbica, com a finalidade de estabilizar a matéria orgânica, inviabilizando o grau poluente e contaminante dos resíduos (KIEHL, 1985; LORES et al., 2006; LOURENÇO, 2014). Neste método, a maior parte dos compostos orgânicos é degradada e os resíduos são transformados em compostos ricos em nitrogênio, fósforo, potássio e substâncias húmicas (SONG et al., 2014).

Embora os microrganismos sejam responsáveis pela degradação bioquímica da matéria orgânica, as minhocas são as principais responsáveis pelo processo de fragmentação e condicionamento do substrato. As minhocas agem como “liquidificadores mecânicos” triturando a matéria orgânica, modificando as características físicas, químicas e biológicas, reduzindo gradualmente a relação C/N, aumentando a área de superfície exposta à ação microbiana, tornando assim, o material mais facilmente decomposto (DOMÍNGUEZ, 2004).

A técnica de vermicompostagem pode ser dividida em três principais etapas, sendo elas:

- 1) Etapa inicial ou de degradação: Nesta etapa os microrganismos realizam o “ataque” inicial dos resíduos, ocorrendo os primeiros processos de mineralização.

- 2) Etapa de colonização dos resíduos por parte das minhocas: Nesta etapa as moléculas orgânicas são transformadas em constituintes mais simples, por meio da ação dos microrganismos e processo de digestão das minhocas. Todos os compostos orgânicos são colonizáveis pelas minhocas, em menor ou maior grau, e a dificuldade de colonização advém das características de cada resíduo.
- 3) Etapa de maturação: Nesta etapa ocorre a mineralização e humificação dos compostos. Tal processo origina substâncias de elevada estabilidade.

3.1 Principais características das minhocas utilizadas na vermicompostagem

As minhocas pertencem ao filo *Anelidae* e à classe *Oligochaeta*, apresentando divisões denominadas metâmeros, semelhantes a anéis, razão pela qual são chamadas de anelídeos. Considerando que são animais segmentados e com sistema digestivo completo, a boca localiza-se no primeiro segmento e o ânus no último segmento corporal (LOURENÇO, 2014).

As minhocas são animais invertebrados, não apresentando esqueleto interno, nem olhos. Movimentam-se por contração e distensão da musculatura e seus órgãos de sentido são pouco desenvolvidos, exceto o tato (LOURENÇO, 2014).

São fotossensíveis, ou seja, apresentam forte sensibilidade à luz natural ou artificial. São seres hermafroditas incompletos, entretanto, necessitam de parceiro para acasalamento. Seus casulos apresentam coloração amarelada ou esverdeada e são depositados na superfície. O ciclo de vida das minhocas da espécie *epígeas* é de 2 a 3 anos; demais espécies podem viver entre 3 a 7 anos (LOURENÇO, 2014).

Quanto à forma de alimentação as minhocas podem ser classificadas em geófagas ou detritívoras. As geófagas alimentam-se no subsolo, ou seja, em horizontes de maior profundidade, ingerindo frações de matéria orgânica, entretanto, a maior proporção dos materiais ingeridos corresponde às partículas minerais. Já as detritívoras, são espécies que se alimentam na superfície, consumindo, preferencialmente, resíduos orgânicos, havendo predominância de matéria orgânica no seu trato digestivo (LEE, 1985; LOURENÇO, 2014).

As diferentes espécies de minhocas são classificadas em três categorias: epigéicas, endogéicas e anécicas (BOUCHÉ, 1977; LEE, 1985).

- 1) *Epigéicas*: são espécies detritívoras, vivem na superfície do solo (0 a 10 cm) e alimentam-se de matéria orgânica em etapas primárias ou intermediárias de decomposição. Possuem curto ciclo de vida, geralmente entre 2 a 3 anos, rápido crescimento e rápida reprodução. Seus dejetos possuem alto teor de substâncias húmicas. Normalmente são pigmentadas e apresentam comprimento menor do que as espécies *endogéicas* e *anécicas* (BOUCHÉ, 1977; JAMES, 2000). As espécies epigéicas mais comumente utilizadas nos processos

de vermicompostagem e com destaque no Brasil são: *Eisenia foetida*, *Eisenia andrei* e *Eudrilus eugeniae* (conhecida como Gigante Africana).

A espécie *Eudrilus eugeniae* é mais sensível à manipulação e às amplitudes térmicas, logo, as espécies *Eisenia foetida* e *Eisenia andrei*, popularmente conhecidas como Vermelha da Califórnia, são predominantemente utilizadas nos processos de vermicompostagem, uma vez que, estão amplamente distribuídas, habitando naturalmente diversos resíduos orgânicos.

Eisenia foetida e *Eisenia andrei* são muito semelhantes quanto à anatomia externa e às características, possuem peso médio na forma adulta de 0,55 g, tempo de maturidade sexual de 28-30 dias, número de casulos diários 0,35-0,5, tempo de incubação dos casulos 18-26 dias, viabilidade de nascimento dos casulos de 73-80%, número de minhocas eclodidas por casulo de 2,5-3,8, tempo de maturidade sexual de 45-90 dias (LOURENÇO, 2014).

- 2) *Endogéicas*: são espécies geófagas, habitam os horizontes minerais do solo, são maiores, menos pigmentadas, possuem maior ciclo de vida (entre 3 a 7 anos) e menor taxa reprodutiva, quando comparadas às *epigéicas*. Em função do tipo de alimentação, excretam dejetos de composição organomineral (JAMES, 2000; LOURENÇO, 2014).
- 3) *Anécicas*: são espécies geófagas, constroem galerias verticais permanentes, alimentam-se de resíduos em estágios de decomposição na superfície, transportando-os para o interior, acelerando a decomposição (JAMES, 2000; LOURENÇO, 2014).

3.2 Características do processo

3.2.1 Temperatura

Diferentemente do processo de compostagem no processo de vermicompostagem é imprescindível que as perdas de calor sejam mantidas a níveis constantes. Para sobreviverem, as minhocas necessitam de condições mesofílicas. Sendo assim, altos e baixos valores de temperaturas inviabilizam a sua sobrevivência e prejudicam a vermicompostagem.

Temperaturas no intervalo de 20°C a 25°C são ideais para o desenvolvimento das minhocas e do processo de vermicompostagem. Temperaturas entre 30°C e 35°C, atrasam a migração das minhocas para horizontes superiores, e temperaturas superiores a 40°C podem ser letais (LOURENÇO, 2014).

Baixas temperaturas, ou seja, inferiores a 10°C, também são prejudiciais ao processo, pois reduzem as atividades digestivas e reprodutivas das minhocas, causando reflexos no vermicomposto gerado (LOURENÇO, 2014).

3.2.2 Umidade e oxigênio

A umidade é primordial à sobrevivência das minhocas: tanto a escassez quanto o excesso de umidade podem ocasionar a rápida letalidade. Deste modo, os teores de umidade devem estar entre 75 e 90%. As minhocas possuem respiração cutânea e na presença de água o O_2 é absorvido pela cutícula da pele das minhocas e o CO_2 é dissipado (LOURENÇO, 2014).

Valores inferiores a 70% comprometem a respiração das minhocas, levando-as à morte por asfixia. Valores superiores a 90% também comprometem a sua sobrevivência, uma vez que o excesso de água preenche o espaço poroso, gerando zonas de anaerobiose, limitando o fornecimento de oxigênio (LOURENÇO, 2014).

3.2.3 Relação C/N e nitrogênio amoniacal

O carbono e o nitrogênio do material são muito importantes para o processo de vermicompostagem.

Para a boa aceitação das minhocas o material deve apresentar relação C/N na faixa de 15/1 a 35/1. Valores inferiores a 15/1 indicam carência de carbono e excesso de nitrogênio, o que acelera o crescimento microbiano, elevando assim a temperatura e a liberação nitrogênio amoniacal (N-amoniacal), altamente tóxico às minhocas. Proporções de nitrogênio amoniacal superiores a 1mg g^{-1} , são potencialmente tóxicas às minhocas (LOURENÇO, 2014).

Todavia, relações superiores à 35/1 indicam carência de nitrogênio e excesso de carbono, sendo também prejudicial às minhocas.

3.2.4 pH e condutividade elétrica

As minhocas apresentam maior sobrevivência em pH ligeiramente ácidos, situados na faixa de 5,5 a 6,5, embora valores entre 6,5 e 7,5 sejam tolerados e aceitáveis. Contudo, valores acima de 7,5 podem prejudicar as atividades metabólicas (LOURENÇO, 2010).

Os teores de salinidade são aferidos por meio da condutividade elétrica e o valor máximo admissível de condutividade elétrica é de $7,8\text{ dS m}^{-1}$ (LOURENÇO, 2010).

3.2.5 Granulometria

Assim como no processo de compostagem, na vermicompostagem a granulometria interfere no desempenho do processo.

Menores granulometrias aumentam a área superficial específica e a área de contato com as minhocas e com a comunidade microbiana, facilitando o

“ataque”, acelerando assim a decomposição do material. Todavia, partículas muito pequenas facilitam a compactação, criando condições de anaerobiose (LOURENÇO, 2014).

4 Legislação inerente ao uso/produção de fertilizantes orgânicos

A aproximação da temperatura do composto à temperatura ambiente é um indicativo do equilíbrio microbiológico. Porém, não pode ser utilizada como único parâmetro na verificação de maturidade do composto, devendo ser associados outros parâmetros, pois a decomposição da parcela orgânica depende da origem e da composição da mistura inicial compostada (VALENTE et al., 2009).

Dessa maneira, Kiehl (2004) e Malheiros (1996) indicam alguns parâmetros levados em consideração para avaliação da maturação do composto:

- Relação C/N: deve apresentar uma faixa de 8/1 a 12/1. Valores de 18/1 ou um pouco inferior indicam que o composto está semicurado;
- pH;
- Alta concentração de nitrato, entre outros.

Uma vez comprovada a finalização da compostagem, o composto poderá representar a fonte de dois importantes componentes, segundo Kiehl (2004) e Sartori et al. (2011):

1. Nutrientes minerais: tais como nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio, magnésio e enxofre (macronutrientes), absorvidos em maior quantidade pelas raízes das plantas e os assimilados em menores quantidades, como o ferro, zinco, cobre, manganês, boro, cloro e níquel (micronutrientes).
2. Material humificado: como condicionador e melhorador das propriedades físicas, físico-químicas do solo.

Para a produção de fertilizantes orgânicos de qualidade, a maturação se torna uma fase fundamental, pois o uso de um composto não apropriadamente maturado poderá ocasionar uma poluição difusa ao plantio com a liberação de amônia no solo, a qual pode danificar as raízes das culturas; e, a produção de toxinas que inibem a germinação de sementes e o crescimento das plantas (PEREIRA NETO, 2007).

Como o adubo orgânico não é um produto único, podendo sua qualidade variar de acordo com os resíduos orgânicos e os processos empregados, a criação de uma lei específica deve ser regulamentada (VALENTE et al., 2009).

No Brasil, o Ministério de Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA), juntamente com a Secretaria de Defesa Agropecuária (SDA) criou a Instrução Normativa SDA nº 25, de 23 de Julho de 2009, que aprova as 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.

Os fertilizantes orgânicos são enquadrados nas seguintes classes: A, B, C e D. No Art. 7º, inciso I, ressalta-se que, para os produtos sólidos, as garantias serão, no mínimo, os valores que são apresentados na Tabela 1.2.

Tabela 1.2 Especificação dos fertilizantes orgânicos mistos e compostos.

| Garantia | Misto/Composto (estado sólido) | | | |
|-------------------------------|--------------------------------|----------|----------|----------|
| | Classe A | Classe B | Classe C | Classe D |
| Umidade (máx) | 50 | 50 | 50 | 70 |
| pH (mín) | 6,0 | 6,0 | 6,5 | 6,0 |
| N total (mín) | 0,5 | | | |
| C orgânico (mín) ¹ | 15 | | | |
| Relação C/N | 20 | | | |
| Outros nutrientes | Conforme declarado | | | |

Fonte: MAPA (2009).

Nota¹: Valores expressos em base seca, umidade determinada a 65°C.

Os fertilizantes orgânicos sólidos terão ainda a forma e solubilidade dos nutrientes indicadas em percentagem mássica para aplicação em solo, de acordo com a Tabela 1.3. Dessa forma, a utilização e/ou comercialização de fertilizantes orgânicos aplicáveis a solo devem atender os parâmetros desta normativa.

Tabela 1.3 Garantias mínimas de macro e micronutrientes para fertilizantes orgânicos.

| Nutriente | Aplicação no solo Teor total mínimo (%) | Nutriente | Aplicação no solo Teor total mínimo (%) |
|---------------|--|-----------------|--|
| Fósforo (S) | Teor total | Cobre (Cu) | 0,05 |
| Potássio (K) | Teor total | Ferro (Fe) | 0,2 |
| Cálcio (Ca) | 1,0 | Manganês (Mn) | 0,05 |
| Magnésio (Mg) | 1,0 | Molibdênio (Mo) | 0,005 |

Continua

Tabela 1.3 Garantias mínimas de macro e micronutrientes para fertilizantes orgânicos. (Continuação)

| Nutriente | Aplicação no solo Teor total mínimo (%) | Nutriente | Aplicação no solo Teor total mínimo (%) |
|------------------|--|------------------|--|
| Enxofre (S) | 1,0 | Níquel (Ni) | 0,005 |
| Boro (B) | 0,03 | Silício (Si) | 1,0 |
| Cloro (Cl) | 0,1 | Zinco (Zn) | 0,1 |
| Cobalto (Co) | 0,005 | | |

Fonte: MAPA (2009).

Referências

- ABRELPE – Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil – 2013**. Disponível em: <<http://www.abrelpe.org.br/Panorama/panorama2012.pdf>>. Acesso em: 26 mai. 2014.
- ANDA – Associação Nacional Para Difusão De Adubos. **Principais indicadores do setor de fertilizantes**. Disponível em: <<http://www.anda.org.br/index.php?mpg=03.00.00>>. Acesso em: 13 set. 2016.
- ANDREOLI, C.V. et al. Higienização do Lodo de Esgoto – Resíduos sólidos do saneamento: processamento, reciclagem e disposição final. In: Andreoli, C. V. **Lodo de Esgoto**. Rio de Janeiro: ABES, 2001.
- BARREIRA, L. P. **Avaliação das usinas de compostagem do estado de São Paulo em função da qualidade dos compostos e processos de produção**. 2005. 204f. Tese (Doutorado em Saúde Ambiental) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005.
- BIDONE, F.R.A.; POVINELLI, J. **Conceitos básicos de resíduos sólidos**. São Carlos: EDUSP, 109p. 1999.
- BRASIL. Decreto nº 7404, de 23 de dezembro de 2010. Regulamenta a Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, cria o Comitê Interministerial da Política Nacional de Resíduos Sólidos e o Comitê Orientador para a Implantação dos Sistemas de Logística

Reversa, e dá outras providências. **Diário Oficial da União República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 23 dez. 2010a. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/Decreto/D7404.htm>. Acesso em: 3 jun. 2014.

BRASIL. Lei nº 12305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998 e dá outras providências. **Diário Oficial da União República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 3 ago. 2010b. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm>. Acesso em: 22 fev. 2014.

COSTA, M.S.S.M.; COSTA, L. A. de M.; DECARLI, L. D.; PELÁ, A.; SILVA, C. J. da; MATTER, U. F.; OLIBONE, D. Compostagem de resíduos sólidos de frigorífico. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.13, n.1, p.100-107, 2009.

DIAZ, L.F.; SAVEGE, G.M. Factors that affect the process. In: Diaz, L.F.; De Bertoldi, M.; Bidlingmaier, W. **Compost Science and Technology**. 1ed. Stentiford, p.49-56, 2007.

FERNANDES, F.; SILVA, S. M. C. P. **Manual prático para compostagem de biosólidos**. Rio de Janeiro: ABES, 79p. 1999.

FIALHO, L.L. **Caracterização da matéria orgânica em processo de compostagem por métodos convencionais e espectroscópicos**. 2007. 170f. Tese (Doutorado em Ciências – Química Analítica) – Universidade de São Paulo, São Carlos. 2007.

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

IPEA – Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada. **Caderno de Diagnóstico – Resíduos Sólidos Urbanos**. Brasília-DF. 2012. Disponível em: <http://www.ipea.gov.br/agencia/images/stories/PDFs/relatoriopesquisa/121009_relatorio_residuos_solidos_urbanos.pdf>. Acesso em: 4 jun. 2014.

IPEA – Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada. **Diagnóstico dos Resíduos Orgânicos do Setor Agrossilvopastoril e Agroindústrias Associadas**. Brasília-DF. 2012a. Disponível em: <<http://www.ipea.gov.br/portal/images/stories/PDFs/>

relatoriopesquisa/120917_relatorio_residuos_organicos.pdf>. Acesso em: 12 set. 2016.

KIEHL, E.J. **Fertilizantes orgânicos**. Piracicaba, Editora Agronômica Ceres Ltda, 492p. 1985.

KIEHL, E.J. **Manual da Compostagem: Maturação e Qualidade do Composto**. 4ªed. Piracicaba, 173p. 2004.

LACEY, J. Actinomycetes in composts. **Annals of Agricultural and Environmental Medicine**, Koge, v.4, p. 113-121, 1997.

MALHEIROS, Sergio M. P. **Avaliação do processo de compostagem utilizando resíduos agroindustriais**. Campinas-SP, 1996.

MAPA – Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Instrução Normativa nº 25, de 23 de julho de 2009. **Aprova as 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**. Diário Oficial da União República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 28 jul. 2009. Disponível em: <<http://sislegis.action/detalhaAto.do?method=recuperarTextoAtoTematicaPortal&codigoTematica=1229186>>. Acesso em: 4 jun. 2014.

MASSUKADO, L.M. **Desenvolvimento do processo de compostagem em unidade descentralizada e proposta de software livre para o gerenciamento municipal dos resíduos sólidos domiciliares**. 2008. 204 f. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) - Universidade de São Paulo, São Carlos, 2008.

MOREL, J.L.; COLIN, F.; GERMON, J.C.; GODIN, P.; JUSTE, C. Methods for evaluation of the maturity of municipal refuse compost. In: Gasser, J.K. **Composting of agricultural and other wastes**. Elsevier: Londres, p.56-72, 1985.

NUNES, M. U. C. Compostagem de resíduos para produção de adubo orgânico na pequena propriedade. **Circular técnico – Embrapa Tabuleiros Costeiros**, Aracaju, n.59, 7p., dez. 2009. Disponível em: <http://www.cpatc.embrapa.br/publicacoes_2010/ct_59.pdf>. Acesso em: 4 jun. 2014.

O ECO. **Gases do efeito estufa: Dióxido de Carbono (CO₂) e Metano (CH₄)**. Oeco, 2014. Disponível em: <<http://www.oeco.org.br/dicionario-ambien->

tal/28261-gases-do-efeito-estufa-dioxido-de-carbono-co2-e-metano-ch4/>. Acesso em: 12 set. 2016.

PASCHOAL, A. D. **Produção orgânica de alimentos: agricultura sustentável para os séculos XX e XXI**, Piracicaba, 191p. 1994.

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

REIS, M.F. **Avaliação do processo de compostagem de resíduos sólidos urbanos**. 2005. 239 f. Tese de Doutorado (Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. 2005.

SARTORI, V. C.; RIBEIRO, R. T. Da S.; PAULETTI, G. F.; PANSERA, M. R.; RUPP, L. C. D.; VENTURIN, L. **Compostagem: Produção de fertilizantes a partir de resíduos orgânicos. Cartilha para agricultores**. Universidade de Caxias do Sul, Caxias do Sul, 2011.

SHARMA, V. K.; CANDITELLI, M.; FORTUNA, F.; CORNACCHIA, C. **Processing of urban and agroindustrial residues by anaerobic composting: review**. *Energy Conversion and Management*. v.38, p.453-478, 1997.

TSAI, S.M.; BARAIBAR, A.V.L.; ROMANI, V.L.M. **Efeito dos fatores do solo**. In: CARDOSO, E.J.B.N.; TSAI, S.M.; NEVES, M.C.P. **Microbiologia do solo**. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. Campinas, p.60-72, 1992.

VALENTE, B. S.; XAVIER, E.G.; MORSELLI, T. B. G. A.; JAHNKE, D. S.; BRUM, B. de S. Jr.; CABRERA, B. R.; MORAES, P de O. e LOPES, D. C. N. **Fatores que afetam o desenvolvimento da compostagem de resíduos orgânicos**. *Archivos de Zootecnia*. v.58. p.60-76, 2009.

ZHANG, Y.; HE, Y. **Co-compostig solid swine manure with pine sawdust as organic substrate**. *Bioresource Technology*., v.97, p.2024-2031, 2006.

Tratamento de dejetos ovinos, bovinos e palha-de-açúcar via vermicompostagem

Mariana Sbizzaro

Tatiane Cristina Dal Bosco

Kátia Valéria Marques

Cardoso Prates

Pedro Henrique Presumido

Ana Alicia de Sá Pinto

Andressa Vitória Duarte de Souza

Resumo: O objetivo do estudo que será relatado neste capítulo foi avaliar o comportamento da decomposição da matéria orgânica e das minhocas da espécie *Eisenia foetida* em processo de vermicompostagem de dejetos ovinos e bovinos com palha de cana-de-açúcar, comparando duas relações iniciais de C/N (19:1 e 30:1). Foram testadas as seguintes composições de resíduos: T1 (30:1 – Dejeito ovino + palha de cana-de-açúcar), T2 (19:1 – Dejeito ovino + palha de cana-de-açúcar), T3 (30:1 – Dejeito bovino + palha de cana-de-açúcar), T4 (19:1 – Dejeito bovino + palha de cana-de-açúcar) e T5 (30:1 – Dejeito ovino + dejeito bovino + palha de cana-de-açúcar). O processo de pré-compostagem foi conduzido ao longo de 34 dias. Em seguida, foram inseridas 24 minhocas em cada um dos vermireatores, onde permaneceram por 58 dias. Em ambos os processos monitorou-se parâmetros físico-químicos e na vermicompostagem, monitorou-se o desenvolvimento das minhocas. Os valores das relações C/N reduziram-se em todos os tratamentos, indicando a maturação dos compostos na vermicompostagem. O T4 foi o que apresentou desempenho menos satisfatório frente a todos os parâmetros físico-químicos monitorados, não sendo recomendado para aplicação em larga escala.

Palavras-chave: *Eisenia foetida*. Resíduos agropecuários. Vermireatores.

1 Introdução

Características favoráveis de solo, clima e água disponível fazem com que o estado do Paraná, se destaque quanto às produções agrícolas e de animais. Neste

contexto, além de soja, milho, suínos e aves, merecem destaque no estado a bovinocultura, a ovinocultura e a cana-de-açúcar. Em 2014, o Paraná possuía 4,3% e 3,7% (IBGE, 2014) dos rebanhos nacionais de bovinos e ovinos, respectivamente, e 6,85% da área plantada de cana-de-açúcar no Brasil (CONAB, 2015).

O cultivo de cana-de-açúcar gera subprodutos como a palha, resíduo encontrado em quantidades expressivas nos canaviais. Com o advento de máquinas modernas utilizadas no processo de colheita, esta palha tem se tornado um resíduo sólido importante, demandando estudos para seu aproveitamento e/ou destinação final.

Tendo em vista a grande produção de resíduos provenientes das atividades agroindustriais, das criações animais e seu potencial poluidor, técnicas de tratamentos se fazem necessárias e urgentes. Dentre as técnicas de tratamento e estabilização do material orgânico estão a compostagem e a vermicompostagem.

Neste contexto, estudos apontam que a conversão de resíduos em materiais mais estabilizados, utilizando compostagem e vermicompostagem, é uma opção viável para a gestão sustentável dos resíduos (LEAL et al., 2013; COSTA et al., 2015; NIGUSSIE et al., 2016; TAEPORAMAYSAMAI e RATANATAMSKUL, 2016).

A vermicompostagem é um processo que apresenta baixos custos de implementação, em que o adubo orgânico é obtido com o uso de substratos de origem animal e/ou vegetal, pré-compostados e, posteriormente, processados por minhocas, resultando em um composto rico em nutrientes, oriundos das dejeções das minhocas (AMORIM et al., 2005).

A espécie de minhoca *Eisenia foetida*, conhecida vulgarmente como Vermelha da Califórnia, é muito utilizada para produção de vermicomposto, devido à sua capacidade de converter resíduos orgânicos pouco decompostos em material estabilizado. Além disso, dentre suas vantagens estão: o rápido crescimento e consequentemente rápida proliferação, e sua adaptabilidade a diversos resíduos (AQUINO et al., 1992; MORSELLI et al., 1996).

Deste modo, objetivou-se neste capítulo relatar os resultados do teste de duas relações C/N iniciais (30:1 e 19:1) para o tratamento de dejetos (ovinos e bovinos) e palha de cana-de-açúcar via vermicompostagem.

2 Material e métodos

Os experimentos contemplaram duas etapas:

- 1) Pré-compostagem em leiras por 34 dias, até atingirem parâmetros adequados de temperatura, pH e condutividade elétrica para a inserção das minhocas.
- 2) Vermicompostagem com a introdução das minhocas nos compostos pré-preparados e monitoramento por mais 58 dias.

Os ensaios foram conduzidos nas dependências da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, câmpus Londrina. Os processos de pré-compostagem e posterior vermicompostagem foram realizados dentro da casa de vegetação, ou seja, em ambiente coberto.

2.1 Resíduos utilizados e tratamentos

Os resíduos utilizados para a montagem das leiras e reatores foram palha de cana-de-açúcar, dejetos de ovinos e dejetos de bovinos provenientes de sistema semi-extensivo de criação. A palha de cana-de-açúcar foi triturada mecanicamente de modo a atender a recomendação da literatura no que se refere ao tamanho ideal de partículas para compostagem e vermicompostagem (1 a 5 cm) (BIDONE e POVINELLI, 1999).

Durante o processo foram investigadas a relação C/N inicial de 30:1, recomendada pela literatura como ideal (OLIVEIRA et al., 2008), e uma relação 19:1, simulando a real situação encontrada nas propriedades rurais de maior disponibilidade de dejetos (fonte de nitrogênio) em relação a materiais palhosos (fonte de carbono). Desta forma, foram propostos cinco tratamentos, nomeados: T1: Dejeto ovino e palha (30:1), T2: Dejeto ovino e palha (19:1), T3: Dejeto bovino e palha (30:1), T4: Dejeto Bovino e palha (19:1), T5: Dejeto ovino, dejeto bovino e palha (19:1).

2.2 Caracterização físico-química inicial dos resíduos

A caracterização inicial dos resíduos, seguindo as metodologias de Tedesco et al. (1995), APHA, AWWA & WEF (1998), Kiehl (1985), Malavolta; Vitti; Oliveira (1997), é apresentada na Tabela 2.1.

Tabela 2.1 Caracterização inicial dos resíduos para posterior pré-compostagem e vermicompostagem.

| Resíduos | pH | Condutividade elétrica (mS cm ⁻¹) | Sólidos Voláteis (%) | Umidade (%) | Carbono (%) | Nitrogênio (%) | C/N |
|----------------------|------|---|----------------------|-------------|-------------|----------------|----------|
| Ovino | 8,98 | 3,59 | 59,10 | 23,56 | 26,29 | 2,23 | 11,81: 1 |
| Bovino | 8,97 | 0,83 | 78,46 | 79,09 | 33,34 | 1,81 | 18,54: 1 |
| Palha cana-de-açúcar | 5,58 | 1,03 | 76,95 | 16,08 | 35,88 | 1,00 | 36,17: 1 |

2.3 Quantidade de material utilizada em cada tratamento

Para determinar a quantidade de material a ser utilizada em cada tratamento, utilizou-se a Equação 1 e 2, propostas por Kiehl (2008):

$$\frac{(30 \cdot Nm) - (Cm)}{(Cc) - (30 \cdot Nc)} \quad (\text{Eq. 1})$$

$$\frac{(19 \cdot Nm) - (Cm)}{(Cc) - (19 \cdot Nc)} \quad (\text{Eq. 2})$$

Em que: Nm: teor de nitrogênio do resíduo rico em N; Cm: teor de carbono do resíduo pobre em C; Cc: teor de carbono do resíduo rico em C; Nc: teor de nitrogênio do resíduo pobre em N.

Os resultados obtidos por meio das equações 1 e 2, para os cinco tratamentos, estão apresentados na Tabela 2.2. Conhecendo a quantidade de palha necessária para cada 1 kg de dejetos, em massa seca, e a umidade dos resíduos, calculou-se a quantidade de resíduo necessária em cada leira (em massa úmida).

Tabela 2.2 Quantidade de palha necessária para cada quilo de dejetos e quantidade de resíduo em cada leira para a composição dos tratamentos.

| Tratamentos ¹ | Dejetos Ovinos | Dejetos Bovinos | Palha | Dejeto |
|-----------------------------------|----------------|-----------------|-------|--------------------------------|
| Quantidade de palha/ 1 kg dejetos | | | kg | kg |
| T1 | 6,57 | – | 30,23 | 4,89 |
| T2 | – | 0,94 | 16,87 | 19,10 |
| T3 | 3,34 | – | 26,81 | 12,36 |
| T4 | – | 0,05 | 1,74 | 51,04 |
| T5 | 0,94 | 0,05 | 11,61 | 12,36 (ovino) + 17,91 (bovino) |

Nota1: T1: Dejeto ovino e palha (30:1), T2: Dejeto ovino e palha (19:1), T3: Dejeto bovino e palha (30:1), T4: Bovino e palha (19:1), T5: Dejeto ovino, bovino e palha (19:1).

2.4 Montagem das leiras

A montagem das leiras, em formato trapezoidal, se deu por camadas, iniciando-se como uma camada de aproximadamente 5 cm de palha de cana-de-açúcar na base, seguida das camadas de dejetos intercaladas com a palha, sendo que a cobertura final foi feita com o material palhoso, visando evitar a atração de vetores (Figura 2.1).



Figura 2.1 Demonstração das etapas de montagem das leiras de pré-compostagem.

2.5 Vermicompostagem

Após o período de pré-compostagem, para acomodação do material e das minhocas foram utilizadas caixas vazadas (vermireatores), contribuindo para a oxigenação da mistura. As caixas foram revestidas com sombrite, cobertas com TNT preto preso por elástico, para que não houvesse a fuga das minhocas e a perda do material. As caixas ficaram dispostas sobre tijolos e espaçadas em 10 cm para facilitar o manuseio e proporcionar aeração na parte inferior e lateral (Figura 2.2).

Cada tratamento foi reproduzido em triplicata, totalizando 15 vermireatores, nomeados por T1R1, T1R2, T1R3, T2R1, T2R2, T2R3, T3R1, T3R2, T3R3, T4R1, T4R2, T4R3, T5R1, T5R2, T5R3. Cada reator recebeu material resultante da etapa de pré-compostagem até atingir uma altura de 21 cm na caixa.



Figura 2.2 Disposição real das caixas na etapa de vermicompostagem.

A espécie de minhoca inserida no experimento foi a *Eisenia Foetida* ou Vermelha da Califórnia (Figura 2.3), escolha pautada com base em estudos realizados por Oliveira et al. (2008); Nadolny (2009); Godoy et al. (2006) que descrevem vantagens da espécie. Cestonaro et al. (2012) recomendaram a inserção de 15 minhocas adultas (com a presença visível de clitelo) por reator de vermicompostagem, com dimensões de 0,40 m de comprimento, 0,28 m de largura e 0,15 m de altura. Logo, proporcionalmente, para os reatores com dimensões de 0,50 m de comprimento, 0,26 m de largura e 0,21 m de altura inseriram-se 24 minhocas por vermireator.



Figura 2.3 Minhocas da espécie *Eisenia Foetida* inseridas nos reatores.

Um dia após a inserção das minhocas, estas foram encontradas mortas. Considerando-se a possibilidade de toxicidade em função de salinidade dos resíduos e presença de nitrogênio amoniacal em altas concentrações, optou-se pela lavagem do material, uma vez ao dia, durante três dias consecutivos. Para tanto, foram utilizados dois litros de água por quilo de composto, para todos os tratamentos. Após este período, as minhocas foram novamente inseridas nos vermireatores.

2.6 Monitoramento da pré-compostagem e vermicompostagem

Na Tabela 2.3 estão descritos os parâmetros que foram monitorados nos processos de pré-compostagem e vermicompostagem.

Tabela 2.3 Parâmetros monitorados na pré-compostagem e vermicompostagem e sua frequência.

| Monitoramento | Pré-compostagem | Vermicompostagem | Frequência |
|---------------------------------------|-----------------|------------------|--------------|
| Temperatura ¹ | X | X | Diário |
| Revolvimento ² | X | | Semanal |
| Umidade ³ | X | X | Diário |
| Redução de volume | X | X | Semanal |
| Redução de peso | X | | Início/Final |
| | | X | Semanal |
| Análises físico-químicas ⁴ | X | X | Semanal |
| Contagem das Minhocas | | X | Quinzenal |

Nota 1: Diariamente foram monitorados dez pontos nas leiras da pré-compostagem e dois pontos na vermicompostagem com o auxílio de um termômetro digital tipo espeto. A temperatura ambiente e a umidade relativa do ar também foram monitoradas por meio de um termo-higrômetro digital.

Nota 2: O revolvimento foi manual, com auxílio de pás e enxadas.

Nota 3: Monitorada pelo teste da mão (NUNES, 2009).

Nota 4: pH e condutividade elétrica (Tedesco et al., 1995), sólidos voláteis (APHA, AWWA & WEF, 1998), e nitrogênio total (Malavolta; Vitti; Oliveira, 1997).

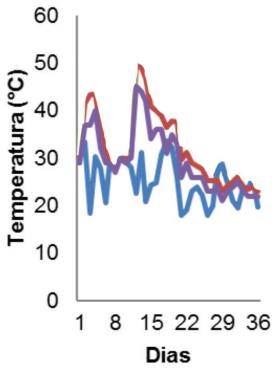
2.7 Análises estatísticas

Os dados do processo de vermicompostagem foram analisados estatisticamente com o auxílio do programa SISVAR®. Fez-se análise de variância ao nível de 5% de significância e utilizou-se o delineamento inteiramente casualizado para comparação dos resultados entre tratamentos. O teste estatístico utilizado para comparação de médias foi o teste Scott-Knott ao nível de 5% de significância.

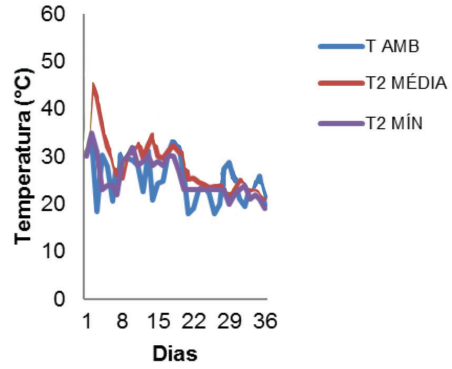
3 Resultados e discussão

3.1 Pré-compostagem

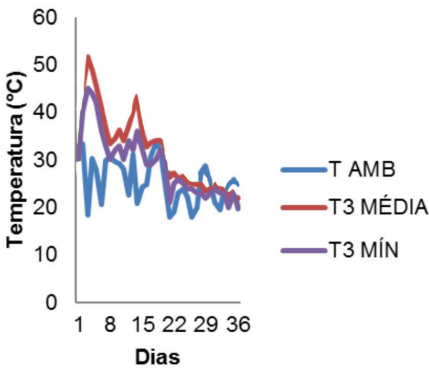
Observa-se na Figura 2.4 que todos os tratamentos tiveram aumento na temperatura nos primeiros dias de enleiramento. A queda da temperatura ambiente neste período (18,4°C) não comprometeu a ascensão inicial das temperaturas. Isto demonstra que o processo contou com intensa atividade biológica desde o início.



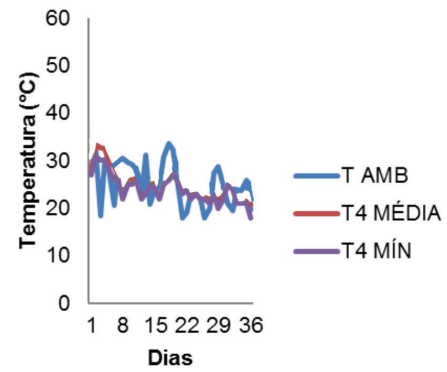
Tamb:25,3°C; Tméd:32,4°C; Tmáx:54°C; Tmín: 22°C



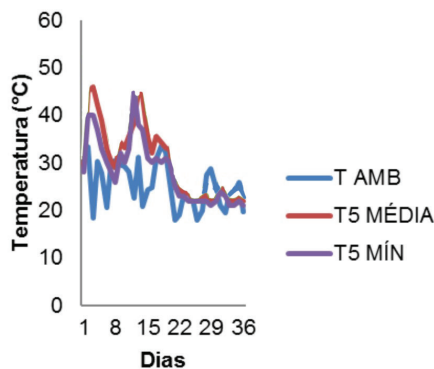
Tamb:25,3°C; Tméd:28,4°C; Tmáx:53°C; Tmín: 19°C



Tamb:25,3°C; Tméd:32,1°C; Tmáx:59°C; Tmín: 20°C



Tamb:25,3°C; Tméd:32,1°C; Tmáx:59°C; Tmín: 20°C



Tamb:25,3°C; Tméd:30,5°C; Tmáx:55°C; Tmín: 21°C

Figura 2.4 Monitoramento diário da temperatura no interior das leiras e temperatura ambiente durante a pré-compostagem.

Segundo Pereira Neto (2007) e Kiehl (1985) as leiras devem registrar temperaturas termofílicas no período de 12 a 24 horas após a montagem, caracterizando a fase de aquecimento, conforme pode-se observar na Figura 2.4. Loureiro et al. (2007), trabalhando com resíduos domésticos com adição de dejetos bovinos, apontaram temperaturas variando de 40°C a 50°C, entre 7 e 15 dias, após o início do processo, tal como as apresentadas em T3 e T5 (presença de dejetos bovinos).

O tratamento T4 sempre se mostrou com temperaturas abaixo dos demais, tendo a máxima em 37°C, possivelmente devido às quantidades de resíduos utilizados, que por ser rico em dejetos, resultou na aglomeração, compactação das partículas e consumo rápido da palha, impedindo assim, uma aeração adequada, levando à consequente baixa da temperatura. Segundo Kiehl (1985) a presença de oxigênio faz com que haja aceleração do processo de compostagem e elevação da temperatura, devido ao caráter aeróbio dos microrganismos. Sendo assim, materiais sobrepostos e compactados causam o consumo do oxigênio no interior do material, com dificuldade de renovação e, por consequência, há decréscimo da atividade microbiana, resultando em temperaturas mais baixas.

Observou-se redução de peso e volume em todos os tratamentos (Tabela 2.4). Segundo Petric et al. (2009) a redução de volume e peso é resultado da degradação da matéria orgânica durante a compostagem. A maior redução tanto de volume quanto de peso ocorreu no T1. A redução de volume pode ser explicada pela possível composição deste tratamento. O T1 apresentava maior quantidade de palha, material mais volumoso. Deste modo, ao longo do processo este material foi sendo decomposto fazendo com que o volume da leira diminuísse mais expressivamente.

Tabela 2.4 Redução de volume, de peso e pesos específicos iniciais e finais do material na pré-compostagem.

| Tratamentos ² | % Redução final de volume | % Redução final de peso ¹ | Peso específico inicial (kg.m ⁻³) ¹ | Peso específico final (kg.m ⁻³) ¹ |
|--------------------------|---------------------------|--------------------------------------|--|--|
| T1 | 60,95 | 39,43 | 69,53 | 104,16 |
| T2 | 59,45 | 10,44 | 107,56 | 237,56 |
| T3 | 54,20 | 24,39 | 90,35 | 149,18 |
| T4 | 47,60 | 38,28 | 127,60 | 150,30 |
| T5 | 48,16 | 7,20 | 122,36 | 219,03 |

Nota1: Cálculo de redução de peso e peso específico baseado no peso seco dos compostos.

Nota2: T1: Dejeito ovino e palha (30:1), T2: Dejeito ovino e palha (19:1), T3: Dejeito bovino e palha (30:1), T4: Dejeito Bovino e palha (19:1), T5: Dejeito ovino, dejeito bovino e palha (19:1).

Os tratamentos cuja mistura possuía dejetos bovinos (T3, T4 e T5) apresentaram redução de volume de 54,2%, 47,6% e 48,16%, respectivamente. Estes resultados demonstram concordância com estudos realizados por Costa (2005) que apontou redução entre 45% e 50% na compostagem de dejetos bovinos e Augusto et al. (2009), que encontraram uma redução de 52,26% na compostagem de dejetos de aves, com serragem de eucalipto e bagaço de cana-de-açúcar.

Os tratamentos que apresentaram a maior redução de peso foram T1 e T4, com 39,43% e 38,28%, respectivamente. Sestak (2002), trabalhando com compostagem de algodão inoculado com conteúdo ruminal, encontrou 30% de redução em peso. Costa (2005), trabalhando com compostagem de dejetos bovinos, observou uma redução de massa seca de 40,5%, valor próximo ao T4, tratamento com maior quantidade de dejetos bovinos. Corroborando com esta constatação, Kader et al. (2007) verificaram redução de 45% na compostagem de dejetos bovinos. Eghball (1997), em 45 dias de compostagem de esterco bovino, obteve 20,4% de redução de massa. Deste modo, observa-se que apenas T2 e T5 apresentaram redução de peso em índices inferiores aos observados na literatura por outros autores.

Todos os tratamentos apresentaram pesos específicos finais superiores aos pesos específicos iniciais, comportamento ideal quando se avalia logística, armazenamento e transporte dos compostos orgânicos, além de contribuir para o dimensionamento de pátios para compostagem.

Com relação aos parâmetros físico-químicos monitorados (Tabela 2.5), é possível observar que todos os tratamentos apresentaram pH com caráter básico tanto no início quanto no final do processo de pré-compostagem. De acordo com Kiehl (1985) e Pereira Neto (2007) a compostagem pode ser desenvolvida em uma faixa bem ampla de pH, entre 4,5 e 9,5. O produto final deve apresentar pH superior a 7,8 (PEREIRA NETO, 2007).

Tabela 2.5 Parâmetros físico-químicos no início e no final do processo de pré-compostagem.

| | Parâmetros | | | | | | | | | | |
|----|------------|-------|---------------------------|-------|-----------|--------|-------|-----------|-------------|-------|-----------|
| | pH | | CE (mS cm ⁻¹) | | | SV (%) | | | Relação C/N | | |
| | Início | Final | Início | Final | % redução | Início | Final | % redução | Início | Final | % redução |
| T1 | 7,9 | 8,1 | 1,31 | 0,55 | 58,01% | 65,97 | 63,83 | 3,24% | 25:1 | 24:1 | 4,00 |
| T2 | 8,8 | 8,6 | 1,82 | 1,28 | 29,67% | 69,28 | 64,92 | 6,29% | 21:1 | 18:1 | 14,30 |
| T3 | 7,8 | 8,1 | 1,16 | 0,64 | 44,83% | 74,35 | 67,88 | 8,70% | 31:1 | 22:1 | 29,00 |
| T4 | 9,2 | 8,6 | 1,23 | 1,12 | 8,94% | 71,58 | 70,17 | 1,97% | 17:1 | 22:1 | — |
| T5 | 8,9 | 8,8 | 1,46 | 1,37 | 6,16% | 70,09 | 63,18 | 9,86% | 20:1 | 17:1 | 15,00 |

Nota1: T1: Dejetos ovino e palha (30:1), T2: Dejetos ovino e palha (19:1), T3: Dejetos bovino e palha (30:1), T4: Dejetos Bovino e palha (19:1), T5: Dejetos ovino, dejetos bovino e palha (19:1).

Silva et al. (2002) justificam que o aumento nos valores de pH pode estar relacionado à liberação de grupamentos aniônicos provenientes da quebra de proteínas e polissacarídeos, demonstrando a tendência de humificação do material orgânico em decomposição.

Quanto à condutividade elétrica, houve redução em todos os tratamentos estudados. T2, T4 e T5 apresentaram as maiores condutividades elétricas no final. Isso implica que a relação C/N 19:1, com maiores quantidades de dejetos adicionadas, resultou em maior concentração de sais no material após a pré-compostagem.

Kiehl (1998) afirma que a condutividade elétrica dos fertilizantes orgânicos tende a cair e se estabilizar ao longo do processo, à medida que o composto amadurece, não devendo ser superior a $4000 \mu\text{Scm}^{-1}$ (4 mS cm^{-1}). Ainda segundo o mesmo autor, da fase inicial até a metade do processo de maturação do composto, a condutividade pode reduzir em 50%, como pode ser observado nos tratamentos que iniciaram com relação C/N próxima de 30:1 (T1 e T3). Com relação à aplicação no solo, a condutividade elétrica do esterco após os tratamentos não deve exceder 3 mS cm^{-1} (SOUMARÉ et al., 2002). Neste caso, todos os compostos obtidos poderiam ser utilizados para adubação, segundo o parâmetro condutividade elétrica.

Observou-se a redução de sólidos voláteis em todos os tratamentos (Tabela 2.5). Queiroz (2007), estudando compostagem de resíduos vegetais, observou o mesmo comportamento, afirmando que a porcentagem de sólidos voláteis diminui à medida que a matéria orgânica é degradada, e conseqüentemente ocorre um aumento no percentual de sólidos fixos. Huang et al. (2004) e Elango et al. (2009) explicaram que a redução de sólidos voláteis representa a perda e a mineralização da matéria orgânica pela ação microbiana. De acordo com Pereira Neto (2007) um processo de compostagem eficiente deve apresentar uma redução média do teor inicial de sólidos voláteis de 40%. Verifica-se na Tabela 2.5 que todos os tratamentos apresentaram redução de sólidos voláteis inferior a 10%, o que pode estar associado ao fato do processo de pré-compostagem ter durado apenas 34 dias.

Pode-se afirmar que os valores de relação C/N obtidos na montagem do experimento estiveram próximos às propostas iniciais: T1 com C/N (30:1); T2 (19:1); T3 (30:1); T4 (19:1); T5 (19:1). No final, observou-se redução da relação C/N, exceto para o T4, resultado explicado pela granulometria, com aspecto agrupado e compactado do material (Tabela 2.5). Sendo assim, as amostras coletadas provavelmente tenham sido constituídas por uma parcela de material mais nitrogenado, ou seja, maior presença de dejetos, não representando a mistura.

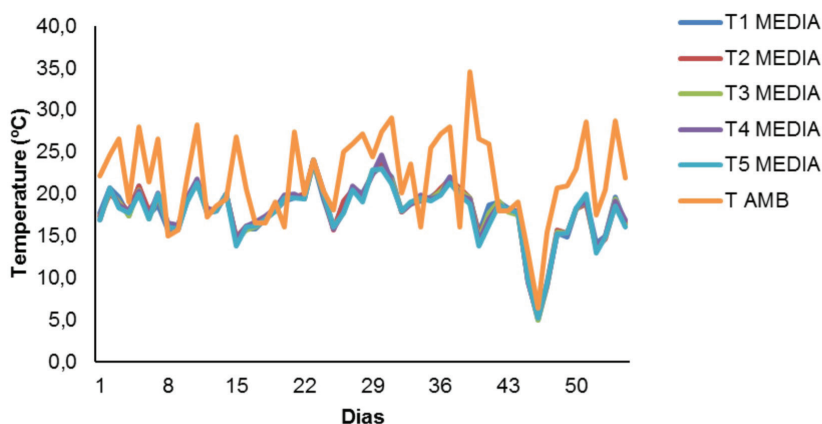
Segundo Kiehl (2008) quando análises realizadas no final do processo de compostagem apontarem o teor de nitrogênio um pouco maior do que no início, isso indica apenas um aumento relativo e não a formação de nitrogênio. O que acontece é uma redução da massa orgânica, pelo processo de compostagem, tendo como consequência a falsa impressão de geração desse elemento químico. Ainda, de acor-

do com o mesmo autor mínimas quantidades de nitrogênio podem ser formadas por microrganismos por meio da fixação do nitrogênio do ar existente no interior da leira, porém o valor é muito pequeno, e possui apenas valor acadêmico.

A redução da relação C/N obtida nos demais tratamentos é explicada por Kiehl (1985): ocorre a redução de carbono orgânico, por degradação da matéria orgânica e o aumento do nitrogênio total, em virtude da mineralização. Zhu (2007), Li et al. (2008), Cayuela et al. (2009) e Gao et al. (2010) também observaram redução deste parâmetro durante a compostagem. No entanto, Cekmececioglu et al. (2005), Brito et al. (2009), Karnchanawong; Suriyanon (2011) e Carneiro (2012) obtiveram reduções da relação C/N em torno e 36 a 70%. Os baixos valores de redução de C/N obtidos no presente estudo podem estar relacionados ao tempo de compostagem, fato que fica evidente quando se analisa a relação C/N final, todas acima de 10:1, razão tida como indicadora de estabilização do composto orgânico (CARNEIRO, 2012).

3.2 Vermicompostagem

Durante os 58 dias de vermicompostagem as temperaturas comportaram-se similarmente em todos os tratamentos (Figura 2.5). As temperaturas mínimas foram 5°C, registradas no dia 24 de julho de 2013, quando a temperatura ambiente foi de 6,4°C. Não houve aumento excessivo de temperatura em nenhum tratamento durante o processo de vermicompostagem, podendo-se afirmar que as minhocas foram as principais responsáveis pela estabilização dos compostos (STEVENSON, 1994).



Tamb:21°C; T1máx:524°C; T1mín: 21°C; T2máx:24°C; T2mín: 5°C; T3máx:24°C; T3mín: 5°C; T4máx:27°C; T4mín: 5°C; T5máx:25°C; T4mín: 5°C

Figura 2.5 Monitoramento diário da temperatura no interior dos vermireatores e temperatura ambiente durante a vermicompostagem segundo seus tratamentos.

Com relação à redução de volume observou-se (Tabela 2.6) que os tratamentos que continham dejetos ovinos em sua composição, apresentaram os maiores percentuais de redução. A redução de volume seguiu a mesma tendência quando comparado à pré-compostagem, com maior redução no T1 e menor redução no T4. Isso pode estar associado à granulometria do material, pois estando o T4 mais compactado e aglomerado, a aeração tornava-se mais dificultosa, atrasando o processo de decomposição da matéria orgânica. O inverso ocorreu com o T1. Amorim et al. (2005), trabalhando com dejetos caprinos, obtiveram redução de volume média da ordem de 14,4%. Godoy et al. (2009), trabalhando com vermicompostagem de biossólidos de fossas sanitárias, grama e pó de serragem usando *Eisenia foetida*, obtiveram redução de volume durante o processo de vermicompostagem variando entre 17 e 33%. Assim, observa-se que os valores de redução de volume obtidos no presente estudo superam os resultados obtidos em outros trabalhos da literatura.

Tabela 2.6 Comparação dos valores de redução de volume e peso entre tratamentos na vermicompostagem.

| | Volume | | Peso | |
|-------------|--|-------------------|--------------------------------|--------------------------------|
| | Início | Final | Início | Final |
| Tratamentos | Média Volume inicial (m ³) | Redução Média (%) | Peso inicial (kg) ² | Redução Média (%) ³ |
| T1 | 0,026 | 43,33 b | 2,10 | 29,93 |
| T2 | 0,025 | 41,81 b | 3,16 | 35,26 |
| T3 | 0,023 | 34,92 a | 2,14 | 34,19 |
| T4 | 0,023 | 26,52 a | 2,50 | 22,47 |
| T5 | 0,026 | 41,98 b | 3,12 | 25,72 |

Nota1: T1: Dejeito ovino e palha (30:1), T2: Dejeito ovino e palha (19:1), T3: Dejeito bovino e palha (30:1), T4: Dejeito bovino e palha (19:1), T5: Dejeito ovino, bovino e palha (19:1).

Nota2: teste estatístico de Scott-Knott ao nível de 5% de significância.

Nota3: Letras iguais nas colunas implicam em equivalência estatística dos valores ao nível de 5% de significância.

Nota2: Peso seco.

Nota3: Cálculo de redução de peso (peso seco) em relação ao peso inicial.

Com relação à redução de peso (Tabela 2.6) pode-se observar que as maiores reduções ocorreram em T2 e T3. Amorim et al. (2005) obtiveram redução de peso da ordem de 41 a 55% para dejetos caprinos na vermicompostagem, resultados superiores aos obtidos no presente trabalho, o que pode estar associado ao fato de não terem sido utilizadas outras misturas de resíduos na composição dos reatores.

Comparando os valores de pH finais do pré-composto que variaram entre 8,1 e 8,8 aos valores de pH finais do vermicomposto, variável entre 9,2 e 9,9, percebe-se que o pH aumentou e manteve-se alcalino (Tabela 2.7), demonstrando que as minhocas interferem nas características químicas da matéria orgânica em processo de decomposição.

Suszek et al. (2007), estudando a vermicompostagem de dejetos bovinos e resíduos verdes urbanos, observaram aumento do pH do vermicomposto em relação ao composto obtido e os resultados estiveram compreendidos na faixa de 7,04 e 7,73. Oliveira e Santos (2009), pesquisando a influência das minhocas sobre as características químicas de composto, vermicomposto e solo, também encontraram pH alcalinos no final da vermicompostagem. Do ponto de vista de aplicação deste vermicomposto ao solo, Soares et al. (2004) explicam que valores de pH próximos à neutralidade sugerem que o vermicomposto, quando incorporado ao solo, pode apresentar ação corretiva de acidez, uma vez que possui propriedade tampicante.

Tabela 2.7 Parâmetros físico-químicos no início e no final do processo de vermicompostagem.

| | Parâmetros | | | | | | | | | | |
|----|------------|--------|---------------------------|--------|---------|---------|--------|--------|-------------|---------|-----------|
| | pH | | CE (mS cm ⁻¹) | | SV (%) | | N (%) | | Relação C/N | | |
| | Início | Final | Início | Final | Início | Final | Início | Final | Início | Final | % redução |
| T1 | 7,43 a | 9,08 a | 0,21 a | 0,29 a | 72,69 b | 60,49 a | 1,67 a | 2,26 a | 25,90 b | 14,95 a | 42,28 |
| T2 | 7,63 a | 9,53 b | 0,44 b | 0,53 b | 61,55 a | 60,43 a | 2,22 a | 2,58 b | 16,12 a | 13,08 a | 18,86 |
| T3 | 7,93 b | 9,23 a | 0,24 a | 0,37 a | 68,56 b | 71,37 a | 2,80 a | 2,07 a | 17,02 a | 19,23 b | – |
| T4 | 8,20 c | 9,47 b | 0,42 b | 0,67 c | 68,97 b | 64,40 a | 2,31 a | 2,79 b | 17,32 a | 12,86 a | 25,75 |
| T5 | 8,20 c | 9,86 c | 0,53 b | 0,69 c | 64,16 a | 57,07 a | 2,15 a | 2,27 a | 17,57 a | 13,96 a | 20,55 |

Nota1: T1: Dejeito ovino e palha (30:1), T2: Dejeito ovino e palha (19:1), T3: Dejeito bovino e palha (30:1), T4: Dejeito bovino e palha (19:1), T5: Dejeito ovino, bovino e palha (19:1).

Nota2: teste estatístico de Scott-Knott ao nível de 5% de significância.

Nota3: Letras iguais nas colunas implicam em equivalência estatística dos valores ao nível de 5% de significância.

Quanto à condutividade elétrica, o T1 e o T3 apresentam menores médias ao nível de 5% de significância, sendo estas médias semelhantes entre si tanto no início quanto no final do processo de vermicompostagem. Estes tratamentos foram compostos em sua maioria por palha de cana-de-açúcar, cuja caracterização

inicial também apresentava baixos valores de condutividade elétrica. Assim, observa-se que os tratamentos que apresentaram em sua composição menores quantidades de dejetos, resultaram em menores valores médios de condutividade elétrica ao longo do processo. Observou-se ainda maiores valores de condutividade elétrica no final do processo para todos os tratamentos. Neste sentido, Karmegam e Daniel (2009) afirmam que durante o processo de vermicompostagem ocorre um aumento dos sais solúveis, devido à mineralização da matéria orgânica pelas minhocas e pelos microrganismos do trato digestivo da minhoca, o que explica o aumento da condutividade elétrica para o presente estudo.

Observou-se que os teores finais de SV não foram diferentes entre os tratamentos. O remanescente dos SV representa a porcentagem da matéria orgânica de difícil degradabilidade, ou seja, materiais que são mais recalcitrantes. Estudos realizados por Amorim et al. (2005) analisando a vermicompostagem de dejetos caprinos e seus efeitos nas estações do ano sugeriram valor final de 68,4% de SV durante o inverno, valores próximos aos apontados pelo presente estudo.

Com relação ao nitrogênio verifica-se que na primeira análise da vermicompostagem os tratamentos não diferenciaram entre si. Já no final, os maiores teores foram observados para T2 e T4. Nadolny (2009) estudando a reprodução e desenvolvimento das minhocas em resíduo orgânico doméstico encontrou valores de nitrogênio ao final da vermicompostagem de 60 dias, variando entre 1,98% e 2,04%, valores próximos aos encontrados no presente estudo. Suszek et al. (2007) obtiveram valores de N variando entre 1,11 e 1,66% na vermicompostagem de dejetos bovino e resíduos verdes urbanos. Do ponto de vista de uso deste vermicomposto ao solo, de acordo com as especificações para vermicompostos, regidas pela Instrução Normativa nº 25 de 23/07/2009 – MAPA (BRASIL, 2009), todos os tratamentos proporcionaram material de qualidade para uso agrícola, visto que o teor mínimo de nitrogênio recomendado é de 0,5%.

Analisando o início e o final do processo de compostagem quanto à redução da relação C/N, verifica-se a maior porcentagem de redução da relação C/N para o T1 e a menor redução para o T2, seguindo a tendência da redução de volume tanto para a pré-compostagem quanto para a vermicompostagem.

Estes resultados corroboram com os obtidos por Suszek et al. (2007). Soares et al. (2004), caracterizando amostras de vermicompostos de esterco bovino, encontraram valores para a relação C/N que variaram de 9,02 a 13,74, valores próximos aos encontrados no presente estudo, exceto para T3, indicando que os resíduos orgânicos haviam sido totalmente decompostos.

Segundo Lacerda et al. (2012) a maturidade de um composto é avaliada e identificada por meio da variação da relação C/N, indicando o grau de estabilização da matéria orgânica. Ainda segundo os mesmos autores a relação C/N ideal para a identificação da maturação do composto é divergente. Neste sentido,

Pullicino (2002) indica que valores de relação C/N menores que 20 sugerem maturação do composto. Entretanto, a Instrução Normativa nº 25 de 23/07/2009 – MAPA (BRASIL, 2009), indica que para a comercialização de vermicompostos, a relação C/N máxima deve ser de 14:1. Sendo assim, apenas T2, T4 e T5 atenderiam a legislação. Deste modo, os vermicompostos produzidos, quando acrescentados no solo, não seriam um fator de imobilização do N pelos microrganismos do solo, funcionando como um bom fornecedor de N tanto para as raízes das plantas quanto para a flora microbiana do solo (GODOY et al., 2009).

Com relação à porcentagem de redução da relação C/N, Amorim et al. (2005) obtiveram valores que variaram de 37,27% a 41,36%, resultados divergentes aos encontrados nesta pesquisa, em que houve grande variação desta porcentagem de redução (de 18,86 a 42,28%) (Tabela 2.7).

3.3 Quantificação das minhocas

No segundo dia da vermicompostagem as minhocas do T2, T4 e T5 morreram em sua maioria (Figura 2.6).

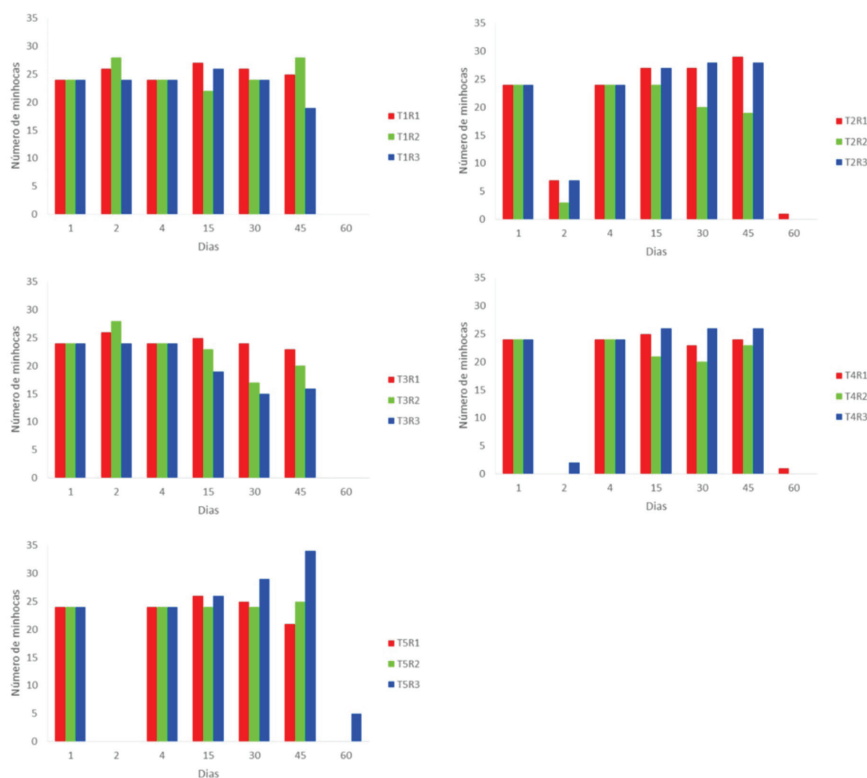


Figura 2.6 Comportamento das minhocas ao longo do processo de vermicompostagem.

Rocha et al. (2007) demonstram que a rega de minhocas com águas de condutividade elétrica de até $5,0 \text{ dS m}^{-1}$ não causa nenhuma mortalidade às matrizes. Considerando que a condutividade elétrica no presente trabalho estava adequada à sobrevivência das minhocas no momento da sua introdução no composto, com valor máximo de $0,69 \text{ dS m}^{-1}$ para o T4, suspeita-se da toxicidade do nitrogênio amoniacal, visto que estes foram os tratamentos com relação C/N inicial 19:1. Além disso, mesmo a condutividade elétrica estando dentro dos limites recomendados, pode ter ocorrido sensibilidade das minhocas aos sais solúveis.

Kiehl e Porta (1980) afirmam que um processo de pré-compostagem iniciado com baixa relação C/N, possui alto teor de nitrogênio e baixo de carbono como fonte de energia, sendo assim os microrganismos apropriam-se do carbono disponível, eliminando o excesso de nitrogênio na forma amoniacal, podendo ficar residual no momento inicial da vermicompostagem. Lourenço (2010) destaca que altas concentrações de matéria mineral em solução podem ser prejudiciais à atividade das minhocas, um exemplo é o nitrogênio na forma de amônia.

Os resultados encontrados ao final do processo de pré-compostagem apresentavam maiores valores de nitrogênio e condutividade elétrica nos tratamentos testados (Tabela 2.5), o que reafirmam as prováveis causas da morte das minhocas. Além disso, Lourenço (2010) ressalta que as minhocas toleram valores de pH compreendidos entre 5 e 8. Sendo assim, ao final do processo de pré-compostagem o composto apresentava-se com pH mais alcalino que o aceitável pelas minhocas, podendo também ter influenciado na mortalidade.

Buscando tornar os compostos adequados à aceitação das minhocas, retirou-se os indivíduos de todos os tratamentos, procedendo a lavagem dos compostos por três dias. Após esta lavagem inseriu-se novamente 24 novas minhocas por vermireator. Observando a Figura 2.6 é possível notar que na contagem do 15º dia, houve reprodução das minhocas em T1R1, T1R3, T2R1, T2R3, T3R1, T4R1, T4R3, T5R1, T5R3, sendo esta reprodução mais expressiva em T1R1, T2R2 e T2R3, todos com 27 minhocas. No 30º dia, as maiores reproduções foram observadas em T5R3 (29 minhocas) e T2R3 (28 minhocas). Na contagem do 45º dia, maiores reproduções foram observadas em T5R3 (34 minhocas) e T2R1 (29 minhocas).

A última contagem, no 60º dia, apresentou 100% de mortalidade no T1 e T3, e alta mortalidade nos demais tratamentos (Figura 2.6), comportamento explicado pelas baixas temperaturas do 45º, 46º e 47º dias de processo, com mínimas de 5°C e máximas de 9°C . Ainda de acordo com Lourenço (2010), temperaturas acima de 40°C dizem as minhocas e valores inferiores a 15°C diminuem o seu metabolismo. Temperaturas abaixo de 0°C congelam e matam as minhocas, visto o seu corpo ser constituído em sua maioria por água. A temperatura dos vermireatores no 46º dia variou entre 5°C e $5,5^\circ\text{C}$, com aferições realizadas ao meio dia. Na madrugada do 45º dia para 46º, os termômetros de temperatura

ambiente na cidade como um todo apresentaram temperaturas em torno de 0°C, o que pode explicar a causa da morte das minhocas. Segundo o IAPAR (2013) a temperatura máxima para a cidade de Londrina no dia 24 de julho de 2013 (46º dia) foi de 13,6°C e a mínima foi de 0,6°C.

4 Conclusão

Todos os tratamentos apresentaram descaracterização do material de origem, todavia o T4 demonstrou visualmente pior degradação da matéria orgânica e comportamento indesejado para todos os parâmetros avaliados, não sendo, portanto, indicado para aplicação em larga escala, muito embora reflita uma das composições mais próximas da realidade dos produtos no meio rural.

As minhocas desenvolvem-se bem tanto em vermicompostagem com dejetos ovinos, quanto em vermicompostagem com dejetos bovinos. O que determinou a aceitação e reprodução das minhocas a tais compostos foi quantidade de material nitrogenado adicionado ao processo.

As condições atípicas de temperaturas comprometeram o processo de vermicompostagem, apontando a não adaptação das minhocas das espécies *Eisenia foetida* às baixas temperaturas.

Referências

- AMORIM, A. C; LUCAS JUNIOR, J.; RESENDE, K.T. Compostagem e vermicompostagem de dejetos de caprinos: efeito das estações do ano. **Revista Engenharia Agrícola**, v.25, n.1, p.57-66, 2005.
- APHA, AWWA, WEF, American Public Health Association. **Standard methods for the examination of water and wastewater**, 20ª ed. Washington, American Public Health Association, 937p. 1998.
- AQUINO, A. M.; ALMEIDA, D. L.; SILVA, V. F. **Utilização de minhocas na estabilização de resíduos orgânicos: vermicompostagem**. Comunicado Técnico Embrapa, n.8, p.1-6, 1992.
- AUGUSTO, K.V.Z.; LUCAS JÚNIOR, J.; MIRANDA, A.P. **Redução de volume e peso durante a compostagem de dejetos de galinhas poedeiras**. I Simpósio Internacional sobre Gerenciamento de Resíduos de Animais Tratamento de Dejetos de Animais. Florianópolis, Santa Catarina. 2009.

- BIDONE, F.R.A.; POVINELLI, J. **Conceitos básicos de resíduos sólidos**. São Carlos: EDUSP, 109p. 1999.
- BRITO, L. M.; AMARO, A. L.; FERNADES, A.S. Efeito do arejamento no processo de compostagem da fração sólida do chorume de pecuária leiteira. **Revista Ciências Agrárias**, v.32, n.1, p. 298-231, 2009.
- CARNEIRO, J.L. **Compostagem de resíduos agroindustriais: revolvimento, inoculação e condições ambientais**. 2012. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná. Cascavel, 2012.
- CAYUELA, M. L.; MONDINI, C.; INSAM, H.; SINNICCO, T.; FRANKE – WHITTLE, I. Plant and animal wastes composting: Effects of the N source on process performace. **Bioresource Techonology**, v.100, p.3096-3106, 2009.
- CEKMECELIOGLU, D.; DEMERCI, A.; GRAVES, R. E.; DAVITT, N.H. Applicability of optimized in-vessel food waste composting for windrow systems. **Bioresource Techonology**, v.91, p.479-346, 2005.
- CESTONARO, T.; COSTA, M. S. S. M.; COSTA, L. A. M.; PEREIRA, D. C. E MARTINS, M. F. L. **Vermicompostagem de cama de ovinos em mistura com dejetos de bovino de corte: aspectos da estabilização do resíduo**. X Congresso Latinoamericano y del Caribe de Ingeniería Agrícola - CLIA 2012 e XLI Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola, Londrina, p.1-4, 2012.
- CONAB – Companhia Nacional de Abastecimento. **Acompanhamento da Safra Brasileira, Cana-de-açúcar, v.2 – Safra 2015/16**, Brasília, p. 1-33, 2015. Disponível em:<http://www.conab.gov.br/OlalaCMS/uploads/arquivos/15_12_17_12_15_58_boletim_cana_portugues_-_2o_lev_-_15-16.pdf>. Acesso em: 17 out. 2016.
- COSTA, M. S. S. M.; CESTONARO, T.; COSTA, L. A. M.; ROZATTI, A. T.; CARNEIRO, J.L.; PEREIRA, D. C. E LORIN, H. E. F. Improving the nutrient content of sheep bedding compost by adding cattle manure. **Journal of Cleaner Production**, v.86, p 9-14, 2015.
- EGHBALL, B. Nutrient, carbon and mass loss during composting of beef cattle feedlot manure. **Journal Environmental Quality**, Madison, v.26, n.1, p.189-93, 1997.

- ELANGO, D.; THINAKARAN, N.; PANNEERSELVAM. P.; SIVANESAN, S. Thermophilic composting of municipal solid waste. **Applied Energy**, v.86, p.663-668, 2009.
- GAO, M.; LI, B.; YU, A.; LIANG, F.; YANG, F.; SUN, Y. The effect of aeration rate on forced-aeration composting of chicken manure and sawdust. **Bioresource Technology**, v.101, p.1899-1903, 2010.
- GODOY, J. R. R.; MEDEIROS, C. M. E SANTANA, G. P. Vermicompostagem de biossólido obtido de fossas sanitárias, grama e pó de serragem utilizando *Eisenia foetida* (Savigny, 1826). **Revista Ceres**, v.56, n.5, p.648-653, 2009.
- GODOY, R. R.J. **Vermicompostagem de biossólido obtido de fossas sanitárias, utilizando a *Eisenia foetida* Savigny**. 2006. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais da Amazônia) – Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 2006.
- HASSEN, A.; BELGUITH, K.; JEDIDI, N.; CHERIF, A.; CHERIF, M. E BOUDA-BOUS, A. Microbial characterization during composting of municipal solid waste. **Bioresour Technonology**, v.80, p.217-25, 2001.
- HECK, K., MARCO, G. E.; HAHN, B. B. A.; KLUGE, M.; SPILKI, R. F. E SAND, D. V. D. 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.
- HUANG, G.F.; WONG, J.W.C., WU, Q. T.; NAGAR, B.B. Effect of C/N on composting of pig manure with sawdust. **Waste Management**, v.24, p.805-813, 2004.
- IAPAR – Instituto Agrônômico do Paraná. **Agrometeorologia**, 2013. Disponível em: <<http://www.iapar.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=1828>>. Acesso em: 10 out. 2016.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Números da pecuária paranaense**, 2014. Disponível em: <<http://www.agricultura.pr.gov.br/arquivos/File/deral/nppr.pdf>>. Acesso em: 17 out. 2016.
- KADER, N. A.; ROBIN, P.; PAILLAT, J. M.; LETERME, P. Turning, compacting and the addition of water factors affecting gaseous emissions in farm manure composting. **Bioresouce Technology**, v.98, p.2619 -2628, 2007.

- KARMEGAM, N. E DANIEL, T. Investigating efficiency of *Lampito mauritti* (Kinberg) and *Perionyx ceylanensis* Michaelson for vermicomposting of different types of organic substrates. *The Environmentalist*, v.29, n.3, p.287-300, 2009.
- KARNCHANAWONG, S. E SURIYANON, N. Household organic waste composting using bins with different types of passive aeration. *Resources, Conservation and Recycling*. v.55, p.548-553, 2011.
- KARNCHANAWONG, S.; SURIYANON, N. Household organic waste composting using bins with different types of passive aeration. *Resources, Conservation and Recycling*. v.55, p.548-553, 2011.
- KIEHL, E.J. *Fertilizantes orgânicos*. Piracicaba, Editora Agronômica Ceres Ltda, 492p. 1985.
- KIEHL, E. J. *Manual de Compostagem: Maturação e Qualidade do Composto*. Piracicaba, Editora Agronômica Ceres Ltda, 173p. 1998.
- KIEHL, E. J. *500 Perguntas e Respostas*. 1ª ed. Piracicaba, Agronômica Ceres Ltda, 227 p. 2008.
- KIEHL, E. J. E PORTA, A. *Análises de lixo e composto*. 1ª ed. Piracicaba, ESALQ, 55p. 2008.
- LACERDA, A.; GIORI, F.; BONILLA, G.E.; RODRIGUES, M. E TONIETO, T. (2012) – *A técnica de compostagem e seu uso na agricultura*. Departamento de solos e nutrição de plantas, Piracicaba, 2012.
- LEAL, M. A. A.; GUERRA, J. G. M.; ESPINDOLA, J. A. A. E ARAUJO, E. S. Compostagem de misturas de capim-elefante e torta de mamona com diferentes relações C/N. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.17, p.1195-1200, 2013.
- LI, X.; ZHANG, R.; PANG, Y. Characteristics of dairy manure composting with rice straw. *Bioresource Technology*, v.99, p.367-368, 2008.
- LOUREIRO, D. C.; AQUINO, A. M.; ZONTA, E. E LIMA, E. Compostagem e vermicompostagem de resíduos domiciliares com esterco bovino para a

produção de insumo orgânico. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.42, n.7, p.1043-1048, 2007.

LOURENÇO, N. M. G. **Características da minhoca Epígea Eisenia Foetida- benefícios, características e mais-valias ambientais decorrentes da sua utilização**, 2010. Disponível em <<http://www.slideshare.net/FuturambGSR/caracteristicas-da-minhoca-epgea-eisenia-foetida-benefcios-caractersticas-e-emasvalias-ambientais-decorrentes-da-sua-utilizao>>. Acesso em: 10 out. 2016.

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

MAPA – Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. - **Instrução Normativa nº 25**. BRASIL, 2009.

MORSELLI, T. B. A.; CRUZ, C. E. L.; POCAI, D. Efeitos de Diferentes Resíduos no Comportamento de *Eisenia foetida* em Estação Quente: II – Acasalamento. In: Congresso Gaúcho de minhocultura. **Ciência Rural**, v.2, n.1, p. 50-53, 1996.

NADOLNY, S. H. **Reprodução e desenvolvimento das minhocas (*Eisenia Andrei Bouché* 1972 e *Eudrilus Eugeniae* (Kinberg 1867)) em resíduo orgânico doméstico**. 2009, 59 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2009.

NIGUSSIE, A.; KUYPER, W. T.; NEERGAARD, A. Vermicomposting as a technology for reducing nitrogen losses and greenhouse gas emissions from small-scale composting. **Journal of Cleaner Production**, v.139, p.429-439, 2016.

OLIVEIRA, E. C. A.; SARTORI, R. H.; GARCEZ, T. B. **Compostagem**. Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas. Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2008.

OLIVEIRA, E. M.; COSTA, X. F. E COSTA, C. C. Reprodução de minhoca (*Eisenia Foetida*) em diferentes substratos. **Revista Caatinga**, v.21, n.5, p.146-150, 2008.

OLIVEIRA, E. M.; SANTOS, M. J. Influência das minhocas sobre as características químicas de composto, vermicomposto e solo. **Engenharia Ambiental**, v.6, n.1, p.74-81, 2009.

- Pereira Neto, T. J. **Manual de compostagem: processo de baixo custo**. 1ª ed, Viçosa, 81p. 2007.
- PETRIC. I.; SESTAN, A.; SESTAN, I. Influence of wheat straw addition on composting of poultry manure. **Process Safety and Environmental Protection**, v.87, p.206-212, 2009.
- PULLICINO, D. S. Chemical and spectroscopic analysis of organic matter transformations during composting of municipal solid waste. Degree of master (Science) University of Malta, Malta, 2002.
- QUEIROZ, F. F. **Avaliação do aproveitamento de resíduos vegetais por meio da compostagem em leiras revolvidas. Estudo de caso de Londrina**. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento) Universidade estadual de Londrina, Londrina, 2007.
- SESTAK, M. **Compostagem de resíduos da indústria de desfibrilação de algodão**. Trabalho de Graduação (Agronomia) Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Marechal Candido Rondon, 2002.
- SILVA, D. C.; COSTA, M. L.; MATOS, T. A.; CECOM, R. P. E SILVA, D.D. Vermicompostagem de lodo de esgoto urbano e bagaço de cana-de-açúcar. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.6, n.3, p.487-491, 2002.
- SOARES, J.P.; SOUZA, J.A. E CAVALHEIRO, E.T.G. Caracterização de amostras comerciais de vermicomposto de esterco bovino e avaliação da influência do pH e do tempo na adsorção de Co (II), Zn (II) e Cu (II). **Química Nova**, v.27, n.1, p.5-9, 2004.
- SOUMARÉ, M.; DEMEYER, A.; TACK, F.M.G. E VERLOO, M.G. Chemical characteristics of Malian and Belgian solid waste composts. **Bioresource Technology**, v.81, p.97-101, 2002.
- STEVENSON, F. J. **Humus chemistry: genesis, composition, reactions**, 2. ed. New York, J. Wiley & Sons, 496p. 1994.
- SUSZEK, M.; SAMPAIO, S.C.; SUSZEK, F.L.; SUSZEK, F. L. E MALLMANN, L.S. Aspectos físicos químicos de vermicompostos produzidos a partir de esterco bovino e compostos de resíduos verdes urbanos. **Engenharia na Agricultura**, v.15, n.1, p.39-44, 2007.

- SYMANSKI, S. C. **Caracterização de bactérias mesófilas presentes em processo de compostagem**. 2005, 88p. Dissertação (Mestrado em Microbiologia Agrícola e do Ambiente). Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2005.
- TAEPORAMAYSAMAI, O.; RATANATAMSKUL. C. Co-composting of various organic substrates from municipal solid waste using an on-site prototype vermicomposting reactor. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v.113, p.357-366, 2016.
- TEDESCO, M.J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C.A.; BOHNEN, H. E VOLKWEISS, S.J. **Análise de solo, plantas e outros materiais**, 2^a ed. Porto Alegre, UFRGS, 174 p. 1995.
- ZHU, N. Effect of low initial C/N ratio on aerobic composting of swine manure with rice straw. **Bioresource Technology**, v.101, p.222-227, 2007.

Compostagem e vermicompostagem de camas de equinos

Flávia Gonçalves

Tatiane Cristina Dal Bosco

Resumo: O tratamento de resíduos agropecuários é uma preocupação para os produtores que mantêm animais em confinamento. Criadores de equinos buscam alternativas para destinarem corretamente as camas saturadas. A compostagem e a vermicompostagem se destacam para o tratamento de resíduos orgânicos, especialmente de dejetos, por resultarem em matéria orgânica mais estabilizada, além de serem técnicas de baixo custo de implantação e manutenção. Neste capítulo serão relatados os resultados de um trabalho que teve o objetivo de analisar o tratamento de cinco camas de equinos por meio da compostagem e da vermicompostagem. Os tratamentos consistiram em camas de equinos confeccionadas de: T1 – casca de café (pergaminho do grão); T2 – sepilho; T3 – sepilho e *brachiaria*; T4 – casca de arroz; T5 – casca de arroz e *brachiaria*. Os resíduos que compunham os tratamentos foram colocados nas baias e permaneceram até sua saturação. Assim que retirado, os resíduos foram pré-compostados em leira, por 42 dias. Parâmetros físicos (temperatura, redução de volume e peso) e físico-químicos (pH, condutividade elétrica, série de sólidos, teores de carbono e nitrogênio e relação C/N) foram monitorados. Após este período, 15 vermireatores, 3 para cada tratamento, foram montados e o restante do material permaneceu enleirado para continuar com o processo da compostagem por mais 58 dias. Os mesmos parâmetros analisados para a pré-compostagem foram analisados durante a compostagem e a vermicompostagem, acrescentando-se a contagem de minhocas. Os resultados mostraram que T1 não é tolerado pelas minhocas, e por consequência disso, a vermicompostagem não é indicada. A *brachiaria*, independente do resíduo ao qual é acrescida e da técnica aplicada, melhora as condições para o tratamento dos resíduos. Para aplicação em larga escala, recomenda-se a compostagem de sepilho e *brachiaria* visto as melhores

características apresentadas ao longo do processo e a facilidade de execução técnica em uma propriedade rural.

Palavras-chave: Dejeito de equino. *Eisenia foetida*. Resíduos agropecuários.

1 Introdução

O cenário favorável da equinocultura no Brasil é impulsionado pela nova visão que a sociedade tem do animal. Há algum tempo o cavalo, antes tido apenas como meio de transporte ou animal de trabalho, passou a ser utilizado também para fins de lazer, esportes e terapia. Estas vertentes impulsionam outros elos da cadeia produtiva, como insumos, medicamentos e cuidados veterinários, além de diversas atividades financeiras paralelas, como leilões e apólices de seguro animal (VIEIRA, 2011).

A criação de cavalos em confinamento, no entanto, resulta em preocupações para os produtores frente às novas e mais rígidas leis ambientais, sobretudo àquelas relacionadas ao correto tratamento e destinação do resíduo sólido gerado. Um cavalo (455 kg) produz uma média de 0,023 m³ de dejetos por dia, com peso superior a 22,7 kg (USDA-NRCS, 2000). Além do esterco e da urina, o resíduo típico desta atividade apresenta também materiais utilizados como cama para a forração das baias onde os animais permanecem, cuja característica varia com base na gestão local (KOMAR et al., 2012). Diversos materiais são utilizados para tal finalidade, como: casca de arroz, sepilho, gramíneas, dentre outros.

A cama saturada de equinos requer atenção especial ao ser tratada, uma vez que é rica em alguns nutrientes que podem causar a contaminação do meio ambiente (GONÇALVES, 2014). Por isso, na busca por técnicas ambientalmente corretas para tratamento e destinação deste tipo de resíduo, a compostagem e a vermicompostagem se destacam por resultar em matéria orgânica mais estabilizada, ser de baixo custo de implantação e manutenção, além de muito eficientes quanto à eliminação de possíveis patógenos, redução de massa e volume do resíduo; concentração de nutrientes e valorização orgânica dos resíduos (COSTA et al., 2009; LARNEY et al., 2006; LARNEY et al., 2008).

Diversos pesquisadores já estudaram a aplicação dessas técnicas para os mais diversos tipos de resíduos: dejetos bovinos, ovinos, caprinos, suínos e aves. No entanto, poucos são os estudos realizados para investigar sua viabilidade no tratamento de camas de equinos saturadas (GONÇALVES, 2014).

Assim, o objetivo deste capítulo é apresentar os dados obtidos a partir da aplicação dos processos de compostagem e vermicompostagem em diferentes camas de equinos saturadas visando, principalmente, seu gerenciamento após o uso.

2 Material e métodos

O trabalho contou com uma etapa de pré-compostagem, conforme recomendada Lazcano et al. (2008), seguida das etapas de compostagem e vermicompostagem conduzidas separada e simultaneamente (Figura 3.1).

O experimento foi realizado em um “hotel de cavalos”, local cada vez mais comum para o confinamento de equinos, onde os proprietários visitam periodicamente os animais, porém o trato e a guarda são de responsabilidade dos empregados.

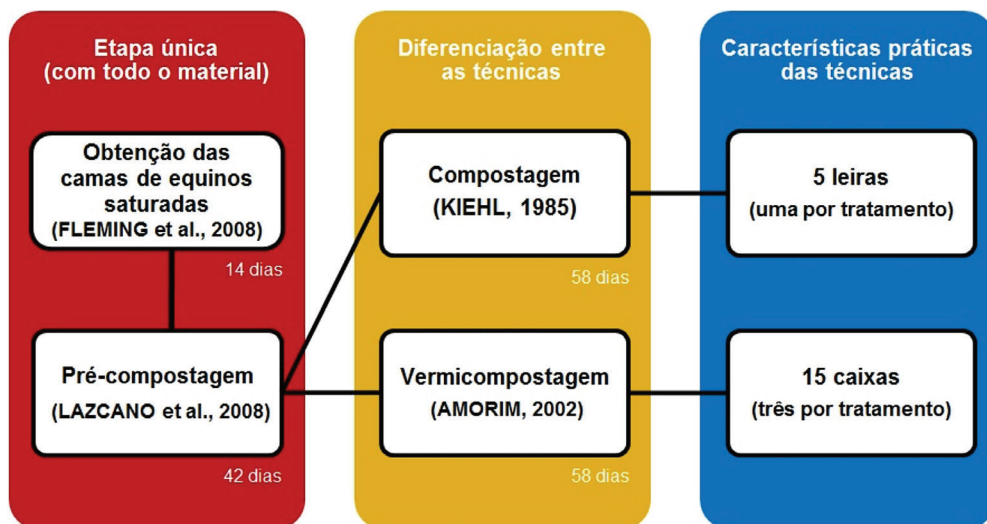


Figura 3.1 Etapas do experimento em campo.

Iniciou-se o estudo com a preparação e saturação das camas de equinos. Na busca por materiais para a confecção das camas priorizou-se aqueles que são resíduos de outra atividade e que comumente são utilizados para esta finalidade. Deste modo, os substratos escolhidos para compor as camas foram: casca do café – pergaminho do grão (proveniente do beneficiamento da cultura); casca de arroz (obtida do beneficiamento da cultura); sepilho (resíduo da produção madeireira); e *brachiaria* (resíduo de capina do próprio local de realização do estudo).

A *brachiaria* utilizada, da espécie *Brachiaria humidicola*, neste caso, caracteriza-se como resíduo uma vez que não pode ser oferecida como trato animal, devido a sua potencial toxicidade. Ela responde por ser a causa da fotossensibilização hepática em diversas espécies, dentre elas os equinos (SANTOS et al., 2008). Sendo assim, tomou-se o cuidado de aparar a gramínea com o tamanho de aproximadamente dez centímetros e secá-la ao sol para que se tornar-se o menos palatável possível aos cavalos.

Os tratamentos avaliados consistiram em:

- T1 – Cama de equinos confeccionada com casca de café;
- T2 – Cama de equinos confeccionada com sepilho;
- T3 – Cama de equinos confeccionada com sepilho + *brachiaria*;
- T4 – Cama de equinos confeccionada com casca de arroz;
- T5 – Cama de equinos confeccionada com casca de arroz + *brachiaria*;

As baias do estábulo, com dimensões de 2,5 m x 2 m, receberam uma cama de espessura mínima de 15 cm de altura, a fim de não comprometer o bem-estar animal. Animais com a mesma dieta alimentar e mesmas atividades diárias foram alocados nas baias, visando reduzir diferenças significativas na quantidade e qualidade do dejetos e urina dispostos na cama. As camas permaneceram nas baias por 14 dias, tempo este que, segundo Fleming et al. (2008), é suficiente para sua saturação.

2.1 Pré-compostagem

Assim que retirado das baias, cada resíduo (cama saturada) foi homogeneizado e colocado em forma de leira trapezoidal. O volume inicial das leiras de pré-compostagem (Figura 3.2) foi padronizado em 0,363m³. O peso inicial foi de 58,22, 50,06, 43,45, 37,40 e 44,90 kg, respectivamente para os tratamentos T1, T2, T3, T4 e T5.



Figura 3.2 Leiras montadas para a pré-compostagem.

As leiras da pré-compostagem foram monitoradas por 6 semanas (42 dias). *In loco* foram monitoradas a temperatura, a umidade aparente, a aeração e as reduções de volume e peso das leiras. A temperatura era aferida diariamente com um termômetro tipo espeto, em sete pontos uniformemente distribuídos na leira. A temperatura ambiente era monitorada com o auxílio de um Termohigrômetro, do qual se retirava a temperatura máxima e mínima diária. A umidade aparente era constatada pela sensibilidade do tato ao material, no qual se verificava a necessidade de adicionar água à leira – teste este conhecido como “Teste da Mão” (NUNES, 2009). A aeração da leira ocorreu a cada três dias via revolvimento manual do material, com auxílio de enxada e pá (Figura 3.3).



Figura 3.3 Revolvimento da leira de pré-compostagem e umidificação.

Para o acompanhamento da redução do volume utilizou-se o método da cubicagem (Figura 3.4). Para a redução do peso, utilizando uma balança e o mesmo recipiente utilizado para o monitoramento do volume, coincidindo seus dias de determinação, procedia-se a pesagem do material. O resultado foi expresso em massa seca. Para isso, após cada pesagem, uma amostra do material era levada ao laboratório para a determinação em estufa (secagem da amostra a 105°C por 24 horas), e posterior desconto, do teor de umidade (umidade real).



Figura 3.4 Determinação do volume na pré-compostagem.

Nota: Um recipiente indeformável, de área da base conhecida, era preenchido completamente quantas vezes se faziam possíveis. Quando o volume de material ainda a ser considerado não era o suficiente para preencher a caixa, a altura atingida pelo mesmo era verificada e o volume final se dava pela somatória do volume das caixas completas com o volume (calculado) da caixa incompleta.

2.2 Vermicompostagem

Após 42 dias da fase de pré-compostagem, parte do material das leiras foi transferido para os reatores de vermicompostagem (em triplicata, por tratamento). Os vermireatores possuíam as dimensões de 0,52 m x 0,32 m x 0,21 m (comprimento, largura e altura, respectivamente) e eram forrados com tela para re-

tenção do composto nas caixas. Em cada vermireator foi adicionado material o suficiente para preencher uma altura de 0,15 m, perfazendo um volume inicial de, aproximadamente, $0,025\text{m}^3$ para todos os tratamentos. O vermireator ainda foi pesado sem e com o composto para a obtenção do peso inicial do material. Assim, foram aferidos os pesos iniciais, na base seca, em kg: $3,7\pm 0,1$; $2,9\pm 0,2$; $3,0\pm 0,2$; $2,5\pm 0,1$ e $2,5\pm 0,2$ kg para os tratamentos T1, T2, T3, T4 e T5, respectivamente.

As minhocas utilizadas neste estudo foram da espécie *Eisenia foetida*, mesma espécie utilizada por Amorim et al. (2005) e Dores-Silva (2011). Foram introduzidas 24 minhocas por vermireator, valor este proporcional à metodologia utilizada por Cestonaro et al. (2012).

Ressalta-se aqui que pouco tempo depois de colocadas nos vermireatores foi observada a fuga de minhocas em todos os tratamentos, em especial para o tratamento T1. Decidiu-se, então, por forrar o fundo das caixas com um plástico duro, revestir as caixas com TNT e inserir novamente as 24 minhocas em cada vermireator.

O monitoramento da vermicompostagem teve duração de 8 semanas (58 dias) e foi realizado levando em consideração a contagem de minhocas quinzenalmente, além dos mesmos parâmetros da pré-compostagem, exceto a aeração, uma vez que esta passa a ser consequência da presença das minhocas (DORES-SILVA et al., 2011). Para o parâmetro de temperatura optou-se por aferir três pontos distribuídos no vermireator. Para o monitoramento do volume, também foi adotada a cubicagem, porém feita no próprio vermireator, observando-se a variação da altura do composto após a recolocação do material no reator quando na ocorrência da contagem das minhocas¹. A redução de peso dos vermireatores também foi acompanhada, na base seca, nos mesmos dias em que eram realizadas contagens de minhocas e determinações de volume.

2.3 Compostagem

Após a retirada do material necessário para a vermicompostagem, o restante foi novamente colocado em forma de leira para prosseguir com o processo da compostagem. O volume, em m^3 , e peso, em kg, inicial para este processo foram, respectivamente: 0,17 e 21,5 para o tratamento T1; 0,23 e 28,9 para T2; 0,16 e 22,7 para T3; 0,23 e 25,2 para T4 e 0,22 e 23,6 para T5.

Assim como a vermicompostagem, o monitoramento da compostagem teve duração de 8 semanas (58 dias). Os parâmetros monitorados e as metodologias

1 Deste modo, minimizava-se a diferença de volume propiciada pela ação mecânica das minhocas de perfazer espaços vazios no substrato (afofamento do material).

adotadas foram os mesmos que os apresentados na pré-compostagem (temperatura, umidade aparente, aeração, volume e peso).

2.4 Monitoramento

O acompanhamento da aplicação das técnicas de pré-compostagem, vermicompostagem e compostagem se deu por meio do monitoramento dos principais parâmetros a serem avaliados durante estes processos, segundo Kiehl (1985). A umidade e a série de sólidos foram determinadas segundo o procedimento de APHA, AWWA e WEF (2012), por meio do Método da mufla. O teor de carbono orgânico e total foram obtidos adaptando-se a metodologia proposta por Carmo e Silva (2012)². Para a determinação do nitrogênio utilizou-se a metodologia Kjeldahl (MALAVOLTA et al., 1997), com a digestão sulfúrica em bloco digestor. Por fim, para as determinações de pH e condutividade elétrica seguiu-se metodologia conforme Tedesco et al. (1995).

2.5 Análise estatística

O delineamento experimental para a vermicompostagem foi o inteiramente casualizado. Realizou-se, portanto, análises de variância e comparação de médias pelo teste Scott-Knott, ao nível de 5% de significância. Utilizou-se o programa SISVAR[®].

3 Resultados e discussão

3.1 Pré-compostagem

As características das camas saturadas são apresentadas na Tabela 3.1. A partir desta análise é possível perceber que todas as camas apresentavam relações C/N próximas a 30/1, valor considerado ideal por Kiehl (1985). Quanto ao pH, todos os valores estavam bem próximos ao limite superior proposto pelo mesmo autor, que varia inicialmente na faixa de 4,5 a 9,5. Para a condutividade elétrica também foram observados valores elevados considerando a faixa de 500 a 1200 mS cm⁻¹, ideal para o bom desenvolvimento das minhocas, resultados que ratificaram a afirmação de Lazcano et al. (2008) de que a pré-compostagem é essencial para a vermicompostagem.

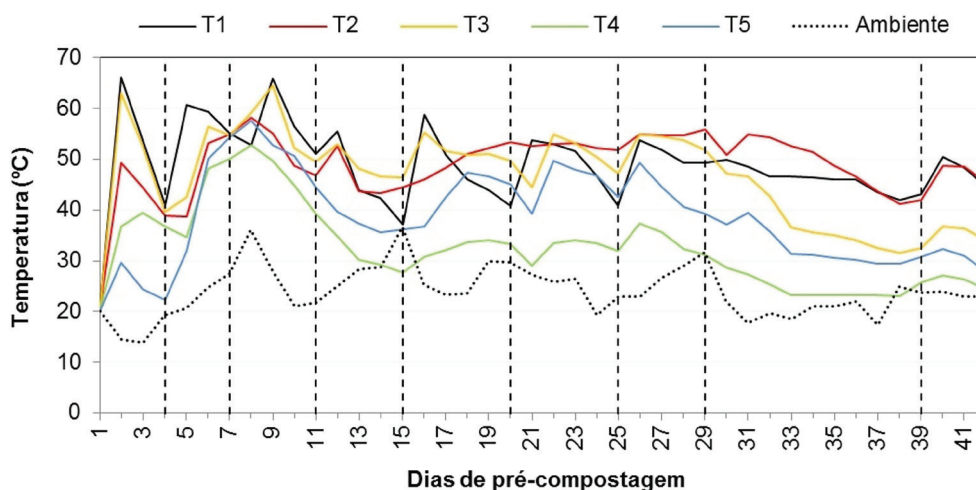
² CT = (0,463 x SV) - 0,550; CO = (0,425 x SV) - 2,064

Tabela 3.1 Caracterização inicial das camas de equino saturadas.

| Tratamento | Parâmetros | | | | |
|------------|------------------------|------------------------|--------|-----------------|---|
| | C _{Total} (%) | N _{Total} (%) | C/N | pH ¹ | C.E. ¹ ($\mu\text{S cm}^{-1}$) |
| T1 | 39,58 | 1,47 | 27 / 1 | 9,61 | 961 |
| T2 | 39,67 | 1,24 | 32 / 1 | 9,30 | 1733 |
| T3 | 40,51 | 1,17 | 35 / 1 | 9,40 | 1401 |
| T4 | 36,55 | 0,89 | 41 / 1 | 9,47 | 1474 |
| T5 | 42,32 | 1,13 | 37 / 1 | 8,44 | 824 |

Nota1: Em água destilada (pH da água destilada = 7,17; C.E. da água = 1,78 mS cm^{-1}).

Os perfis de temperatura média dos tratamentos durante a pré-compostagem estão apresentados na Figura 3.5.

**Figura 3.5** Monitoramento da temperatura durante a pré-compostagem.

Nota: Linhas tracejadas na vertical indicam os dias em que foram realizados os revolvimentos.

Observa-se que todos os tratamentos chegaram à fase termofílica logo na primeira semana, com temperaturas próximas ou que ultrapassavam os 50°C. Para os tratamentos T1 e T2, esta fase teve duração média superior a 40 dias; para T3 e T5 esta duração foi por volta de 30 dias, enquanto T4 permaneceu em temperaturas elevadas apenas por 15 dias. Fialho (2007) e Bernardi (2011) ressaltam

a importância de temperaturas elevadas, como as atingidas no presente estudo, por acelerarem o processo de biodegradação do material, bem como promoverem a eliminação dos possíveis patogênicos presentes.

Na maioria das vezes em que era realizada a aeração das leiras, os materiais sofriam elevação de temperatura. Isso é explicado por Barreira (2005) que afirma que um ambiente aeróbico propicia uma decomposição mais rápida da matéria orgânica e consequente acréscimo na temperatura pela plena atividade dos microrganismos.

O tratamento T1, logo no segundo dia de processo, atingiu a máxima de 70°C. Durante todo o processo de pré-compostagem sua temperatura média manteve-se superior a 40°C, indicando elevada atividade microbiana (KIEHL, 1985).

Os tratamentos T2 e T3, sepilho sem e com associação à *brachiaria*, respectivamente, apresentaram perfis de temperatura diferentes. Ambos atingiram temperaturas elevadas, porém os intervalos de temperatura evidenciados nos 42 dias do processo de pré-compostagem apontaram que a temperatura de T2 variou entre os 40 e 65°C, enquanto o T3 variou de 30 a 70°C. Esta menor variação do T2 em relação ao T3 se deu possivelmente pelo fato do T2 apresentar-se mais compactado pelo peso do próprio material (FERNANDES e SILVA, 1999). A *brachiaria* presente no tratamento T3 possibilitou uma maior aeração da massa a ser compostada o que, segundo Kiehl (1985), faz com que haja aceleração do processo de compostagem e picos de elevação da temperatura quando há a injeção de ar. Este auxílio propiciado pela *brachiaria* na aeração da massa a ser compostada também foi relatado por Rocha et al. (2012) em estudos de compostagem de resíduos de aviário (cama de frango e carcaças) acrescidos de casca de arroz e *brachiaria* como fonte de carbono. Os autores perceberam a boa aeração inicial da leira por conta do volume da *brachiaria*.

Quanto aos tratamentos T4 e T5, confeccionados por casca de arroz sem e com *brachiaria*, respectivamente, também foi possível observar diferenças expressivas. Para o tratamento T4, a média da temperatura da leira foi superior a 50°C apenas no 8º dia. Após o 30º dia houve a estabilização e a aproximação da temperatura do tratamento à temperatura ambiente. O tratamento T5 somente após o primeiro revolvimento, no 4º dia de processo, teve sua temperatura elevada. No 6º dia, atingiu-se a temperatura máxima de 65°C, com diminuição gradativa até atingir 40°C no 16º dia. Próximo ao 35º dia, a temperatura também tendeu à estabilização, mas com temperaturas superiores à ambiente. Esse tratamento, associado com *brachiaria*, também apresentou temperaturas mais elevadas que o tratamento sem a presença do resíduo de capina (T4), devido à aeração causada pelo resíduo volumoso que auxilia na manutenção da ação microbiana aeróbia (KIEHL, 1985).

Os resultados relacionados à redução de volume e peso durante a pré-compostagem podem ser observados na Tabela 3.2. O tratamento T3 apresentou a maior redução de volume (37,06%), seguido por T1 (34,96%) e T5 (20,27%), nesta ordem. A explicação pode estar relacionada ao fato de que os tratamentos T3 e T5 – 1ª e 3ª maiores reduções – continham *brachiaria*, material volumoso que é de fácil degradação (ROCHA et al., 2012). Para T1, as elevadas temperaturas, que demonstravam degradação ativa da massa, possibilitaram também a expressiva redução do volume. Em contrapartida, T2 e T4 apresentaram as menores reduções de volume, devido à dificuldade encontrada pelos microrganismos em degradar elementos como a celulose, presente no sepilho, e a sílica, presente em grande quantidade na casca de arroz (MAYER et al., 2006; STEFFEN, 2008; ABREU et al., 2011).

Tabela 3.2 Redução de volume e peso das leiras de pré-compostagem.

| Parâmetro | Dia (semana) | Tratamentos | | | | |
|--------------------------|------------------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|
| | | T1 | T2 | T3 | T4 | T5 |
| Volume (m ³) | 1 (1ª) | 0,3630 | 0,3630 | 0,3630 | 0,3630 | 0,3630 |
| | 20 (3ª) | 0,3142 | 0,3237 | 0,2894 | 0,3351 | 0,3084 |
| | 29 (5ª) | 0,2589 | 0,3084 | 0,2513 | 0,3142 | 0,2970 |
| | 42 (7ª) | 0,2361 | 0,3046 | 0,2285 | 0,3105 | 0,2894 |
| | Varição ⁽²⁾ | -34,96% | -16,08% | -37,06% | -14,50% | -20,27% |
| Peso ⁽¹⁾ (kg) | 1 (1ª) | 58,22 | 50,06 | 43,45 | 37,40 | 44,90 |
| | 20 (3ª) | 45,05 | 46,36 | 39,88 | 35,24 | 39,16 |
| | 29 (5ª) | 38,10 | 43,84 | 33,96 | 34,45 | 35,79 |
| | 42 (7ª) | 30,82 | 37,90 | 30,65 | 34,41 | 32,95 |
| | Varição ⁽²⁾ | -47,06% | -24,29% | -29,45% | -8,01% | -26,61% |

Notas: ⁽¹⁾ Peso na base seca. ⁽²⁾ Resultados positivos representam aumento percentual e negativos, diminuição da 7ª semana em relação a 1ª.

Quanto às variações de peso, T1 apresentou maior redução (47,06%) e T4, a menor (8,01%). Para o tratamento T1 novamente a maior redução de peso está relacionada à maior degradação da matéria orgânica deste tratamento evidenciado pelas temperaturas mais elevadas e intensa atividade microbiana. A leira confeccionada apenas de casca de arroz (T4) também teve comportamento já

esperado, devido aos relatos, na literatura, de baixa biodegradação do resíduo (STEFFEN, 2008; ABREU et al., 2011).

Além disso, é possível inferir também que a *brachiaria* auxiliou na redução de peso, uma vez que os tratamentos T3 e T5 demonstraram reduções maiores que T2 e T4, respectivamente. A explicação para tal fato pode estar relacionada à maior aeração das leiras, o que propicia um aumento da atividade microbiana e, por consequência, uma maior redução do peso.

Na Tabela 3.3 estão apresentados os valores de pH, condutividade elétrica, sólidos voláteis e fixos, carbono total, nitrogênio total e relação C/N no decorrer do processo de pré-compostagem, considerando os cinco tratamentos estudados.

É possível observar que todos os tratamentos iniciaram o processo em pH alcalino. Komar et al. (2012) ao compostarem camas de equinos saturadas confeccionadas com aparas de madeira e/ou material palhoso também encontraram valores elevados no início de seu processo. Segundo Heberts et al. (2005) o pH pode ser considerado um dos principais fatores na determinação das perdas de nitrogênio, pois valores acima da neutralidade favorecem a formação de amônia. Isso era constatado *in loco* pelo forte odor emanado das leiras.

Tabela 3.3 Monitoramento laboratorial durante a pré-compostagem.

| Parâmetro | Dia (semana) | Tratamentos | | | | |
|---|------------------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|
| | | T1 | T2 | T3 | T4 | T5 |
| pH ⁽¹⁾ | 1 (1ª) | 9,61 | 9,30 | 9,40 | 9,47 | 8,54 |
| | 30 (4ª) | 9,58 | 8,05 | 8,04 | 6,56 | 7,22 |
| | 42 (7ª) | 9,20 | 8,00 | 8,24 | 6,24 | 7,25 |
| C.E. ⁽²⁾ (mS cm ⁻¹) | 1 (1ª) | 961 | 1733 | 1401 | 1474 | 824 |
| | 30 (4ª) | 1045 | 1679 | 1600 | 1595 | 1265 |
| | 42 (7ª) | 1702 | 1286 | 1098 | 1192 | 1098 |
| | Varição ⁽³⁾ | 43,52% | -34,75% | -27,60% | -23,65% | 24,94% |
| SV (%) | 1 (1ªs) | 86,88 | 86,87 | 88,68 | 80,12 | 92,58 |
| | 30 (4ª) | 79,53 | 84,63 | 80,77 | 76,53 | 82,5 |
| | 42 (7ª) | 76,64 | 84,09 | 81,57 | 75,27 | 80,86 |
| | Varição ⁽³⁾ | -11,79% | -3,21% | -8,02% | -6,05% | -12,66% |

Continua

Tabela 3.3 Monitoramento laboratorial durante a pré-compostagem. (Continuação)

| Parâmetro | Dia (semana) | Tratamentos | | | | |
|-----------|------------------------|----------------|----------------|----------------|---------------|----------------|
| | | T1 | T2 | T3 | T4 | T5 |
| SF (%) | 1 (1ª) | 13,33 | 13,12 | 11,31 | 19,87 | 7,41 |
| | 30 (4ª) | 20,46 | 15,36 | 19,22 | 23,46 | 17,49 |
| | 42 (7ª) | 23,35 | 15,9 | 18,42 | 24,72 | 19,13 |
| | Varição ⁽³⁾ | 75,17% | 21,19% | 62,86% | 24,41% | 158,16% |
| CT (%) | 1 (1ª) | 39,57 | 39,67 | 40,51 | 36,54 | 42,31 |
| | 30 (4ª) | 36,27 | 38,63 | 36,84 | 34,88 | 37,64 |
| | 42 (7ª) | 34,93 | 38,38 | 37,21 | 34,3 | 36,89 |
| | Varição ⁽³⁾ | -11,73% | -3,25% | -8,12% | -6,14% | -12,82% |
| NTK (%) | 1 (1ª) | 1,47 | 1,24 | 1,17 | 0,89 | 1,13 |
| | 42 (7ª) | 2,42 | 1,61 | 1,65 | 0,81 | 1,39 |
| | Varição ⁽³⁾ | 60,09% | 30,27% | 40,77% | -9,12% | 22,91% |
| C/N | 1 (1ª) | 27 / 1 | 32 / 1 | 35 / 1 | 41 / 1 | 37 / 1 |
| | 42 (7ª) | 14 / 1 | 24 / 1 | 23 / 1 | 42 / 1 | 27 / 1 |
| | Varição ⁽³⁾ | -46,21% | -25,51% | -34,73% | 3,28% | -29,07% |

Notas: ⁽¹⁾ pH em água destilada (7,17; 7,13; 7,4, respectivamente, para os três dias de análise); ⁽²⁾ C.E. em água destilada (1,78; 1,10; 2,74 mS cm⁻¹, respectivamente, para os dias de análise). ⁽³⁾ Resultados positivos representam aumento percentual e negativos, diminuição da 7ª semana em relação a 1ª.

O tratamento T1 – casca de café – continuou com valor de pH acima de 9 após os 42 dias de pré-compostagem. T2 e T3, com sepilho, também continuaram com pH elevado. Battirola et al. (1998) verificaram que o pH manteve-se entre 7,5 e 9,0 mesmo após 90 dias de compostagem. Já os tratamentos T4 e T5, com casca de arroz, iniciaram como os outros tratamentos (alcalinos), mas terminaram próximos da neutralidade, divergindo dos demais.

A condutividade elétrica (C.E.) é um indicativo da concentração de sais ionizados na solução e fornece um parâmetro da estimativa da salinidade do substrato (SOUZA et al., 2008). Os tratamentos T2, T3 e T4 tiveram redução da C.E. (Tabela 3.3). Isso está de acordo com o proposto por Kiehl (2004) que afirma que da fase inicial até a metade do processo de maturação do composto, a condutividade pode reduzir em até 50%. Já os tratamentos T1 e T5 apresentaram elevação

do parâmetro na etapa de pré-compostagem. Para o primeiro, o valor tão expressivo pode estar relacionado ao significativo percentual de redução de volume sofrido pelo tratamento – quase 35% de redução. Segundo o que explicam Souza et al. (2008), a relação de sais solúveis é extremamente dependente do montante da pilha, ou seja, se a redução do volume for muito expressiva, certamente haverá uma concentração de sais e a condutividade aparente do tratamento tende a aumentar. Porém, para o quinto tratamento, no qual também houve redução de volume, mas em menor escala, a condição de elevação de C.E. pode estar relacionada à contaminação do tratamento por águas pluviais. No 29º dia, um dia antes da segunda análise de C.E., fortes chuvas danificaram a estrutura onde se aloca o experimento. Apenas o tratamento T5, que estava em um dos extremos, teve incidência significativa de água da chuva. Tal fato possivelmente alterou a condição do tratamento.

A redução de SV ocorreu em todos os tratamentos (Tabela 3.3). A constatação de que a porcentagem de SV diminui à medida que a matéria orgânica é degradada também foi observada por Queiroz (2007) em estudos de compostagem com resíduos de vegetais. O mesmo autor ainda afirma que por consequência desta diminuição de SV, os SF aumentam. Pereira Neto (2007) afirma que para que o processo de compostagem seja considerado eficiente deve apresentar uma redução média de 40% nos SV. Foi possível verificar que todos os tratamentos apresentaram reduções de SV inferiores a 15%. Tais reduções podem estar associadas ao fato da pré-compostagem ter durado apenas 42 dias.

Os tratamentos T3 e T5 apresentaram maiores reduções de SV que os tratamentos T2 e T4, respectivamente. Do mesmo modo, os tratamentos associados à *brachiaria* também demonstraram incrementos superiores em relação aos SF. A explicação pode estar relacionada ao fato de que a *brachiaria* foi degradada quase que totalmente do 1º ao 42º dia do processo, restando apenas os filetes com maior teor de celulose (de difícil degradação), conforme explica Mayer et al. (2006). Já para o tratamento T1, que possuía um resíduo específico, não passível de comparação, o expressivo valor de redução de SV pode estar relacionado à maior degradação da fração carbono da leira. As elevadas temperaturas evidenciadas neste tratamento indicam elevada atividade microbiana e, conseqüentemente, tendência de maior diminuição do percentual de SV ao decorrer do processo (KIEHL, 2004).

Em todos os tratamentos houve também redução da porcentagem de carbono total, como visto na Tabela 3.3. Kiehl (2004) e Barreira (2005) afirmam que as reduções de carbono observadas durante o processo de compostagem são decorrentes da assimilação deste elemento pelos microrganismos – convertidas da forma mineral para orgânica – e o restante eliminado em forma de gás carbônico (CO₂).

As maiores reduções de carbono observadas foram para T5, T1 e T3, nesta ordem. No tratamento T1 foi possível notar expressiva redução do teor de carbono.

no provavelmente devido à degradação ativa acelerada demonstrada pelas elevadas temperaturas. Quanto aos tratamentos T3 e T5 – consorciados com *brachiaria*, observaram-se perdas no teor de carbono total superiores aos tratamentos sem a mesma associação – T2 e T4, respectivamente. Rocha et al. (2012) explicam tal fato como sendo decorrente da excelente fonte de carbono degradável que a *brachiaria* é para a compostagem.

A variação do nitrogênio total está em consonância com o que propõe Kiehl (2008). O autor afirma que como as perdas de carbono são geralmente superiores às perdas de nitrogênio é natural que a concentração do segundo elemento aparente aumento no decorrer no processo. Não há formação do nutriente, mas sim uma diminuição da massa orgânica pela compostagem fazendo com que este aumente relativamente. Carneiro (2012) explica que quando se multiplica a porcentagem de nitrogênio pela massa seca da leira obtém-se sua quantidade expressa em quilogramas, o que pode facilitar a interpretação da real evolução deste nutriente. Desta maneira torna-se mais fácil perceber a real diminuição sofrida pelo Nitrogênio Total (Tabela 3.4).

Tabela 3.4 Quantidade real de NT nas leiras de pré-compostagem.

| Tratamento | Inicial | | | Final | | | Redução |
|------------|-----------------|------------------------|----------------------------------|-----------------|------------------------|----------------------------------|---------|
| | Massa seca (kg) | N _{total} (%) | N _{total} (kg) na leira | Massa seca (kg) | N _{total} (%) | N _{total} (kg) na leira | |
| T1 | 58,22 | 1,47 | 0,8558 | 30,82 | 2,42 | 0,7458 | 12,85% |
| T2 | 50,06 | 1,24 | 0,6207 | 37,90 | 1,61 | 0,6102 | 1,70% |
| T3 | 43,45 | 1,17 | 0,5084 | 30,65 | 1,65 | 0,5057 | 0,52% |
| T4 | 37,40 | 0,89 | 0,3329 | 34,41 | 0,81 | 0,2787 | 16,26% |
| T5 | 44,90 | 1,13 | 0,5074 | 32,95 | 1,39 | 0,4580 | 9,73% |

As menores reduções reais de nitrogênio foram obtidas nas leiras com sepielho (T2 e T3), fato este confirmado *in loco* pela pouca emanção de odores desagradáveis pelos tratamentos com o passar do tempo. Isso indica que o nitrogênio estava sendo mineralizado e não volatilizado em forma de amônia.

Cabe mencionar ainda que no tratamento de sepielho-*brachiaria* consorciados (T3), a redução de nitrogênio foi praticamente a metade que no tratamento apenas com sepielho (T2). A mesma tendência foi observada nas leiras de casca de arroz, quando o tratamento também confeccionado com *brachiaria* (T5) obteve valor menor de redução de nitrogênio. A inferência que se faz a partir disso é a

de que a *brachiaria* auxiliou na mineralização do nitrogênio, resultado que vai de acordo com o obtido por Rocha et al. (2012).

A maioria dos tratamentos apresentou, ainda conforme demonstrado na Tabela 3.3, reduções significativas da relação C/N, o que está em consonância com o que é previsto por Kiehl (1985): redução de carbono orgânico, por degradação da matéria orgânica, e o aumento do nitrogênio total, em virtude da mineralização. Os trabalhos de Amorim (2002), Brito et al. (2008), Barbieri e Barcelos (2009) e Bernardi (2011) também apresentaram tal comportamento.

O tratamento T1 apresentou, ao final dos 42 dias de pré-compostagem, relação C/N de 14/1, valor muito próximo ao determinado pela Instrução Normativa nº 25 de 23/07/2009 – MAPA (BRASIL, 2009) para compostos já maturados. Os tratamentos T2, T3 e T5 também reduziram a relação carbono-nitrogênio, mesmo não atingindo valores tão baixos. O pouco tempo de pré-compostagem pode ter contribuído para que este decréscimo não fosse maior. Apenas para o tratamento T4 houve um aumento da relação C/N. Uma possível explicação para isso pode estar relacionado a um erro analítico. No momento da preparação da amostra, principalmente para a análise de nitrogênio, a difícil maceração da casca de arroz pode ter feito com que uma maior parcela de material nitrogenado – no caso, os dejetos dos equinos – fosse submetida à análise. O mesmo problema foi evidenciado no estudo de Sbizzaro (2013), onde na pré-compostagem de dejetos de bovinos e palha de cana de açúcar houve um erro analítico justificado pela coleta e preparação de amostras com uma maior parcela de material nitrogenado.

Outra análise relevante a se fazer da Tabela 3.3 é em relação às maiores reduções da relação C/N percebidas nos tratamentos com *brachiaria* (T3 e T5) em comparação aos sem *brachiaria* (T2 e T4). Assim, é possível fazer a inferência de que a *brachiaria* fez com que a matéria orgânica se estabilizasse mais rapidamente.

3.2 Vermicompostagem

O processo de vermicompostagem foi iniciado simultaneamente em todos os tratamentos.

Na análise de caracterização do pré-composto do tratamento T1 verificou-se que o mesmo não apresentava condições favoráveis ao desenvolvimento das minhocas – C.E. e nitrogênio total muito elevados (ver dia 42 - 7ª semana, Tabela 3.3). Todas as minhocas reintroduzidas nos vermireatores, após a colocação do plástico rígido ao fundo e do revestimento em TNT, morreram. Optou-se então, apenas para este tratamento, esperar que condições mudassem para que novas minhocas pudessem ser inseridas novamente. Mesmo com o passar do tempo não foi verificado melhora nas condições iniciais ao pré-composto e, ao contrário, os parâmetros tidos como determinantes para a não

possibilidade da vermicompostagem, pioraram ainda mais, com o aumento da C.E. e o NT.

Considerando que o T1 não é, então, propício à vermicompostagem, seguiu-se com a aplicação da técnica apenas nos tratamentos T2, T3, T4 e T5. Os perfis de temperatura média dos quatro tratamentos durante a vermicompostagem estão apresentados na Figura 3.6.

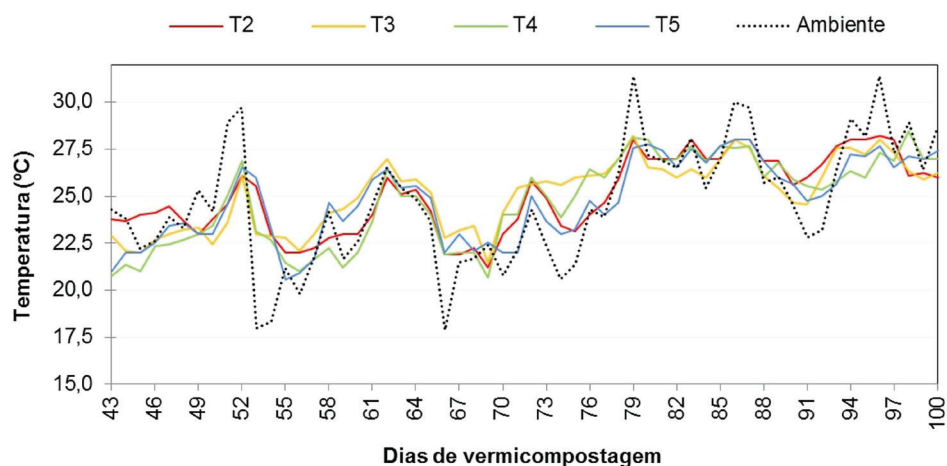


Figura 3.6 Monitoramento da temperatura durante a vermicompostagem.

O microclima do vermireator, em especial o fator temperatura, afeta diretamente as minhocas, influenciando seus processos e taxas metabólicas. Indiretamente a temperatura ainda age sobre o habitat, a fonte de alimento e os padrões de distribuição e atividade de minhocas (EDWARDS, 2004). Diferentemente do que representa para a compostagem, a temperatura para a vermicompostagem está relacionada essencialmente ao bem-estar das minhocas, principais agentes de degradação da matéria orgânica (AQUINO et al., 1992).

De um modo geral, as temperaturas dos quatro tratamentos (T2, T3, T4 e T5) comportaram-se de maneira parecida, acompanhando as oscilações da temperatura ambiente, porém com variações menores que esta. Todos os tratamentos apresentaram temperatura máxima na casa dos 28°C e mínima entre 20 e 22°C. Conforme Edwards (2004) e Lourenço (2010) estes valores estão dentro do que é considerado adequado para o desenvolvimento da espécie (entre 20 e 30°C).

Os resultados relacionados à redução de volume e peso durante na vermicompostagem podem ser observados na Tabela 3.5. É possível observar redução de volume em todos os tratamentos. Sabe-se que as minhocas exercem ação mecânica dentro dos vermireatores, alterando o volume aparente do material. No entanto, sabe-se também que parte do substrato, ingerido como alimento, é con-

vertida em CO₂ e H₂O por ação das enzimas contidas no metabolismo das minhocas. Além disso, suas dejeções, também conhecidas como coprólitos, apresentam volumes menores que do alimento original, propiciando assim, em um balanço geral, a redução do volume (GODOY, 2006).

Tabela 3.5 Redução de volume e peso na vermicompostagem.

| Parâmetro | Dia (semana) | Tratamentos | | | |
|--------------------------|----------------------------|---------------|---------------|---------------|---------------|
| | | T2 | T3 | T4 | T5 |
| Volume (m ³) | 43 (7 ^a) | 0,0250±0,0001 | 0,0250±0,0001 | 0,0250±0,0001 | 0,0250±0,0001 |
| | 100 (15 ^a) | 0,0142±0,0008 | 0,0144±0,0012 | 0,0153±0,0005 | 0,0135±0,0011 |
| | Variação ⁽²⁾⁽³⁾ | - 43,11% | - 42,22% | - 36,67% | - 45,78% |
| | Total ⁽²⁾⁽⁴⁾ | - 59,19% | - 79,28% | - 51,17% | - 66,05% |
| Peso ⁽¹⁾ (kg) | 43 (7 ^a) | 2,9257±0,1408 | 2,9866±0,2152 | 2,4696±0,0586 | 2,5167±0,1767 |
| | 100 (15 ^a) | 2,3314±0,1400 | 2,5430±0,1892 | 2,1614±0,0517 | 2,1432±0,1436 |
| | Variação ⁽²⁾⁽³⁾ | - 20,34% | - 14,86% | - 12,48% | - 14,83% |
| | Total ⁽²⁾⁽⁴⁾ | - 44,63% | - 44,31% | - 20,49% | - 41,44% |

Notas: ⁽¹⁾ Peso na base seca. ⁽²⁾ Resultados positivos representam aumento percentual e negativos, diminuição. ⁽³⁾ Considerando apenas a etapa de vermicompostagem. ⁽⁴⁾ Considerando as etapas de pré-compostagem e vermicompostagem (somatória simples).

Como a *brachiaria* já havia sido quase que totalmente decomposta na etapa de pré-compostagem, esperava-se que sua presença nos tratamentos não fosse mais um diferencial para a redução de volume nos vermireatores. Para os tratamentos T2 e T3 os valores de redução atingidos foram praticamente iguais, confirmando tal hipótese. Já para os tratamentos T4 e T5 a diferença mostrou-se mais expressiva. Possivelmente este fato é decorrente das características do substrato de T5 que foram previamente melhoradas para a ação das minhocas.

Em todos os tratamentos houve também a redução de peso à medida que o material foi sendo degradado e mineralizado. Amorin (2002) afirma que após a aplicação da técnica de vermicompostagem espera-se redução média de cerca de 50% no peso do material. Amorim et al. (2005), vermicompostando dejetos de caprinos, obtiveram diferentes valores de redução de peso para as quatro estações do ano variando entre 41,6 e 55,6%. No entanto, Tang et al. (2007) observaram reduções de 20 a 37% na casca de arroz aplicada junto a dejetos de bovinos. Cabe ressaltar que nos dois trabalhos o percentual de redução leva em consideração

todo o processo (pré-compostagem e vermicompostagem juntos). Deste modo, observado o processo por completo, os resultados de redução de volumes obtidos aqui são de 44, 44, 20 e 42%, respectivamente para T2, T3, T4 e T5, sendo constatada grande proximidade com os valores encontrados nos dois estudos anteriormente citados, mesmo se tratando de resíduos diferentes.

Na Tabela 3.6 estão apresentados os valores de pH, condutividade elétrica, sólidos voláteis e fixos, carbono total, nitrogênio total e relação C/N ao decorrer do processo de vermicompostagem para T2, T3, T4 e T5.

A vermicompostagem geralmente fornece um material estabilizado, especialmente quanto a pH, em tempo menor, se comparado com a compostagem (CASTILHO et al., 2008). Foi possível observar proximidade de valores entre os tratamentos que possuíam o mesmo resíduo (sepilho ou casca de arroz). Os tratamentos T2 e T3 apresentaram-se em todas as análises com valores alcalinos, enquanto que os tratamentos T4 e T5 seguiam a tendência de serem mais ácidos.

Tabela 3.6 Variação de monitoramento laboratorial durante a vermicompostagem.

| Parâmetro | Dia (semana) | Tratamentos | | | |
|---|----------------------------|-------------|-----------|-----------|-----------|
| | | T2 | T3 | T4 | T5 |
| pH ⁽¹⁾ | 43 (7 ^ª) | 8,00±0,08 | 8,24±0,03 | 6,24±0,11 | 7,25±0,11 |
| | 58 (9 ^ª) | 7,97±0,02 | 8,05±0,07 | 6,98±0,05 | 7,16±0,01 |
| | 72 (11 ^ª) | 7,36±0,47 | 7,88±0,10 | 6,95±0,06 | 6,73±0,02 |
| | 86 (13 ^ª) | 7,83±0,01 | 8,08±0,05 | 7,06±0,05 | 7,01±0,06 |
| | 100 (15 ^ª) | 7,52±0,04 | 7,07±0,15 | 6,52±0,23 | 6,55±0,05 |
| C.E. (mS cm ⁻¹) ⁽²⁾ | 43 (7 ^ª) | 1285±86 | 1098±86 | 1192±77 | 1098±23 |
| | 58 (9 ^ª) | 969±46 | 919±48 | 895±11 | 790±18 |
| | 72 (11 ^ª) | 988±25 | 959±81 | 678±201 | 822±58 |
| | 86 (13 ^ª) | 976±59 | 844±102 | 526±154 | 709±73 |
| | 100 (15 ^ª) | 1102±16 | 1050±118 | 782±278 | 1046±87 |
| | Varição ^{(4) (5)} | - 14,32% | - 4,34% | - 34,42% | - 4,81% |
| | Total ^{(4) (6)} | - 36,41% | - 25,03% | - 46,97% | + 26,91% |

Continua

Tabela 3.6 Variação de monitoramento laboratorial durante a vermicompostagem. (Continuação)

| Parâmetro | Dia (semana) | Tratamentos | | | |
|-----------|----------------------------|----------------|-----------------|-----------------|-----------------|
| | | T2 | T3 | T4 | T5 |
| SV (%) | 43 (7 ^a) | 84,09±0,16 | 81,58±3,34 | 75,28±0,19 | 80,87±0,85 |
| | 58 (9 ^a) | 84,24±1,08 | 80,21±0,55 | 75,85±0,36 | 80,53±1,29 |
| | 72 (11 ^a) | 83,08±0,50 | 78,21±2,49 | 74,19±0,35 | 79,45±1,12 |
| | 86 (13 ^a) | 80,68±3,38 | 78,12±1,21 | 73,59±0,20 | 77,30±1,81 |
| | 100 (15 ^a) | 81,22±0,10 | 77,82±2,70 | 72,08±0,25 | 77,21±0,89 |
| | Varição ^{(4) (5)} | - 3,41% | - 4,61% | - 4,25% | - 4,53% |
| | Total ^{(4) (6)} | - 6,50% | - 12,25% | - 10,03% | - 16,60% |
| SF (%) | 43 (7 ^a) | 15,91±0,16 | 18,42±3,34 | 24,72±0,19 | 19,13±0,85 |
| | 58 (9 ^a) | 15,76±1,08 | 19,79±0,55 | 24,15±0,36 | 19,47±1,29 |
| | 72 (11 ^a) | 16,92±0,50 | 21,79±2,49 | 25,81±0,35 | 20,55±1,12 |
| | 86 (13 ^a) | 19,32±3,38 | 21,88±1,21 | 26,41±0,20 | 22,70±1,81 |
| | 100 (15 ^a) | 18,78±0,10 | 22,18±2,70 | 27,92±0,25 | 22,79±0,89 |
| | Varição ^{(4) (5)} | 18,04% | 20,41% | 12,94% | 19,13% |
| | Total ^{(4) (6)} | 43,14% | 96,11% | 40,51% | 207,56% |
| CT (%) | 43 (7 ^a) | 38,39±0,07 | 37,22±1,55 | 34,30±0,09 | 36,89±0,39 |
| | 58 (9 ^a) | 38,45±0,50 | 36,59±0,25 | 34,57±0,17 | 36,73±0,60 |
| | 72 (11 ^a) | 37,92±0,23 | 35,66±1,15 | 33,80±0,16 | 36,24±0,52 |
| | 86 (13 ^a) | 36,80±1,57 | 35,62±0,56 | 33,52±0,09 | 35,24±0,84 |
| | 100 (15 ^a) | 37,05±0,04 | 35,48±1,25 | 32,82±0,12 | 35,20±0,41 |
| | Varição ^{(4) (5)} | - 3,47% | - 4,67% | - 4,32% | - 4,59% |
| | Total ^{(4) (6)} | - 6,60% | - 12,42% | - 10,18% | - 16,80% |

Continua

Tabela 3.6 Variação de monitoramento laboratorial durante a vermicompostagem. (Continuação)

| Parâmetro | Dia (semana) | Tratamentos | | | |
|--------------------|----------------------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|
| | | T2 | T3 | T4 | T5 |
| NTK (%) | 43 (7 ^a) | 1,62±0,12 | 1,65±0,02 | 0,81±0,05 | 1,39±0,05 |
| | 58 (9 ^a) | 1,99±0,03 | 1,91±0,08 | 1,00±0,14 | 1,48±0,02 |
| | 72 (11 ^a) | 2,27±0,01 | 2,00±0,10 | 1,09±0,12 | 1,64±0,06 |
| | 86 (13 ^a) | 2,34±0,03 | 2,01±0,02 | 1,15±0,06 | 1,70±0,01 |
| | 100 (15 ^a) | 2,42±0,08 | 2,11±0,03 | 1,18±0,06 | 1,64±0,06 |
| | Varição ^{(4) (5)} | 49,46% | 28,01% | 45,06% | 17,68% |
| | Total ^{(4) (6)} | 95,16% | 80,34% | 32,58% | 45,13% |
| C/N ⁽³⁾ | 43 (7 ^a) | 24 / 1 | 23 / 1 | 42 / 1 | 27 / 1 |
| | 58 (9 ^a) | 19 / 1 | 19 / 1 | 35 / 1 | 25 / 1 |
| | 72 (11 ^a) | 17 / 1 | 18 / 1 | 31 / 1 | 22 / 1 |
| | 86 (13 ^a) | 16 / 1 | 18 / 1 | 29 / 1 | 21 / 1 |
| | 100 (15 ^a) | 15 / 1 | 17 / 1 | 28 / 1 | 21 / 1 |
| | Varição ^{(4) (5)} | - 35,56% | - 25,51% | - 34,07% | - 18,91% |
| | Total ^{(4) (6)} | - 51,85% | - 51,38% | - 31,77% | - 42,44% |

Notas: ⁽¹⁾ pH em água destilada (7,4; 6,76; 8,13; 7,51 e 7,18, respectivamente, para os dias de análise).; ⁽²⁾ C.E. em água destilada (2,74; 0,54; 1,07; 0,77; 0,81 μScm^{-1} , respectivamente, para os dias de análise). ⁽³⁾ Valores médios para os 3 vermireatores, por tratamento. ⁽⁴⁾ Resultados positivos representam aumento percentual e negativos, diminuição. ⁽⁵⁾ Considerando apenas a etapa de vermicompostagem. ⁽⁶⁾ Considerando as etapas de pré-compostagem e vermicompostagem (somatória simples).

As minhocas têm preferência por matéria orgânica pouco ácida, porém a espécie *Eisenia foetida*, particularmente, tolera ambientes com esta característica, uma vez que possui glândulas calcíferas que permitem o controle da acidez dos resíduos. Há indicações de que as minhocas toleram valores de pH entre 5 e 8, com prejuízo às suas atividades apenas quando estão fora desta faixa (LOURENÇO, 2010). Assim, todos os tratamentos apresentavam condições aceitáveis para a sobrevivência da espécie.

Segundo Edwards (2004) e Lourenço (2010) o nível adequado de condutividade elétrica para a sobrevivência de minhocas em um resíduo está situado entre

500 e 1200 mS cm⁻¹, intervalo este onde estão compreendidos todos os valores obtidos para os tratamentos testados.

Assim como para o pH, foi possível perceber que os tratamentos com os mesmos resíduos mantiveram proximidade entre suas médias (T2 e T3; T4 e T5). É notório também que a C.E. dos quatro tratamentos apresentou a mesma tendência: queda nas primeiras oito semanas de vermicompostagem e elevação expressiva na última análise. O aumento dos sais solúveis evidenciado é, provavelmente, devido à mineralização da matéria orgânica pelas minhocas e pelos microrganismos presentes em seu intestino que se intensificou ao longo do processo.

Para as reduções de sólidos voláteis (SV), observou-se a mesma tendência da pré-compostagem, onde, para os tratamentos T3 e T5, com *brachiaria*, demonstraram maiores reduções de SV que os tratamentos T2 e T4, respectivamente.

Amorim et al. (2005), ao realizarem a vermicompostagem de dejetos caprinos analisando o efeitos das estações do ano sobre o processo, alcançaram uma média de redução de SV entre 11 e 26%, considerando as fases de pré-compostagem e vermicompostagem. Avaliando pelo mesmo prisma nota-se que os valores de redução foram menores dos que os daqueles autores.

Quanto à variação do teor de carbono, assim como era esperado, em todos os tratamentos houve redução da porcentagem. Isso se dá porque durante o processo de vermicompostagem as minhocas fixam parte do carbono em sua biomassa, ou seja, utilizam parte do carbono para seu crescimento, enquanto que outra parte é transformada em CO₂, assim como na compostagem, e perdida para o meio externo (DORES-SILVA et al., 2011). Os dois tratamentos que estavam consorciados com *brachiaria* – T3 e T5 – resultaram em perdas de carbono total superiores aos tratamentos sem a mesma associação – T2 e T4, respectivamente, seguindo também a tendência da pré-compostagem.

A variação do nitrogênio total ocorreu conforme esperado, com aumento da concentração. Durante o processo de mineralização e respiração, tanto dos microrganismos quanto das minhocas, a matéria orgânica evolui, havendo, desta maneira, uma concentração dos nutrientes, como no caso específico o nitrogênio (DORES-SILVA et al., 2011). Outros dois pontos importantes são os acréscimos por conta dos excrementos das minhocas, que são ricos em nitrogênio, e oriundos do próprio corpo destes anelídeos, que liberam expressiva quantidade deste nutriente quando morrem (BATTIROLA et al., 1998). Também como ocorreu na pré-compostagem, os tratamentos onde a *brachiaria* estava presente – T3 e T5 – apresentaram menores perdas de nitrogênio que os tratamentos onde havia apenas o sepilho e a casca de arroz.

Para Dores-Silva et al. (2011) a relação C/N é um dos indicativo da maturidade e grau de estabilização de um composto. A aceleração no processo de humificação promovido pelas minhocas resulta na diminuição significativa na razão

C/N. A redução da relação C/N neste trabalho apresentou-se em consonância com o que é previsto por Kiehl (1985) para todos os tratamentos.

Na Tabela 3.7 são apresentados os resultados da análise estatística dos parâmetros C, N, relação C/N, volume, peso e peso específico ao longo do período de aplicação da técnica de vermicompostagem.

Tabela 3.7 Análise estatística da variação dos parâmetros C, N, relação C/N, volume, peso e peso específico.

| Tratamento | Variação dos parâmetros ⁽¹⁾ ⁽²⁾ (em %) | | | | | |
|-------------------|--|--------|---------|---------|---------|-----------------|
| | C | N | C/N | Volume | Peso | Peso Específico |
| T1 ⁽³⁾ | -6,6 a | 19,6 a | -22,0 a | -51,6 a | -34,0 c | 36,3 a |
| T2 | -3,3 a | 49,6 b | -35,6 b | -43,3 a | -20,3 b | 40,7 a |
| T3 | -4,6 a | 28,0 a | -25,6 a | -42,3 a | -14,6 a | 48,0 a |
| T4 | -4,6 a | 45,0 b | -34,0 b | -39,0 a | -14,6 a | 43,0 a |
| T5 | -4,3 a | 17,6 a | -19,0 a | -45,6 a | -12,6 a | 58,0 a |

Notas: ⁽¹⁾ Teste estatístico de Scott-Knott. Letras iguais nas colunas implicam em equivalência estatística dos valores, ao nível de 5% de significância. ⁽²⁾ Resultados positivos representam aumento percentual e negativos, diminuição. ⁽³⁾ O tratamento T1 não contava com a presença de minhocas nos reatores, porém suas análises foram realizadas da mesma maneira que nos demais tratamentos a fim de comparação.

É possível perceber que as reduções percentuais médias de carbono não foram significativamente diferentes entre os tratamentos, inclusive comparando os resultados com o tratamento T1 (sem a presença das minhocas). Já para o aumento de nitrogênio e, conseqüentemente, para a redução de C/N, observou-se que os tratamentos T2 e T4 diferenciaram-se dos demais. Considerando que os tratamentos T3 e T5 continham os mesmos resíduos, porém acrescidos de *brachiaria*, é possível inferir que a gramínea presente nos tratamentos ajudou a mineralização do nitrogênio.

A redução percentual média do volume nos cinco tratamentos não diferiu estatisticamente, ao nível de 5% de significância. Já quanto ao peso, o tratamento T1 e o tratamento T2 diferenciaram-se entre si e também dos demais, o que certamente está relacionado às próprias características dos materiais dos tratamentos T3, T4 e T5, os quais possuíam os menores pesos iniciais, reduzindo em percentuais menores também.

Por fim, o comportamento/contagem das minhocas nos vermireatores ao longo do período estudado também destaca diferenças entre os tratamentos. O

conjunto de gráficos exposto na Figura 3.7 apresenta os valores obtidos nas contagens de minhocas (indivíduos sexualmente adultos³), por vermireator, durante o período de vermicompostagem.

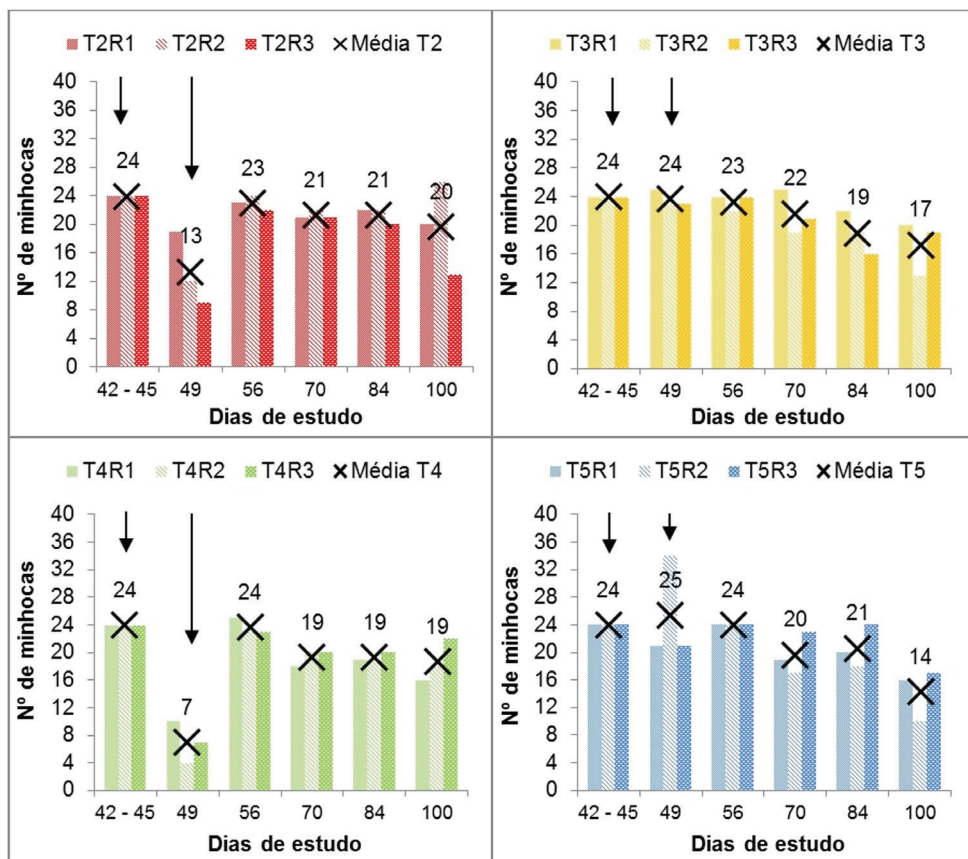


Figura 3.7 Contagem das minhocas nos vermireatores.

Notas: ⁽¹⁾ Ti – indicam o tratamento; Ri – Indicam a repetição (triplicata); X e valores indicam as médias simples de minhocas por tratamento. ⁽²⁾ Setas indicam a introdução ou reintrodução das minhocas.

O período indicado por ‘42-45’ indica os três primeiros dias onde foram realizadas a introdução inicial e a primeira reintrodução de minhocas depois de feita a adaptação com o plástico rígido ao fundo do vermireator para uma maior manutenção da umidade do substrato. A contagem do dia 49 foi realizada para conferir se a ação anterior havia sido eficaz, no entanto ainda percebeu-se fuga acentuada em T2 e T4. Diferentes explicações podem ser dadas ao comportamen-

3 Indicados pela presença de clitelo.

to destes dois tratamentos. A primeira é relacionada ao valor inicial da C.E. dos tratamentos, valor ainda dentro do relatado como suportável pelas minhocas, mas elevado se comparado com os demais. A segunda explicação possível está relacionada à própria característica de difícil degradação do sepilho e da casca de arroz por meio da ação das minhocas. Uma vez que as minhocas encontraram dificuldade em obter o carbono necessário para sua assimilação e crescimento da biomassa, saíram dos reatores em busca de melhores fontes de alimentação. Os reatores do tratamento T5 podem ter sido o destino das minhocas fugidas, uma vez que ali se encontrava uma fonte de carbono mais degradada, o que facilitava a sua assimilação, e justifica a observação de 34 minhocas no vermireator T5R2 no 49º dia de estudo.

Os demais dias de estudo indicados nos gráficos (Figura 3.7) referem-se aos momentos de contagem sequenciais a fim de perceber a adaptação da espécie no substrato. Além das minhocas adultas sexualmente era observado se havia indivíduos jovens e/ou casulos no substrato, indicando que a reprodução estava acontecendo. Já na contagem do 56º dia de estudo foi verificada a presença de ambos (jovens e casulos) nos tratamentos T2, T3 e T5. Na contagem do 70º dia eram notadas todas as fases de desenvolvimento da *Eisenia foetida* nos quatro tratamentos. No 100º dia de estudo foi realizada também a contagem dos indivíduos jovens e casulos. Na Figura 3.8 apresenta-se as médias simples dos valores obtidos para as repetições de cada tratamento.

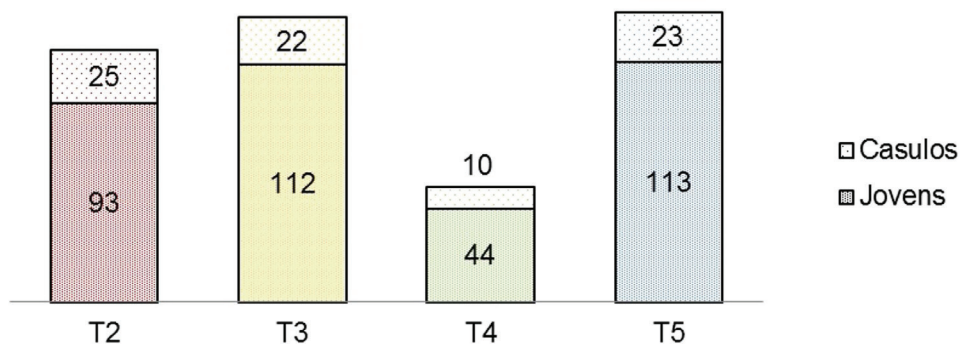


Figura 3.8 Número de indivíduos jovens e casulos encontrados na contagem final.

É possível notar que o tratamento T5 foi o mais propício à reprodução da espécie e muito parecido com T3. Já o T4 mostrou-se ser o menos propício. Esta diferença tão significativa infere que a *brachiaria* auxiliou nas características do substrato a ponto de melhorar suas condições para o desenvolvimento das minhocas, seja para o sepilho ou para a casca de arroz acrescidos de *brachiaria*. Assim, reforça-se o benefício da *brachiaria* inclusive para a reprodução da *Eisenia foetida*.

3.3 Compostagem

Os perfis de temperatura durante a compostagem estão apresentados na Figura 3.9.

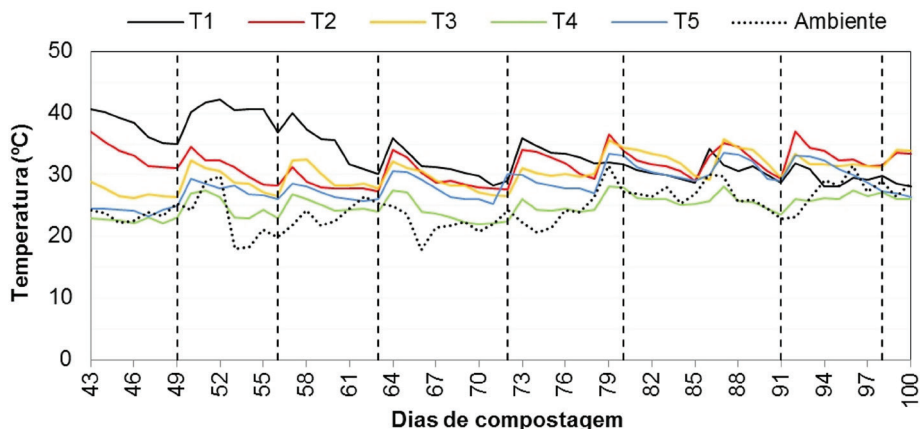


Figura 3.9 Monitoramento da temperatura durante a compostagem.

Nota: Linhas tracejadas na vertical indicam os dias em que foram realizados os revolvimentos.

Vale destacar que a etapa de compostagem é uma continuação da pré-compostagem analisada anteriormente. Deste modo, no que se refere à temperatura, todos os tratamentos já apresentaram, no período dos primeiros 42 dias, a fase termofílica (acima de 50°C).

Durante esta segunda etapa, o tratamento T1 continuou com a temperatura mais elevada até por volta do 60º dia de estudo. Este período de degradação ativa também foi constatado por Carneiro (2012) ao compostar resíduos agroindustriais – dentre eles resíduo de incubatório, casca de milho, farelo de trigo, lodo de flotador, cinza de caldeira e fração sólida de dejetos e dos resíduos de lavagem dos caminhões. Somente a partir do 80º dia o tratamento T2 superou T1 (em valores) e manteve a maior temperatura média dentre os tratamentos.

O tratamento T4 foi o que apresentou as menores médias semanais de temperatura durante as duas etapas (pré-compostagem e compostagem). Comportamento semelhante foi observado por Costa et al. (2009) quando em seu trabalho os autores perceberam que os valores de temperatura média de suas leiras tenderam a ser sempre menores nos tratamentos com boa aeração. A casca de arroz, material muito volumoso, que se encontrava praticamente inalterado ainda no início da compostagem, é de difícil compactação, característica esta que garante uma aeração maior deste tratamento comparado aos demais. Observa-se também que o segundo tratamento com as menores médias é o tratamento T5, ratificando a influência da casca de arroz neste parâmetro.

Seguindo a mesma tendência da pré-compostagem, a maioria das vezes em que se realizava o revolvimento da pilha os valores médios de temperatura se elevavam. No entanto, cabe ressaltar que nesta segunda etapa as leiras ficaram mais suscetíveis às variações da temperatura ambiente. Os trabalhos de Brito et al. (2008), ao compostarem a fração sólida do dejetos de exploração de pecuária leiteira com e sem adição de palha, diferenciando pilhas estáticas e com revolvimento, e Barbieri e Barcelos (2009), compostando bagaço de cana-de-açúcar de indústrias do setor sucroalcooleiro, atingiram, aos 100 dias, médias de temperatura próximas à temperatura ambiente, condizente com o que foi observado no presente estudo.

A redução de volume e peso no processo de compostagem pode ser observada na Tabela 3.8.

Tabela 3.8 Redução de volume e peso das leiras de compostagem.

| Parâmetro | Dia (semana) | Tratamentos | | | | |
|--------------------------------------|-----------------------------|-------------|----------|----------|----------|----------|
| | | T1 | T2 | T3 | T4 | T5 |
| Volume (m ³) | 43 (7 ^a) | 0,1713 | 0,2247 | 0,1599 | 0,2266 | 0,2585 |
| | 100 (15 ^a) | 0,0952 | 0,1695 | 0,1161 | 0,2132 | 0,1637 |
| | Variação ^{(2) (3)} | - 44,42% | - 24,57% | - 27,39% | - 5,91% | - 23,90% |
| | Total ^{(2) (4)} | - 79,38% | - 40,65% | - 64,45% | - 19,96% | - 44,17% |
| Peso ⁽¹⁾ (kg) | 43 (7 ^a) | 58,22 | 50,06 | 43,45 | 37,40 | 44,90 |
| | 100 (15 ^a) | 45,05 | 46,36 | 39,88 | 35,24 | 39,16 |
| | Variação ^{(2) (3)} | - 16,28% | - 17,30% | - 13,22% | - 0,79% | - 10,17% |
| | Total ^{(2) (4)} | - 63,34% | - 41,59% | - 42,67% | - 8,80% | - 36,78% |
| Peso específico (kg/m ³) | 43 (7 ^a) | 160,39 | 137,90 | 119,69 | 103,03 | 123,70 |
| | 100 (15 ^a) | 189,08 | 141,00 | 169,68 | 117,26 | 129,51 |
| | Variação ^{(2) (3)} | 50,65% | 9,63% | 19,53% | 5,44% | 41,85% |
| | Total ^{(2) (4)} | 17,89% | 2,25% | 41,77% | 13,81% | 4,70% |

Notas: ⁽¹⁾ Peso na base seca. ⁽²⁾ Resultados positivos representam aumento percentual e negativos, diminuição. ⁽³⁾ Considerando apenas a etapa de compostagem. ⁽⁴⁾ Considerando as etapas de pré-compostagem e compostagem (somatória simples).

Conforme se pode observar, as maiores reduções totais de volume foram obtidas para os tratamentos T1 (79,4%), T3 (64,5%) e T5 (44,2%), valores estes que estão em consonância com o observado por Pires (2010), que diz que ao final do processo de compostagem espera-se que o material reduza até 80% seu volume.

Para o tratamento T1, a explicação desta expressiva redução pode estar relacionada à longa fase de degradação ativa sofrida pelo tratamento, evidenciada pelas elevadas temperaturas que permaneceram por um maior período de tempo se comparado aos demais. Já para T3 e T5, seguindo a mesma tendência da pré-compostagem, os tratamentos acrescidos de *brachiaria* demonstraram uma maior redução de volume do que os tratamentos sem a gramínea – T2 e T4, respectivamente. A inferência feita a partir disso é que muito mais do que a redução de seu próprio volume, a *brachiaria* auxiliou na degradação do material consorciado (sepilho e casca de arroz) possibilitando uma maior redução do volume do conjunto.

O tratamento T4 foi o que apresentou a menor redução de volume na compostagem, como também já havia ocorrido na pré-compostagem, culminando em uma redução total de volume menor que 20%. A casca de arroz, material de lenta biodegradação, permanece inalterada por longos períodos de tempo (ABREU et al., 2011). Provavelmente por conta disso, seu volume não foi reduzido no intervalo percentual esperado para a compostagem, o que acaba por demonstrar que a *brachiaria* seria uma boa alternativa de associação para que se obtenha um menor volume ao final do processo.

A redução total de peso do tratamento T1 se destacou, fator este também explicado pelas mais elevadas temperaturas observadas e mantidas por um maior período de tempo, consequência direta da intensa atividade microbiana. Para os tratamentos confeccionados com sepilho observa-se que em T2 a redução do peso na compostagem foi um pouco maior quando comparado com T3. A temperatura também pode ter influenciado na obtenção deste resultado, visto que a média da primeira semana de compostagem foi significativamente maior em T2. No entanto, tais tratamentos equiparam-se quanto à redução total de peso observados por Komar et al. (2011), que atingiram reduções entre 30 e 50% ao compostarem camas de equinos saturadas confeccionadas de material palhoso e/ou aparas de madeira, durante 100 dias. Os valores também corroboram com trabalhos realizados com outros tipos de dejetos, como o de Sbizzaro (2013), compostando dejetos de bovino, ovino e palha de cana-de-açúcar.

Já os tratamentos T4 e T5 divergiram bastante. Era esperado que o tratamento T4 tivesse a menor redução de peso, visto sua difícil degradação pela ação dos microrganismos presentes (ABREU et al., 2011). Deste modo, a maior redução de peso no tratamento T5 enfatiza que a aceleração do processo causada pela *brachiaria* por meio da maior aeração no início da pré-compostagem culminou

em um material pré-compostado com melhores características, que também auxiliaram diretamente na redução de peso nesta etapa de compostagem.

Todos os tratamentos apresentaram aumento em seus pesos específicos, característica desejada para se viabilizar a logística, o armazenamento e o transporte dos compostos orgânicos (SBIZZARO, 2013). Battirola et al. (1998) também relataram aumento no peso específico de seus compostos oriundos de resíduos orgânicos domésticos, esterco bovino e cama de frangos.

Na Tabela 3.9 estão apresentados os valores de pH, condutividade elétrica, sólidos voláteis e fixos, carbono total, nitrogênio total e relação C/N no início e final da compostagem.

Segundo Kiehl (1985) o pH de um composto tende a diminuir no início do processo de compostagem e em seguida aumenta e se estabiliza em meio alcalino, geralmente entre 7,0 e 8,0, que é quando o composto apresenta-se no processo de maturação. O mesmo autor explica que esse parâmetro fornece boa informação sobre o estado de decomposição da matéria orgânica que foi submetida a um processo de compostagem. No entanto, o autor ressalta a importância desta informação fornecida pelo pH ser complementada por outras, como a relação C/N para que se determine exatamente as etapas pelas quais o composto está passando.

Tabela 3.9 Variação de monitoramento laboratorial durante a compostagem.

| Parâmetro | Dia (semana) | Tratamentos | | | | |
|---|----------------------------|-----------------|----------------|-----------------|-----------------|-----------------|
| | | T1 | T2 | T3 | T4 | T5 |
| pH ⁽¹⁾ | 43 (7 ^ª) | 9,20 | 8,00 | 8,24 | 6,24 | 7,25 |
| | 100 (15 ^ª) | 8,42 | 7,62 | 7,89 | 6,26 | 6,77 |
| C.E. (mS cm ⁻¹) ⁽²⁾ | 43 (7 ^ª) | 1703 | 1287 | 1098 | 1193 | 1099 |
| | 100 (15 ^ª) | 2644 | 1700 | 1235 | 1078 | 1235 |
| | Varição ^{(3) (4)} | 55,27% | 32,14% | 12,43% | - 9,64% | 12,43% |
| | Total ^{(3) (5)} | 174,93% | - 1,93% | - 11,88% | - 26,92% | 49,88% |
| SV (%) | 43 (7 ^ª) | 76,64 | 84,09 | 81,57 | 75,28 | 80,87 |
| | 100 (15 ^ª) | 72,95 | 79,49 | 76,64 | 73,25 | 76,60 |
| | Varição ^{(3) (4)} | - 4,82% | - 5,48% | - 6,05% | - 2,69% | - 5,27% |
| | Total ^{(3) (5)} | - 16,03% | - 8,49% | - 13,58% | - 8,57% | - 17,26% |

Continua

Tabela 3.9 Variação de monitoramento laboratorial durante a compostagem. (Continuação)

| Parâmetro | Dia (semana) | Tratamentos | | | | |
|-----------|----------------------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|
| | | T1 | T2 | T3 | T4 | T5 |
| SF (%) | 43 (7 ^a) | 23,36 | 15,91 | 18,42 | 24,72 | 19,13 |
| | 100 (15 ^a) | 27,05 | 20,51 | 23,36 | 26,75 | 23,40 |
| | Varição ^{(3) (4)} | 15,80% | 28,91% | 26,82% | 8,21% | 22,32% |
| | Total ^{(3) (5)} | 90,97% | 50,10% | 89,68% | 32,62% | 180,48% |
| CT (%) | 43 (7 ^a) | 34,93 | 38,39 | 37,22 | 34,30 | 36,89 |
| | 100 (15 ^a) | 33,23 | 36,25 | 34,93 | 33,36 | 34,92 |
| | Varição ^{(3) (4)} | - 4,87% | - 5,57% | - 6,15% | - 2,74% | - 5,34% |
| | Total ^{(3) (5)} | -16,02% | -8,62% | -13,77% | -8,70% | -17,47% |
| NTK (%) | 43 (7 ^a) | 2,42 | 1,62 | 1,65 | 0,81 | 1,39 |
| | 100 (15 ^a) | 2,75 | 2,56 | 2,23 | 1,09 | 1,94 |
| | Varição ^{(3) (4)} | 13,56% | 58,36% | 34,80% | 34,76% | 39,48% |
| | Total ^{(3) (5)} | 73,65% | 88,63% | 75,57% | 25,64% | 62,39% |
| C/N | 43 (7 ^a) | 14 / 1 | 24 / 1 | 23 / 1 | 42 / 1 | 27 / 1 |
| | 100 (15 ^a) | 11 / 1 | 12 / 1 | 14 / 1 | 27 / 1 | 16 / 1 |
| | Varição ^{(3) (4)} | - 27,03% | - 47,95% | - 39,19% | - 37,24% | - 40,78% |
| | Total ^{(3) (5)} | - 60,75% | - 61,24% | - 60,32% | - 35,07% | - 57,96% |

Notas: ⁽¹⁾ pH em água destilada (7,4 e 7,74, respectivamente, para os dois dias de análise).; ⁽²⁾ C.E. em água destilada (2,74 e 0,87 μScm^{-1} , respectivamente, para os dois dias de análise). ⁽³⁾ Resultados positivos representam aumento percentual e negativos, diminuição. ⁽⁴⁾ Considerando apenas a etapa de compostagem. ⁽⁵⁾ Considerando as etapas de pré-compostagem e compostagem (somatória simples).

A partir da Tabela 3.9 é possível notar que na 15^a semana deste estudo o valor do pH dos tratamentos T1, T2 e T3 apresentavam-se na faixa referida por Kiehl (1985). No entanto, os tratamentos T4 e T5 ainda apresentaram valores inferiores, indicando que necessitam de um maior tempo de reação dos ácidos orgânicos com bases liberadas da matéria orgânica, até se gerar compostos alcalinos, parâmetro indicativo do momento de cura do composto (COSTA et al., 2009).

A maioria dos valores de condutividade elétrica aumentou do início para o final da compostagem. A exceção foi o tratamento T4. A explicação para estas cons-

tatações pode estar relacionada ao volume das leiras. Segundo Souza et al. (2008) uma redução de volume expressiva acarreta na concentração de sais e tende a aumentar a condutividade aparente do material. O tratamento com o maior aumento de C.E. evidenciado (T1) é também o tratamento que apresentou maior redução de volume. Em contrapartida, o único tratamento que teve redução da C.E. foi o que obteve a menor redução de volume durante a aplicação desta técnica.

É importante destacar que os tratamentos com sepilho apresentaram, durante todo o processo, maiores teores de SV que os tratamentos com casca de arroz. Este comparativo assemelha-se ao constatado por Komar et al. (2012) ao compostarem, durante 100 dias, cama de equinos saturadas confeccionadas com materiais semelhantes ao deste trabalho.

Assim como na pré-compostagem, nesta etapa de compostagem houve a redução de sólidos voláteis em todos os tratamentos. Pereira Neto (2007) afirma que é esperada uma redução média total de 40% durante todo o processo (pré-compostagem e compostagem). No entanto, por meio da Tabela 3.9 é possível perceber que os valores percentuais de redução total foram inferiores ao previsto, atingindo valores abaixo dos 20% de redução. Mesmo não atingindo o percentual esperado pela literatura, o processo como um todo alcançou resultados que corroboram com os de Komar et al. (2010), que encontraram variações de 7 a 16% também na compostagem de cama de equinos saturadas.

Os tratamentos constituídos de sepilho e *brachiaria* e casca de arroz e *brachiaria*, T3 e T5, respectivamente, apresentaram reduções percentuais totais maiores que os tratamentos T2 e T4, onde havia os mesmos resíduos, porém sem a gramínea. A explicação disso pode estar relacionada ao fato da gramínea auxiliar na compostagem de ambos os materiais aos quais foi acrescida (ROCHA et al., 2012).

Como na pré-compostagem, houve redução da porcentagem de carbono total em todos os tratamentos, conforme previsto por Kiehl (2004). Também seguindo a tendência observada na etapa anterior, as maiores reduções de carbono total foram observadas para os tratamentos T5, T1 e T3, nesta ordem. Os tratamentos T3 e T5 – consorciados com *brachiaria* – obtiveram perdas de carbono total superiores aos tratamentos T2 e T4, respectivamente. Tal fato se explica pela aceleração da degradação dos materiais de T3 e T5 em comparação aos outros (T2 e T4), o que ocasiona uma mais rápida assimilação do elemento pelos microrganismos e eliminação em forma de gás carbônico (CO₂) (BARREIRA, 2005). Para T1, a expressiva redução do teor de carbono certamente está relacionada à prolongada fase de degradação ativa evidenciada pelas elevadas temperaturas constatadas.

A variação do nitrogênio total também ocorreu conforme previa Kiehl (2008), com aumento aparente do nutriente em detrimento da degradação acentuada do carbono. Komar et al. (2012), ao estudarem a compostagem de cama de equinos confeccionadas com palha e aparas de madeira (separadamente) obti-

veram valores de aumento do teor de nitrogênio total variando entre 142 e 56%, respectivamente para os resíduos citados. Orrico Junior et al. (2012), ao estudarem a compostagem de dejetos bovinos alimentados com diferentes relações volumoso:concentrado, perceberam aumentos relativos de nitrogênio entre 60 e 70%. Deste modo, os resultados apresentados pelo presente trabalho estão, de certa maneira, próximos aos encontrados na literatura para vários tipos de dejetos.

Particularmente para as características evidenciadas para os tratamentos com casca de arroz, Abreu et al. (2011) elucidam que, ao compostar carcaças de aves em diferentes substratos, percebeu-se aumento relativo do teor de nitrogênio superior a 75% para a composteira confeccionada com este resíduo, resultado este bem diferente do encontrado neste trabalho para o tratamento puro de casca de arroz. No entanto, a explicação para tal fato é associada à escassez de matéria orgânica facilmente degradável no tratamento. Ratificando tal hipótese, percebe-se que quando acrescida de *brachiaria*, o valor do percentual de aumento relativo do nitrogênio no tratamento resulta acima dos 62%, valor este mais próximo ao encontrado por Abreu et al. (2011).

Contemplando as duas etapas – Pré-compostagem e Compostagem – todos os tratamentos apresentaram reduções da relação C/N. Os trabalhos de Amorim (2002), Brito et al. (2008); Barbieri e Barcelos (2009), Abreu et al. (2011); Bernardi (2011), Komar et al. (2012), Carneiro (2012) também apresentaram tal comportamento.

As reduções percentuais encontradas aqui estão próximas às obtidas por: a) Komar et al. (2012) – valores entre 30 e 50% para a compostagem de camas de equinos saturadas confeccionadas de aparas de madeira e/ou material palhoso; b) Brito et al. (2008) – 59,2% compostando por 150 dias a fração sólida do esterco bovino associada a palha de cevada; c) Barbieri e Barcelos (2009) – 68,3% com 100 dias de compostagem de bagaço de cana de açúcar e esterco bovino; e d) Carneiro (2012) – 69,1% compostando resíduos agroindustriais.

3.4 Comparação entre as técnicas de compostagem e vermicompostagem

Sucintamente, os principais resultados obtidos para os compostos a partir das diferentes técnicas de tratamento das camas de equinos – compostagem e vermicompostagem – estão apresentados na Tabela 3.10. Observa-se que se o objetivo do tratamento de resíduos for redução de volume, peso, aumento do peso específico e obtenção de um composto final com menor condutividade elétrica, a técnica mais indicada é a vermicompostagem.

Quanto aos teores de carbono total, carbono orgânico e nitrogênio total dos compostos e vermicompostos, os valores obtidos foram muito semelhantes. No entanto, a compostagem demonstrou ser a técnica mais adequada para a obten-

ção da relação C/N desejada para adubação orgânica, atingindo os parâmetros definidos pela Instrução Normativa nº25/2009 (BRASIL, 2009) para todos os tratamentos, exceto T4. Já a vermicompostagem, para os tratamentos estudados, não atendeu ao requisito relação C/N final do adubo orgânico, inviabilizando assim sua comercialização como tal. O período de estudo (100 dias) pode ser o responsável por tais observações, indicando que o vermicomposto requer maior tempo para atingir a maturação.

Tabela 3.10 Comparação entre os resultados finais obtidos pelas diferentes técnicas.

| Tratamento | Vermicompostagem | | | | | Compostagem | | | | |
|---|------------------|-------|-------|-------|-------|-------------|-------|-------|-------|-------|
| | T1 | T2 | T3 | T4 | T5 | T1 | T2 | T3 | T4 | T5 |
| Redução de Volume (%) ⁽¹⁾ | – | 43,11 | 42,22 | 38,89 | 45,78 | 44,42 | 24,57 | 27,39 | 5,91 | 36,67 |
| Redução de Peso (%) ⁽¹⁾ | – | 21,59 | 17,57 | 11,88 | 11,24 | 16,28 | 17,3 | 13,22 | 0,79 | 10,17 |
| Aumento de Peso específico (%) ⁽¹⁾ | – | 40,08 | 47,37 | 43,21 | 57,06 | 50,64 | 9,63 | 19,52 | 5,44 | 41,85 |
| pH final | – | 7,52 | 7,7 | 6,52 | 6,55 | 8,42 | 7,62 | 7,89 | 6,26 | 6,77 |
| C.E. final | – | 1102 | 1050 | 782 | 1046 | 2644 | 1700 | 1235 | 1078 | 1235 |
| % final CT | – | 37,05 | 35,48 | 32,82 | 35,2 | 33,23 | 36,25 | 34,93 | 33,36 | 34,92 |
| % final CO | – | 32,45 | 31,01 | 28,57 | 30,75 | 28,94 | 31,72 | 30,51 | 29,07 | 30,49 |
| % final NT | – | 2,42 | 2,11 | 1,18 | 1,64 | 2,75 | 2,56 | 2,23 | 1,09 | 1,94 |
| Relação C/N final | – | 15/1 | 17/1 | 28/1 | 22/1 | 11/1 | 12/1 | 14/1 | 27/1 | 16/1 |

⁽¹⁾ Analisando apenas as porcentagens reduzidas após a diferenciação das técnicas.

Nota: Parâmetros destacados constam na IN-25/09; resultados em verde – dentro do limite permitido; resultados em vermelho – fora do limite permitido.

4 Conclusões

O tratamento T1 não é tolerado pelas minhocas, e por consequência disso, a vermicompostagem não é indicada. Além disso, tanto na vermicompostagem quanto na compostagem observou-se que a *brachiaria* auxiliou diretamente na degradação dos resíduos aos quais foi acrescida – sepilho e casca de arroz. Considerando que a casca de arroz é de difícil degradação, o material mais recomendado como cama de equinos, para fins de tratamentos dos resíduos após o uso, é o sepilho acrescido de *brachiaria*. Quanto ao sistema de tratamento, a compostagem se mostrou mais eficiente que a vermicompostagem do ponto de vista

do atendimento aos parâmetros legais para aplicação do adubo no solo para as condições e tempo vivenciados neste trabalho.

Referências

- ABREU, P.G. de; PAIVA, D. P. de; ABREU, V. M. N.; COLDEBELA, A.; CESTONARO, T. Casca de arroz e palhada de soja na compostagem de carcaças de frangos de corte. *Acta Scientiarum. Animal Sciences*, v.33, n.1, p. 51-57, 2011.
- AMORIM, A.C. **Caracterização dos dejetos de caprinos: reciclagem energética e de nutrientes.** 2002, 108f. Dissertação (Mestrado em Produção Animal) – Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias. Jaboticabal, 2002.
- AMORIM, A.C.; LUCAS JÚNIOR, J.; RESENDE, K.T. Compostagem e vermicompostagem de dejetos de caprinos: efeito das estações do ano. *Engenharia Agrícola*, v.25, n.1, p.57-66, 2005.
- APHA – American Public Health Association; AWWA – American Water Works Association; WEF – Water Environment Federation. **Standard methods for the examination of water and wastewater.** 22 ed. Washington: American Public Health Association, 2012.
- AQUINO, A.M.; ALMEIDA, D.J.; SILVA, V.F. Utilização de minhocas na estabilização de resíduos orgânicos: Vermicompostagem. **Comunicado técnico – Embrapa Agrobiologia.** n.8, p. 1-6, 1992.
- BARBIERI, R.H.T.; BARCELOS, I.S. Produção de fertilizante orgânico a partir do bagaço de cana-deaçúcar: Uma alternativa para o gerenciamento do resíduo oriundo de indústrias sucroalcooleiras. In: VIII Congresso Brasileiro de Engenharia Química em Iniciação Científica. **Anais...** Uberlândia, 5p. 2005.
- BARREIRA, L. P. **Avaliação das usinas de compostagem do estado de São Paulo em função da qualidade dos compostos e processos de produção.** 2005. 204f. Tese (Doutorado em Saúde Ambiental) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005.
- BATTIROLA, D.M.; TORRES; V.S.; SCHERER, E.E. Avaliação da compostagem do lixo orgânico e do esterco bovino por diferentes agentes biológicos. *Biotemas*, v.11, n. 2. p. 71-84. 1998.

- BERNARDI, F.H. **Uso do processo de compostagem no aproveitamento de resíduos de incubatório e outros de origem agroindustrial.** Dissertação – Mestrado em Engenharia Agrícola – Centro de Ciências Exatas e Tecnologias, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2011.
- BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Instrução Normativa nº 25, de 23/07/2009.** 2009. Disponível em: < <http://extranet.agricultura.gov.br/sislegis-consulta/consultarLegislacao.do?operacao=visualizar&id=20542> > Acesso em: 13 nov., 2013.
- BRITO, L.M.; AMARO, A.L.; MOURÃO, I.; COUTINHO, J. Transformação da matéria orgânica e do nitrogênio durante a compostagem da fração sólida do chorume bovino. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.32. p.1959-1968, 2008.
- CARMO, D.L. do; SILVA, C.A. Métodos de quantificação de carbono e matéria orgânica em resíduos orgânicos. **Revista Brasileira Ciências do Solo**, v.36, n.4, p. 1211-1220, 2012.
- CARNEIRO, J.L. **Compostagem de resíduos agroindustriais: revolvimento, inoculação e condições ambientais.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola), Universidade Estadual do Oeste do Paraná. Cascavel, 2012.
- CESTONARO, T.; COSTA, M. S. S. M.; COSTA, L. A. M.; PEREIRA, D. C. E MARTINS, M. F. L. **Vermicompostagem de cama de ovinos em mistura com dejetos de bovino de corte: aspectos da estabilização do resíduo.** X Congresso Latinoamericano y del Caribe de Ingeniería Agrícola - CLIA 2012 e XLI Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola, Londrina, p. 1-4, 2012.
- COSTA, M.S.S.M.; COSTA, L. A. de M.; DECARLI, L. D.; PELÁ, A.; SILVA, C. J. da; MATTER, U. F.; OLIBONE, D. Compostagem de resíduos sólidos de frigorífico. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.13, n.1, p.100-107, 2009.
- DORES-SILVA, P.R.; LANDGRAF, M.D; REZENDE, M.O.O. Acompanhamento químico da vermicompostagem de lodo de esgoto doméstico. **Química Nova**, v.34, n.6, p.956-961, 2011.
- EDWARDS, C.A. **Earthworm ecology.** Rev. ed. of: *Earthworm ecology* / edited by Clive A. Edwards. 2 ed. 417p. 2004.

- FERNANDES, F.; SILVA, S. M. C. P. **Manual prático para compostagem de biossólidos**. Rio de Janeiro: ABES, 79p. 1999.
- FIALHO, L.L. **Caracterização da matéria orgânica em processo de compostagem por métodos convencionais e espectroscópicos**. 2007. 170f. Tese (Doutorado em Ciências – Química Analítica) – Universidade de São Paulo, São Carlos, 2007.
- FLEMING, K.; HESSEL, E.F.; VAN DEN WEGHE, H.F.A. Evaluation of Factors Influencing the Generation of Ammonia in Different Bedding Materials Used for Horse Keeping. *Journal of Equine Veterinary Science*, v.28, n.4, p. 223-231, 2008.
- GODOY, J.R.R. **Vermicompostagem de biossólido obtido de fossas sanitárias, utilizando a *Eisenia foetida* Savigny**. 2006, 61f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais da Amazônia) – Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 2006.
- GONÇALVES, F. **Tratamento de camas de equinos por compostagem e vermicompostagem**. 2014. 133 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental). – Curso de Engenharia Ambiental – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2014.
- HERBETS, R.A.; COELHO, C.R. de A.; *MILETTI, L.C.; MENDONÇA, M.M. de. Compostagem de resíduos sólidos orgânicos: aspectos biotecnológicos. *Revista Saúde e Ambiente / Health and Environment Journal*, v.6, n.1, 2005.
- INÁCIO, C.T.; MILLER, P.R.M. **Compostagem: Ciência e prática para gestão de resíduos orgânicos**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 156 p. 2009.
- KIEHL, E.J. **Fertilizantes orgânicos**. Piracicaba, Editora Agronômica Ceres Ltda, 492 p. 1985.
- KIEHL, E.J. **Manual da Compostagem: Maturação e Qualidade do Composto**. 4ªed. Piracicaba, 173p. 2004.
- KIEHL, E. J. **500 perguntas e respostas**. 1 ed . Piracicaba. Agronômica Ceres Ltda, 227 p. 2008.
- KOMAR, S., MISKEWITZ, R.; OBROPTA, C.; BAMKA, W.; MICKEL, R. Evaluation of nutrient runoff from three equine stall waste storage systems. *Applied Engineering in Agriculture*, v.26, p.827-832, 2010.

- KOMAR, S.; MISKEWITZ, R.; WESTENDORF, M.; WILLIAMS, C.A. Effects of bedding type on compost quality of equine stall waste: Implications for small horse farms. **Journal of Animal Science**, v.90. p.1069-1075, 2012.
- LARNEY, F. J.; BUCKLEY, K. E.; HAO, X.; MCCAUGHEY, W. P. Fresh, stockpiled, and composted beef cattle feedlot manure: Nutrient levels and mass balance estimates in Alberta and Manitoba. **Journal of Environmental Quality**, v.35, p.1844-1854, 2006.
- LARNEY, F. J.; OLSON, A. F.; MILLER, J. J.; DEMAERE, P. R.; ZVMUYU, F.; MCALLISTER, T. A. Physical and chemical changes during composting of wood-chip bedded and straw-bedded beef cattle feedlot manure. **Journal of Environmental Quality**, v.37, p. 725-735, 2008.
- LAZCANO, C.; GÓMEZ-BRANDÓN, M.; DOMÍNGUEZ, J. Comparison of the effectiveness of composting and vermicomposting for the biological stabilization of cattle manure. **Chemosphere** 72. p. 1013-1019, 2008.
- LOURENÇO, N.M.G. **Características da minhoca epígea *Eisenia foetida* – benefícios, características e mais-valias ambientais decorrentes de sua utilização**. Lisboa, 5p. 2010.
- MALAVOLTA, E.; VITTI, G.C.; OLIVEIRA, S.A. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações**. 2. Ed. Piracicaba: Potafos, 319 p. 1997.
- MAYER, F.D.; HOFFMANN, R.; RUPPENTHAL, J.E. Gestão Energética, Econômica e Ambiental do Resíduo Casca de Arroz em Pequenas e Médias Agroindústrias de Arroz. **XIII SIMPEP** - Bauru, nov. 2006.
- NUNES, M. U. C. Compostagem de resíduos para produção de adubo orgânico na pequena propriedade. **Circular técnico – Embrapa Tabuleiros Costeiros**, Aracaju, n.59, 7p., dez. 2009. Disponível em: <http://www.cpatc.embrapa.br/publicacoes_2010/ct_59.pdf>. Acesso em: 4 jun. 2014.
- ORRICO JUNIOR, M.A.P.; et al. Compostagem dos dejetos de bovinocultura de corte: Influência do período, genótipo e da dieta. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v.41, n.5, p.1301-1307, 2012.
- PIRES, C.P.N. **Cama das baias: Problema ou solução?** III Ciclo de atualização do Cavalo Atleta. Exército Brasileiro e Embrapa Solos, 41p. 2010.

- PEREIRA NETO, J.T. **Manual de compostagem: processo de baixo custo**. UFV. Viçosa, 81 p. 2007.
- QUEIROZ, F. F. **Avaliação do aproveitamento de resíduos vegetais por meio da compostagem em leiras revolvidas. Estudo de caso de Londrina**. Dissertação (Mestrado Engenharia de Edificações e Saneamento). Universidade estadual de Londrina, Londrina, 2007.
- ROCHA, C. P.; ELÓI JUNIOR, J. J.; FISCHER, J. Análise da eficiência sanitária no tratamento de carcaças avícolas através da compostagem no município de São Sebastião do Oeste-MG. **Conexão CI.: Revista Científica. UNIFOR-MG**, v.7, n.2, p.14-27, 2012
- SANTOS, J.C.A.; RIET-CORREA, F.; SIMÕES, S.V.D.; BARROS, C.S.L. Patogênese, sinais clínicos e patologia das doenças causadas por plantas hepatotóxicas em ruminantes e eqüinos no Brasil. **Pesquisa Veterinária Brasileira**, v.28, p. 1-14, 2008.
- SBIZZARO, M. **Vermicompostagem a partir de dejetos de ovinos e bovinos com palha de cana-de-açúcar**. 2013. 134f. Trabalho de Conclusão de Curso (Curso de Engenharia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2013.
- SOUZA, P.V.D. de; SPIER, M.; SILVA, D.S. de; SCHÄFER, G. Caracterização química de bagaço de cana -de-açúcar com diferentes tamanhos de partículas e períodos de compostagem. **VI Encontro Nacional sobre Substratos para Plantas – Materiais Regionais Como Substrato**. Realização: Embrapa Agroindústria Tropical, SEBRAE/CE e UFC, Fortaleza, Setembro, 2008.
- STEFFEN, G.P.K. **Substratos à base de casca de arroz e esterco bovino para a multiplicação de minhocas e produção de mudas de alface, tomateiro e boca-de-leão**. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Ciência Do Solo) – Centro de Ciências Rurais, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2008.
- TANG, J.C.; SHIBATA, A.; ZHOU, Q.; KATAYAMA, A. Effect of temperature on reaction rate and microbial community in composting of cattle manure with rice straw. **Journal of Bioscience and Bioengineering**, v. 104, n.4, p. 312-328, 2007.

TEDESCO, M.J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S. J. **Análises de solo, plantas e outros materiais**. 2.Ed. Porto Alegre: Dpto. de solos da UFRGS, 174 p. 1995.

USDA-NRCS. **Agricultural Waste Field Handbook**. USDA, Washington, DC, 2000.

VIEIRA, E.R. **Aspectos econômicos e sociais do complexo agronegócio do cavalo no estado de Minas Gerais**. 2011. 140 f. Dissertação (Mestrado em Zootecnia) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2011.

Compostabilidade de embalagens biodegradáveis

Ivan Taiatele Junior

Tatiane Cristina Dal Bosco

Janksyn Bertozzi

Suzana Mali de Oliveira

Roger Nabeyama Michels

Resumo: A utilização de sacolas compostáveis como condicionadores primários de resíduos orgânicos domiciliares se mostra uma estratégia interessante para melhorar a qualidade do composto e facilitar o processo em usinas de compostagem, uma vez que existe dificuldade técnica para a separação dos materiais após a coleta. Estudos que avaliem não só a biodegradabilidade, como também a compostabilidade de biopolímeros devem ser realizados de modo a estabelecer os materiais mais adequados para a fabricação de sacolas compostáveis. Da mesma forma, as bandejas de isopor: em função da dificuldade de higienização e reciclagem, acabam sendo destinadas juntamente com os resíduos orgânicos. Neste sentido, o objetivo do trabalho relatado neste capítulo foi avaliar a compostabilidade de embalagens biodegradáveis com diferentes aplicações – bandejas de amido e filmes de PBAT/amido – no tratamento de resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Para tanto, foram montadas leiras de compostagem com restos de alimentos e podas de árvores, na presença das embalagens para avaliar sua compostabilidade. O monitoramento do processo se deu pelos parâmetros: temperatura, pH, condutividade elétrica, série de sólidos, nitrogênio total, relação C/N e reduções de massa e volume, além da análise qualitativa da descaracterização dos resíduos e das embalagens. Durante a compostagem, observou-se a fase termofílica durante os 20 primeiros dias. O pH do composto foi neutralizado e a condutividade elétrica se elevou pela concentração de sais. Houve reduções dos sólidos voláteis, da relação C/N, do volume e da massa do composto, indicando a mineralização da matéria orgânica. Tanto os resíduos quanto as embalagens apresentaram boa descaracterização e verificou-se que a presença dos últimos não prejudicou o processo de compostagem. Concluiu-se que a utilização de embalagens biodegradáveis para auxiliar o gerenciamento de resíduos sólidos urbanos nos municípios deve

ser incentivada, de modo a melhorar a qualidade final do composto e facilitar o processamento dos resíduos nas usinas de compostagem.

Palavras-chave: Compostagem. Resíduos Sólidos Urbanos. Polímeros biodegradáveis.

1 Introdução

Assim como verificado no primeiro capítulo deste livro, ainda existe uma lacuna muito grande entre o potencial de reutilização da enorme quantidade de resíduos orgânicos gerados no Brasil e o reaproveitamento desse tipo de resíduos que de fato acontece atualmente. Em especial para os resíduos orgânicos domiciliares, existem muitas barreiras enfrentadas pelas autoridades públicas para se implantar e operar uma usina municipal de compostagem, uma delas sendo a falta de incentivos e repasse de verbas destinadas a esse intuito. Porém, ainda que haja incentivos, outro grande problema enfrentado na operação de uma usina como essa está relacionado à qualidade do material recebido: em vez de apenas resíduos orgânicos, boa parte desse material consiste também de resíduos classificados como recicláveis, ou até de rejeitos, os quais não são passíveis de compostagem (não degradam nas condições oferecidas durante o tratamento) e ainda acabam por atrapalhar o andamento do processo.

A educação ambiental e a conscientização da população são essenciais para que haja uma correta segregação dos resíduos na fonte de geração – os próprios domicílios – e, conseqüentemente, para que as usinas municipais de compostagem recebam apenas a fração orgânica desses resíduos. Entretanto, mesmo que essa conscientização atinja seu nível máximo, ainda restará uma pequena parcela de resíduos não-orgânicos sendo destinados às usinas: as próprias sacolinhas plásticas onde os resíduos orgânicos são acondicionados. Essa parcela de material plástico não consegue ser totalmente segregada por meio de peneiras rotativas, e, apesar de relativamente pequena, já é suficiente para prejudicar o processo de compostagem e a qualidade do produto final.

Diante de toda essa problemática, uma possível solução pode estar no advento de novos materiais em estudo, com vantagens para o meio ambiente cada vez mais comprovadas: os polímeros biodegradáveis. Caso as sacolas plásticas nas quais os resíduos orgânicos domiciliares são acondicionados fossem feitas desses materiais considerados biodegradáveis, não seria mais necessária a segregação entre eles. Bastaria que todo o material destinado às usinas fosse triturado, pois os fragmentos restantes das sacolas biodegradáveis seriam passíveis de compostagem, sem que houvesse prejuízos ao processo. Além disso, demais produtos e embalagens que são convencionalmente produzidos com polímeros não biode-

gradáveis poderiam também ser destinados à compostagem municipal caso suas matérias-primas fossem substituídas por polímeros biodegradáveis com propriedades semelhantes aos convencionais.

1.1 Polímeros biodegradáveis

Os polímeros biodegradáveis, segundo a *American Society for Testing and Materials* (ASTM, 2004), são aqueles cujo processo de degradação é resultado da ação de microrganismos de ocorrência natural, como bactérias, fungos e algas. Diversas matérias-primas podem ser utilizadas para o processamento desses polímeros (Quadro 4.1). Em especial, os polímeros biodegradáveis advindos de fontes renováveis são vistos como os mais ecologicamente corretos, pois além de sua biodegradabilidade, possuem outras características que contribuem para a sustentabilidade, como: (1) o menor impacto ambiental relacionado à sua origem; (2) o balanço positivo de dióxido de carbono após a compostagem; e (3) a possibilidade de formação de um ciclo de vida fechado, uma vez que o CO₂ emitido pela degradação do polímero será virtualmente absorvido pelas plantas que servirão novamente de matéria-prima para sua produção (RAY; BOUSMINA, 2005).

Quadro 4.1 Diversas fontes dos polímeros biodegradáveis e seus respectivos exemplos.

| MATÉRIA-PRIMA | EXEMPLOS DE POLÍMEROS |
|--|--|
| Fontes naturais renováveis, como polissacarídeos (milho, batata, cana-de-açúcar), proteínas e lipídeos | Amido, Celulose e Caseína |
| Síntese por bactérias a partir de pequenas moléculas, como o ácido butírico e o ácido valérico | Polihidroxibutirato (PHB) e Polihidroxibutirato-co-valerato (PHB-HV) |
| Síntese convencional a partir de biomônômeros | Poli (Ácido Lático) (PLA) |
| Fontes fósseis, como o petróleo, ou da mistura entre biomassa e petróleo | Policaprolactonas (PCL) e Poliesteramidas |

Fonte: Adaptado de Avérous (2008).

De modo geral, a resistência mecânica dos polímeros é inversamente proporcional a sua biodegradabilidade, conferindo dificuldades para a aplicabilidade de polímeros biodegradáveis. O maior desafio atual para as pesquisas voltadas ao desenvolvimento de novos materiais pode ser resumido, então, no desenvolvimento de polímeros biodegradáveis, produzidos a partir de fontes renováveis, e que consigam manter as mesmas características daqueles obtidos convencionalmente a partir de fontes fósseis.

Entre as descobertas de materiais simultaneamente mais resistentes e biodegradáveis, as pesquisas relacionadas ao desenvolvimento de novos polímeros tendem atualmente a avaliar a compatibilidade de diferentes polímeros para a fabricação de um mesmo material. Ou seja, alguns polímeros biodegradáveis têm sido misturados em diferentes porcentagens a outros polímeros com menor biodegradabilidade (ou nenhuma), mas com maior resistência mecânica. As blendas são então submetidas a testes mecânicos, de modo a avaliar sua resistência, e também a testes estruturais, térmicos e de biodegradação, a fim de comparar seu grau de biodegradabilidade com os graus dos polímeros convencionais puros (VINHAS et al., 2007; COELHO; ALMEIDA; VINHAS, 2008; KIJCHAVENGKUL et al., 2008; PAULA; MANO, 2012; MUNIYASAMY et al. 2013; VERCELHEZE et al., 2013; VIEYRA; AGUILAR-MÉNDEZ; SAN MANTÍN-MARTÍNEZ, 2013; WENG et al., 2013).

Os polímeros biodegradáveis têm sido utilizados na fabricação de uma infinidade de produtos. Alguns pesquisadores da Universidade Estadual de Londrina (UEL) desenvolvem, em suas pesquisas científicas, polímeros biodegradáveis de variadas fontes, além de blendas entre polímeros de fontes renováveis e não renováveis. O Departamento de Bioquímica e Biotecnologia, por exemplo, pesquisa a produção de bandejas biodegradáveis a base de amido de mandioca, que podem substituir bandejas de isopor em certas aplicações que envolvem um descarte rápido (SILVA et al., 2013; VERCELHEZE et al., 2013; MATSUDA et al., 2013; MARENGO; VERCELHEZE; MALI, 2013; MELLO; MALI, 2014). Já o Departamento de Ciência e Tecnologia em Alimentos desenvolve filmes a partir da blenda entre amido e poli (butileno adipato-tereftalato) – PBAT, ou ainda ecoflex®, como é comercializado pela BASF (BASF, 2012) – dos quais se pode produzir sacolas plásticas de mercado, convencionalmente feitas a base de polietileno de baixa densidade (BRANDELERO; GROSSMANN; YAMASHITA, 2013; OLIVATO et al., 2013; NOBREGA et al., 2013; OLIVATO et al., 2014; GARCIA et al., 2014).

1.2 Proposta do estudo

O presente estudo propôs a avaliação da compostabilidade de dois tipos de embalagens produzidas a partir de polímeros biodegradáveis (ou blendas entre eles e outros materiais) com restos de alimentos e podas de árvore. As embalagens testadas foram bandejas de amido e filmes de PBAT/amido. A proposta simulou, portanto, o que seria o acondicionamento dos resíduos orgânicos domiciliares, além de bandejas biodegradáveis de amido, em sacolas também biodegradáveis, feitas de PBAT/amido, sendo tudo destinado a uma usina municipal de compostagem, onde

todo o material seria triturado e misturado a podas de árvore, que configura outro resíduo abundante e pouco aproveitado pelas políticas públicas atuais.

Uma vez comprovada a compostabilidade dessas duas embalagens com os resíduos em questão, torna-se viável a utilização das mesmas no modelo de gerenciamento proposto pelo estudo.

2 Material e métodos

2.1 Obtenção das embalagens biodegradáveis

As bandejas de amido foram fabricadas e gentilmente fornecidas pelo Departamento de Bioquímica e Biotecnologia da Universidade Estadual de Londrina (UEL). Sua formulação foi composta de amido de mandioca (Yoki Alimentos S.A., Paranaíba-PR, Brasil), glicerol (Reagen, Rio de Janeiro-RJ, Brasil), estearato de magnésio (Labsynth, São Paulo-SP, Brasil), goma guar (Labsynth, São Paulo-SP, Brasil) e água. As proporções de cada constituinte estão presentes na Tabela 4.1.

Tabela 4.1 Formulação das bandejas de amido.

| AMIDO (g/100 g de amido) | GLICEROL (g/100 g de amido) | ÁGUA (mL/100 g de amido) | ESTEARATO DE MAGNÉSIO (g/100 g de amido) | GOMA GUAR (g/100 g de amido) |
|---|--|---|---|---|
| 100 | 5 | 100 | 0,5 | 1 |

Os filmes de PBAT/amido foram fabricados e gentilmente fornecidos pelo Departamento de Ciência e Tecnologia em Alimentos da Universidade Estadual de Londrina (UEL). A embalagem foi formulada com amido Indemil (Brasil), glicerol (Dinâmica, Brasil), poli (adipato co-tereftalato de butileno) – PBAT – sob nome comercial de Ecoflex®-F (BASF, Alemanha) e ácido cítrico (P.A., Sigma-Aldrich). As proporções de cada constituinte são apresentadas na Tabela 4.2.

Fotos das bandejas e filme prontos estão ilustradas na Figura 4.1.

Tabela 4.2 Formulação dos filmes de PBAT/amido.

| AMIDO (g/100 g de mistura) | GLICEROL (g/100 g de mistura) | PBAT (g/100 g de mistura) | ÁCIDO CÍTRICO (mg/100 g de mistura) |
|---|--|--|--|
| 63 | 17 | 20 | 20 |

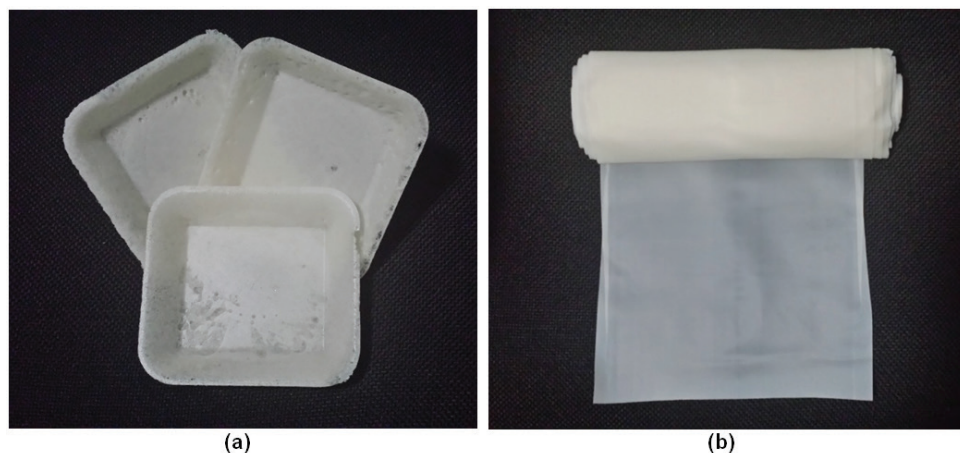


Figura 4.1 Bandejas de amido (a) e filme de PBAT/amido (b).

2.2 Delineamento do estudo

Desejou-se simular o tratamento que seria realizado em usinas municipais de compostagem, onde os resíduos orgânicos domiciliares, devidamente acondicionados em sacolas biodegradáveis, seriam triturados e posteriormente misturados aos resíduos de podas de árvores (provável resíduo de estrutura a ser utilizado nessas usinas, uma vez que constitui outro resíduo gerado por todo e qualquer município, muitas vezes com dificuldades para ser adequadamente tratado). Para isso, foram utilizados resíduos de um restaurante de grande porte de Londrina, simulando os resíduos orgânicos domiciliares, e podas das árvores do município, fornecidos pela própria prefeitura.

As embalagens biodegradáveis foram adicionadas às leiras de modo a constituir quatro tratamentos: T_0 = testemunha (nenhum polímero adicionado); T_1 = bandejas de amido; T_2 = filmes de PBAT/amido; e T_3 = bandejas de amido + filmes de PBAT/amido. Cada tratamento contou com duas repetições, devido à disponibilidade de ambos os resíduos, totalizando oito leiras.

2.3 Dimensionamento das leiras

As leiras foram montadas de acordo com as dimensões propostas e ilustradas na Figura 4.2, possuindo um volume entre 180,0 e 184,3 litros, dependendo do tratamento. A unidade experimental formada pela mistura “resíduos orgânicos + poda” possuiu sempre o mesmo volume. Porém, o volume final da leira variou de acordo com o tratamento, devido à adição das embalagens em maior ou menor quantidade.

Na definição da Unidade Experimental (UE), buscou-se estabelecer uma relação C/N inicial ideal de 30:1. Para isso, utilizou-se os dados presentes na Tabela 4.3, resultantes de análises prévias feitas com a poda recém cortada e com resíduos orgânicos do Restaurante Universitário da UTFPR, visando estimar a composição de ambos os resíduos constituintes das UE's.

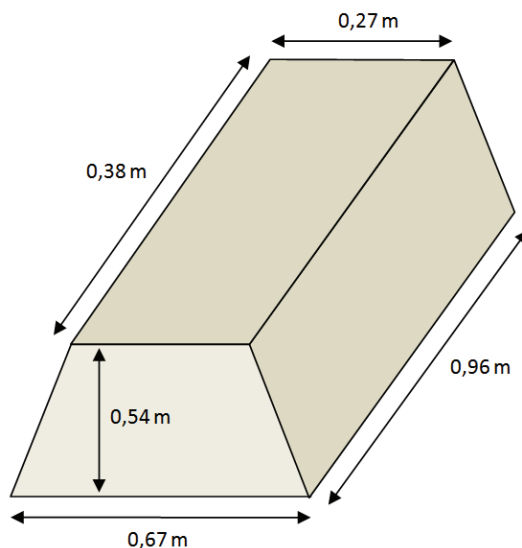


Figura 4.2 Dimensões propostas para a montagem das leiras.

Nota: (1) Desenho fora de escala.

Tabela 4.3 Caracterização dos resíduos que constituem a Unidade Experimental.

| RESÍDUO | Carbono ¹ (%) | Nitrogênio (%) | Umidade (%) | Peso específico (kg/m ³) |
|--------------------|-----------------------------|-------------------|----------------|---|
| Resíduos Orgânicos | 52,13 | 4,59 | 63,36 | 411 |
| Podas de Árvores | 53,11 | 1,32 | 56,62 | 258 |

Nota: (1) Teor de Sólidos Voláteis dividido pelo fator 1,8, como sugerido por Kiehl (1985).

A partir desses dados, e utilizando a fórmula de Kiehl (1985), percebeu-se que, de modo a prover tal relação C/N, a proporção em volume entre os resíduos orgânicos e a poda deveria ser de 1:8,56, ou seja, apenas 10,46% do volume total da UE compostos por resíduos orgânicos e os 89,54% restantes, por poda de árvores (Tabela 4.4). Essa proporção em que há aproximadamente 8 vezes mais poda em volume que resíduos orgânicos inviabilizaria a montagem, assim como

o processo de compostagem em si, por dificultar uma boa homogeneização e contato entre os resíduos. Nesse sentido, estudou-se a possibilidade de se estabelecer relações C/N alternativas, como 25:1 e 20:1. Por fim, optou-se pela última, por apresentar uma proporção entre os resíduos mais adequada para sua homogeneização, como mostrado na Tabela 4.4, em que a UE seria composta de 60,02 L de resíduos orgânicos (33,34%) e 119,98 L de poda (66,66%).

Tabela 4.4 Composição da Unidade Experimental para diferentes relações C/N.

| RELAÇÃO C/N | RESÍDUOS ORGÂNICOS | | PODAS DE ÁRVORES | |
|-------------|--------------------|------------|------------------|------------|
| | Volume (L) | Volume (%) | Volume (L) | Volume (%) |
| 30:1 | 18,83 | 10,46% | 161,17 | 89,54% |
| 25:1 | 34,63 | 19,24% | 145,37 | 80,76% |
| 20:1 | 60,02 | 33,34% | 119,98 | 66,66% |

Para os tratamentos que envolveram a adição de polímeros biodegradáveis, buscou-se representar as quantidades de cada um que possivelmente seriam destinados às usinas municipais de compostagem. Ou seja, as proporções dos polímeros em relação aos resíduos orgânicos foram determinadas a partir de estimativas das proporções de sacolas plásticas de polietileno (acondicionador primário dos resíduos orgânicos) e do isopor descartado – considerando seu descarte junto aos resíduos orgânicos caso seja substituído pelo material a base de amido.

Com o auxílio de um balde graduado, estimou-se o volume de um saco plástico, com capacidade de 100 litros, apenas acomodado no fundo do balde, obtendo-se o valor de 1,5 litro. Este volume de plástico representa 1,5% dos 100 litros de resíduos orgânicos que são acondicionados em seu interior. Neste cenário, portanto, o volume de plástico destinado a usinas municipais de compostagem equivale a 1,5% do volume de resíduos orgânicos.

Para determinar a quantidade das bandejas de amido nas leiras, utilizou-se o estudo de Salsa (2013), que determinou a porcentagem de isopor nos resíduos domiciliares de um condomínio horizontal localizado em Londrina, Paraná. Segundo a composição gravimétrica realizada para tal condomínio, 0,13% e 79,82% da massa total de resíduos gerados são representados por, respectivamente, isopor e resíduos orgânicos (SALSA, 2013). Dessa forma, estipulou-se a proporção volumétrica entre ambos os resíduos, considerando seus respectivos pesos específicos – $PE_{\text{isopor}} = 12 \text{ kg/m}^3$ (CONSTRULEV, 2014) e $PE_{\text{RO}} = 411 \text{ kg/m}^3$ (dado obtido da caracterização inicial) – resultando em 5,6%. Ou seja, 5,6% do volume de resíduos orgânicos equivale ao volume de bandejas de amido descartadas, caso substituam integralmente o isopor gerado pelos domicílios.

Dentro deste contexto, as quantidades de cada resíduo utilizadas em cada tratamento estão demonstradas na Tabela 4.5. É importante notar que, apesar de haver variação entre os volumes iniciais das leiras de diferentes tratamentos, essa variação é mínima, sendo o máximo acréscimo no valor de 2,39% entre as leiras dos tratamentos T₀ e T₃. Dessa forma, pode-se desprezar a diferença nos volumes, uma vez que não resultou em diferenças significativas nas condições às que as leiras foram submetidas.

Tabela 4.5 Composição volumétrica das leiras de cada tratamento.

| RESÍDUO | T ₀ | | T ₁ | | T ₂ | | T ₃ | |
|----------------------|----------------|--------------|----------------|--------------|----------------|--------------|----------------|--------------|
| | V (L) | V (%) | V (L) | V (%) | V (L) | V (%) | V (L) | V (%) |
| Resíduos Orgânicos | 60,0 | 33,3 | 60,0 | 32,7 | 60,0 | 33,2 | 60,0 | 32,6 |
| Podas de Árvores | 120,0 | 66,7 | 120,0 | 65,4 | 120,0 | 66,3 | 120,0 | 65,1 |
| Bandejas de Amido | – | – | 3,4 | 1,8 | – | – | 3,4 | 1,8 |
| Filmes de PBAT/amido | – | – | – | – | 0,9 | 0,5 | 0,9 | 0,5 |
| TOTAL | 180,0 | 100,0 | 183,4 | 100,0 | 180,9 | 100,0 | 184,3 | 100,0 |

Nota: V = volume; T₀, T₁, T₂ e T₃ = tratamentos empregados.

2.4 Preparação do material e montagem das leiras

O experimento foi realizado na Casa de Vegetação da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, câmpus Londrina. A montagem das leiras seguiu o esquema pré-estabelecido pela planta ilustrada na Figura 4.3. Nota-se que as repetições de cada tratamento foram dispostas de forma alternada, a fim de reduzir os erros experimentais pela ação de fatores externos.

Tanto as bandejas de amido quanto os filmes de PBAT/amido foram picados em pequenos pedaços de aproximadamente 5x5 cm² a fim de seguir a recomendação de Bidone e Povinelli (1999) sobre a granulometria dos resíduos no início do processo de compostagem, a qual deve contemplar materiais com dimensões de 1 a 5 cm. Os resíduos orgânicos já estavam disponíveis em granulometrias adequadas, uma vez que compreendem restos de alimentos descartados, assim como a poda das árvores, que foi triturada no momento da coleta.

Uma vez adequada a granulometria, a montagem das leiras se deu por meio da sobreposição de camadas alternadas de cada resíduo. A primeira e a última camada de cada leira foram sempre constituídas de poda, uma vez que se trata do resíduo de estrutura e desempenharia o papel de encobrir os resíduos orgânicos, de modo a evitar mal cheiro e a proliferação de vetores durante a primeira semana

de compostagem. Nos tratamentos que continham embalagens biodegradáveis, estas foram primeiramente misturadas aos resíduos orgânicos, fazendo então parte das camadas internas da leira durante a montagem. A razão disso é para que se evite a incidência direta de raios solares nos polímeros, em especial nos filmes de PBAT/amido, uma vez que a ação de raios ultravioleta pode causar significativa redução da biodegradabilidade dos filmes (KIJCHAVENGKUL et al., 2008).

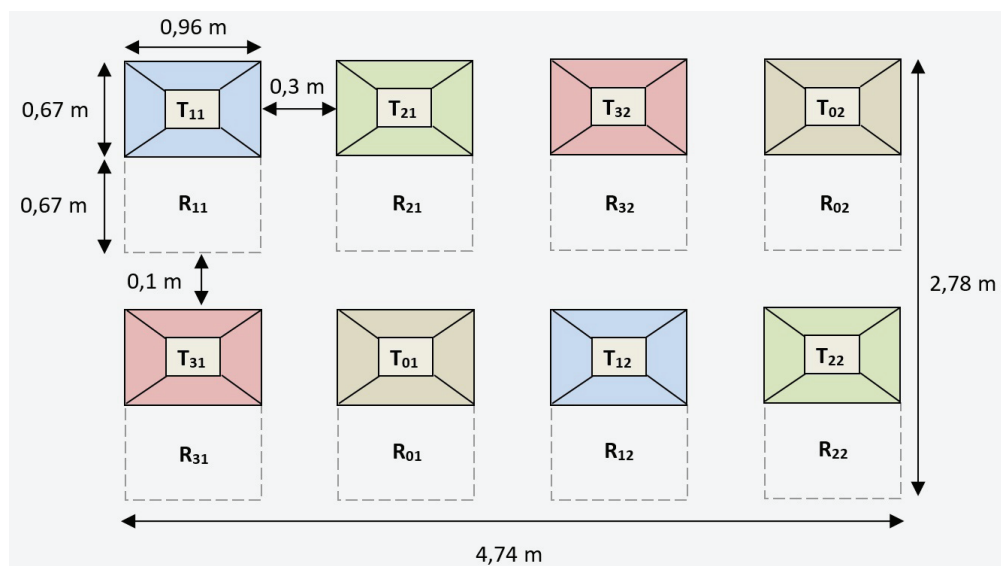


Figura 4.3 Planta baixa do espaço da Casa de Vegetação na qual foi conduzida a compostagem.

Nota: T_{ij} representa a repetição j do tratamento T_i , e R_{ij} representa o espaço destinado ao revolvimento da leira T_{ij} (T_0 = bege; T_1 = azul; T_2 = verde; T_3 = vermelho).

2.5 Monitoramento do processo de compostagem

Como já estabelecido nos objetivos do estudo, o composto foi monitorado quanto à temperatura, pH, condutividade elétrica, umidade, sólidos totais, sólidos fixos, sólidos voláteis e nitrogênio total, durante as dez semanas em que o experimento foi conduzido. Aeração e umidade aparente também foram parâmetros controlados durante o processo de compostagem, além do monitoramento de reduções de massa e volume. A frequência de cada análise/avaliação, assim como a metodologia utilizada, está demonstrada no Quadro 4.2. Os parâmetros pH, condutividade elétrica, umidade, sólidos totais, sólidos fixos, sólidos voláteis e nitrogênio total foram obtidos por meio de análises realizadas no Laboratório de Saneamento da Universidade Tecnológica Federal do Paraná.

Quadro 4.2 Frequência de monitoramento de cada análise realizada para o composto.

| ANÁLISE | FREQUÊNCIA | METODOLOGIA |
|------------------------|------------|-------------------------|
| Temperatura | 1 minuto | – |
| Aeração | 3/4 dias | – |
| Umidade aparente | 3/4 dias | Nunes (2009) |
| pH | Quinzenal | Tedesco et al. (1995) |
| Condutividade Elétrica | Quinzenal | Tedesco et al. (1995) |
| Umidade | Quinzenal | APHA (2012) |
| Sólidos Totais | Quinzenal | APHA (2012) |
| Sólidos Fixos | Quinzenal | APHA (2012) |
| Sólidos Voláteis | Quinzenal | APHA (2012) |
| Nitrogênio Total | Quinzenal | Malavolta et al. (1997) |
| Redução de massa | Final | – |
| Redução de volume | Quinzenal | – |

Nota: Os parâmetros temperatura, aeração e reduções de massa e volume não seguiram nenhuma metodologia consagrada e seus métodos estão descritos em detalhes a seguir.

A temperatura foi monitorada por meio de um sistema de automação de dados. Quatro sensores de temperatura foram inseridos em cada leira. Os sensores são da marca DS18B20, modelo 560, fabricado pela *Maxim Integrated Products* (San José, CA, EUA), envelopado em aço inox e com amplitude de temperatura de -55 °C a 125 °C. O posicionamento dos sensores no interior de cada leira se deu em diferentes pontos, de modo a abranger temperaturas distintas, conforme proposto no esquema da Figura 4.4. Todos os sensores estiveram ligados a uma placa de arduíno equipada de sistema registrador de dados (*Data-logger*) junto de um sistema de tempo real que fornece a hora, minuto e segundo da aquisição de dados. O armazenamento de dados de temperatura pelo sistema ocorreu a cada 1 minuto.

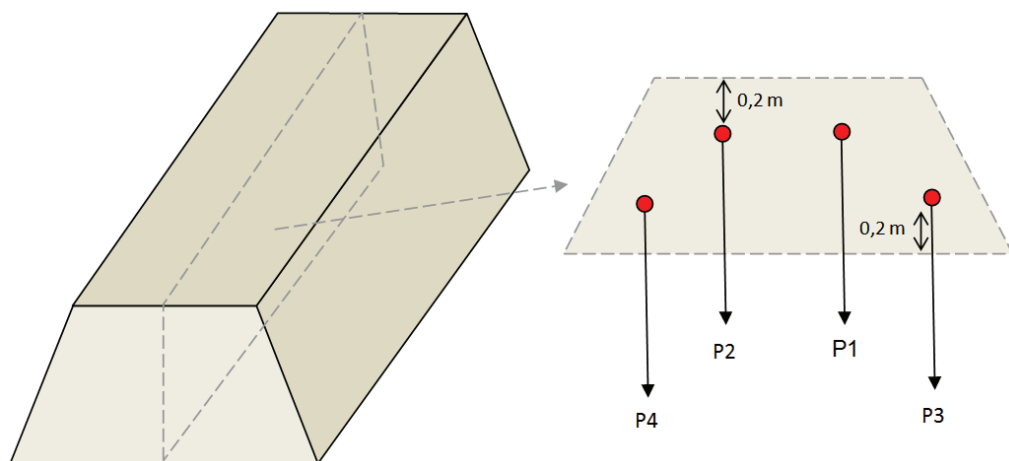


Figura 4.4 Posicionamento dos sensores de temperatura no interior das leiras.

A aeração foi controlada por meio de revolvimentos realizados manualmente a cada 3 ou 4 dias (duas vezes por semana). Simultaneamente, a umidade aparente foi controlada por meio do teste da mão, e, quando houve necessidade, foi adicionada água até que a umidade estivesse adequada, ou seja, quando era possível bolear o composto (NUNES, 2009). O controle da umidade foi realizado durante os revolvimentos de modo a garantir uma distribuição mais homogênea da água na leira.

A redução de volume foi monitorada pelo método de cubicagem, em que todo o composto de determinada leira era inserido em um recipiente indeformável cuja área da base é conhecida. Com o auxílio de uma fita métrica, a altura atingida pelo composto no interior do recipiente era aferida, posteriormente multiplicando-a pela área da base e obtendo-se, por fim, o volume da leira.

A pesagem dos compostos foi feita apenas ao final das dez semanas de compostagem. Com o auxílio de uma balança, o recipiente utilizado para a cubicagem foi pesado vazio, e contendo o composto de cada leira. A diferença de ambas as pesagens é a massa do composto. A partir dos resultados de teor de umidade obtidos em laboratório durante a caracterização final dos compostos, a massa de água foi descontada, obtendo-se a massa seca de cada composto. Por fim, a diferença entre esta e a massa seca ao início da compostagem representou a redução de massa do composto.

Durante os revolvimentos, fotos foram tiradas dos fragmentos de embalagens biodegradáveis, sempre que possível de serem identificados. A mudança no aspecto visual das embalagens foi então avaliada por meio da comparação de registros fotográficos das amostras em diferentes estágios da compostagem.

3 Resultados e discussão

3.1 Temperatura

De modo a compreender melhor a dinâmica da temperatura durante os 70 dias em que a compostagem foi mantida, pode-se observar a Figura 4.5. Nela é possível visualizar os valores médios diários de temperatura para cada tratamento, além da temperatura ambiente.

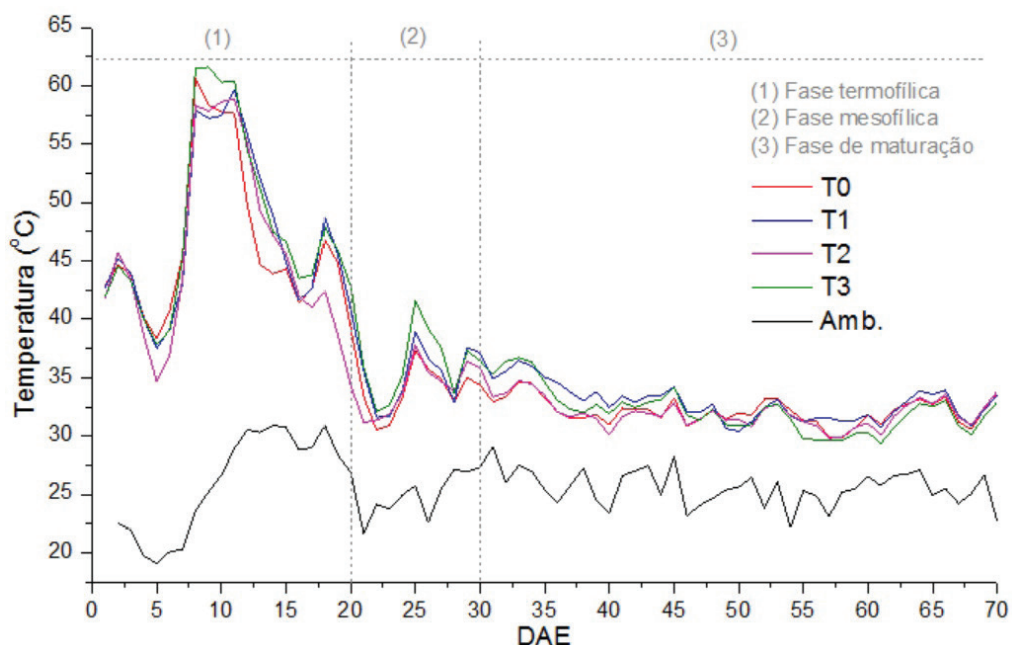


Figura 4.5 Variação das temperaturas médias diárias durante o período de compostagem.

Nota: (1) DAE = Dias Após o Enleiramento; (2) Amb. = temperatura ambiente.

Nota-se pela Figura 4.5 que a temperatura nas leiras já se encontrava na faixa considerada termofílica por Barreira (2005) (acima de 40 °C) logo em 1DAE. Entretanto, foi a partir do primeiro revolvimento, ocorrido em 7DAE, que houve um súbito aquecimento das leiras: todos os tratamentos passaram de um faixa entre 37°C e 40,7°C em 6DAE para valores entre 57,9°C e 61,5°C em 8DAE. A maior temperatura absoluta, 64,4°C, foi atingida pelo tratamento T3 em 10 DAE (dado não apresentado na Figura 4.5). A fase termofílica se prolongou por aproximadamente 20 dias, a partir de quando a temperatura se manteve abaixo dos 40°C, iniciando a fase mesofílica, de resfriamento. Esta fase, por sua vez, durou cerca de 10 dias, e após esse período, foi possível identificar a última fase – fase

de maturação – marcada por temperaturas relativamente estáveis e constantes. Durante os 40 dias desta última fase, todos os tratamentos tiveram temperaturas oscilando sempre entre 30 e 35°C e muito mais próximas da temperatura ambiente (BARREIRA, 2005).

É importante perceber que na maior parte do tempo não houve grande diferença entre as temperaturas atingidas pelos quatro tratamentos. Nesse sentido, pode-se afirmar que a inserção das embalagens biodegradáveis não prejudicou a degradação da matéria orgânica, sendo liberadas quantidades similares de calor das reações exotérmicas ocorridas em T0, T1, T2 e T3.

3.2 pH e condutividade elétrica

As variações de pH e condutividade elétrica durante o período de compostagem são apresentadas na Figura 4.6.

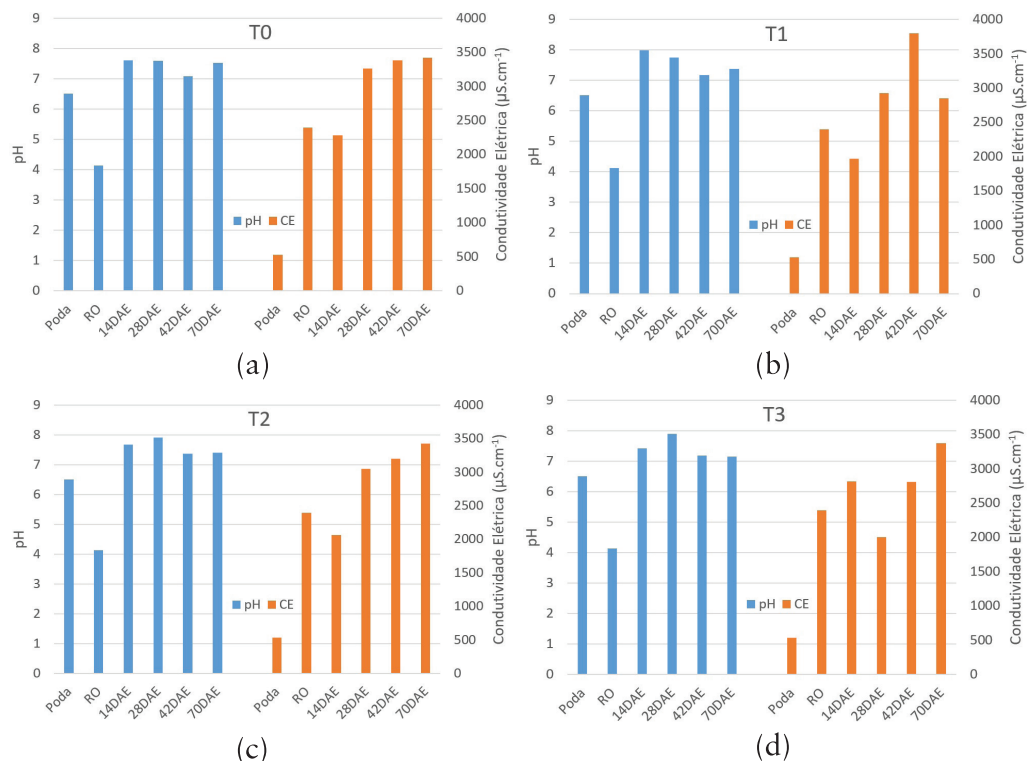


Figura 4.6 Variação de pH e condutividade elétrica (CE) verificada para a poda, para os resíduos orgânicos (RO) e para o composto em 14, 28, 42 e 70 Dias Após o Enleiramento (DAE), nos tratamentos T0 (a), T1 (b), T2 (c) e T3 (d).

Os valores iniciais de pH e condutividade elétrica para a poda foram, respectivamente, 6,51 e 531,3 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, enquanto os resíduos orgânicos caracterizavam

um material mais ácido ($\text{pH} = 4,13$) e com condutividade bem mais alta que a poda ($2397,7 \mu\text{S cm}^{-1}$).

Durante o processo, o pH do composto se manteve entre 7 e 8, com valores finais em 70DAE próximos à neutralidade ($\text{pH} = 7$) para todos os tratamentos. Reis (2005), ao compostar resíduos vegetais, lodo de esgoto e podas de árvores, também observou pH final do composto próximo a 7, representando a neutralização dos resíduos que possuíam todos caráter ácido quando *in natura*, anteriormente ao processo de compostagem.

Já a condutividade elétrica sofreu um aumento significativo também para todos os tratamentos, devido à concentração de sais ocasionada pela redução de volume e massa, atingindo valores finais em 70DAE entre $2847 \mu\text{S cm}^{-1}$ (em T1) e $3429 \mu\text{S cm}^{-1}$ (em T2). A mineralização da matéria orgânica também contribuiu para o aumento na concentração de sais solúveis (CAMPBELL; FOLK; TRIPEPI, 1997). Lima et al. (2009) observaram a variação da condutividade elétrica durante a compostagem de diversos resíduos provenientes da produção de biodiesel, e em todos os oito tratamentos empregados houve aumento desse parâmetro ao longo do processo. Para o composto proveniente de “bagaço de cana + cinza de bagaço de cana + esterco de galinha poedeira + micaxisto + serpentina em pó”, por exemplo, houve acréscimo de 240% na condutividade elétrica, que era de $2500 \mu\text{S cm}^{-1}$ no início e passou a $8500 \mu\text{S cm}^{-1}$ no fim da compostagem.

3.3 Série de sólidos

A partir das análises quinzenais da série de sólidos pôde-se acompanhar a evolução dos teores de umidade, sólidos totais, sólidos fixos e sólidos voláteis do composto, como é mostrado na Figura 4.7.

Pode-se perceber (Figura 4.7) que a poda e os resíduos orgânicos possuíam características muito parecidas. O teor de umidade, por exemplo, era de 65,0% para o primeiro e de 66,7% para o segundo. Os sólidos voláteis correspondiam a 94,8% e 96,9% das massas secas da poda e dos resíduos orgânicos, respectivamente. Esses altos teores demonstram a grande quantidade de matéria orgânica que constitui ambos os resíduos.

Avaliando a variação na composição do composto ao longo do processo, verifica-se que para todos os tratamentos, o teor de sólidos totais tendeu a aumentar, e conseqüentemente, a umidade diminuiu. Entretanto, verifica-se que o último sempre foi mantido dentro ou muito próximo ao intervalo de 40 a 70% proposto por diversos autores como ideal para a degradação da matéria orgânica (KIEHL, 2004; BARREIRA, 2005; MASSUKADO, 2008). O menor teor de umidade, de 35,4%, foi encontrado para o tratamento T2 em 42DAE, e o maior, de 62,5%, para o tratamento T1, em 14DAE.

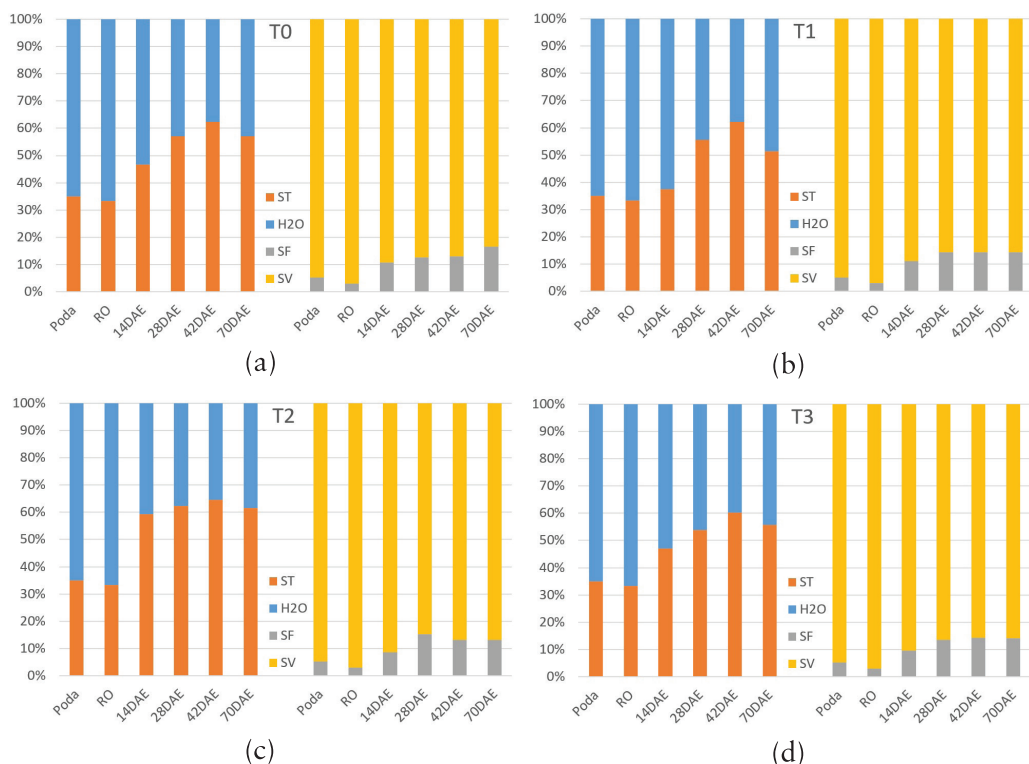


Figura 4.7 Teores de sólidos totais (ST), umidade (H₂O), sólidos fixos (SF) e sólidos voláteis (SV) da poda, dos resíduos orgânicos (RO) e do composto em 14, 28, 42 e 70 Dias Após o Enleiramento (DAE) nos tratamentos T0 (a), T1 (b), T2 (c) e T3 (d).

Pode-se ainda explorar a variação do teor de sólidos voláteis do composto, verificando que esse parâmetro diminuiu conforme a compostagem avançou. Os valores finais em 70DAE, para todos os tratamentos, foram menores que os valores obtidos para os resíduos que constituíram o composto inicial em 0DAE (94,8% para a poda e 96,9% para os resíduos orgânicos), demonstrando a volatilização da matéria orgânica em forma de gás carbônico e sua mineralização após ser degradada aerobicamente.

Reis (2005) conduziu dois experimentos de compostagem com restos de vegetais, lodo de esgoto e podas: um com 900 kg e outro com 1500 kg de resíduos por leira. Foi constatado que o composto submetido ao tratamento nas leiras menores não sofreu quase alteração no teor de sólidos voláteis ao longo do processo, enquanto o composto das leiras maiores apresentou um decréscimo substancial do mesmo parâmetro, em torno de 18%. A autora concluiu que, de modo geral, o tamanho da leira está associado à duração da fase termofílica, de modo que leiras

maiores possuem essa fase mais prolongada, proporcionando maior degradação da matéria orgânica e, conseqüentemente, maior queda no teor de sólidos voláteis.

3.4 Carbono orgânico total, nitrogênio total e relação C/N

Os resultados dos teores de carbono orgânico total (COT) e de nitrogênio total, além das relações C/N resultantes, estão apresentados na Tabela 4.6.

Tabela 4.6 Teores de Carbono Orgânico Total (COT), Nitrogênio (N) e relação C/N para a poda, para os resíduos orgânicos (RO) e para o composto em 14, 28, 42 e 70 Dias Após o Enleiramento (DAE).

| | | PODA | RO | TO | T1 | T2 | T3 |
|--------------|----------------------|--------------|--------------|-------------------------------|-------------------------------|-------------------------------|-------------------------------|
| 0DAE | COT (%) ¹ | 38,14 | 38,93 | – | – | – | – |
| | N (%) | 1,66 | 3,56 | – | – | – | – |
| | C/N | 22,94 | 10,95 | 13,78±1,52² | 13,95±1,70² | 13,89±1,63² | 13,80±1,57² |
| 14DAE | COT (%) ¹ | – | – | 35,85±1,17 | 35,67±0,60 | 36,78±1,18 | 36,38±1,12 |
| | N (%) | – | – | 2,86±0,29 | 3,46±0,04 | 3,41±0,16 | 3,40±0,11 |
| | C/N | – | – | 12,52±1,52 | 10,46±1,70 | 10,84±1,63 | 10,69±1,57 |
| 28DAE | COT (%) ¹ | – | – | 35,43±1,17 | 34,31±0,60 | 33,97±1,18 | 34,64±1,12 |
| | N (%) | – | – | 2,82±0,29 | 3,41±0,04 | 3,25±0,16 | 3,44±0,11 |
| | C/N | – | – | 12,55±1,52 | 10,08±1,70 | 10,51±1,63 | 10,08±1,57 |
| 42DAE | COT (%) ¹ | – | – | 35,76±1,17 | 35,19±0,60 | 34,81±1,18 | 34,89±1,12 |
| | N (%) | – | – | 3,41±0,29 | 3,49±0,04 | 3,35±0,16 | 3,46±0,11 |
| | C/N | – | – | 10,47±1,52 | 10,08±1,70 | 10,45±1,63 | 10,09±1,57 |
| 70DAE | COT (%) ¹ | – | – | 33,38±1,17 | 34,62±0,60 | 35,25±1,18 | 33,68±1,12 |
| | N (%) | – | – | 3,27±0,29 | 3,43±0,04 | 3,63±0,16 | 3,22±0,11 |
| | C/N | – | – | 10,21±1,52 | 10,08±1,70 | 9,71±1,63 | 10,46±1,57 |

Notas: ⁽¹⁾ Valor estimado a partir da equação $[COT = (0,425 \cdot SV) - 2,064]$, onde SV é o teor de sólidos voláteis na amostra (CARMO; SILVA, 2012); ⁽²⁾ Valores de relação C/N apenas da unidade experimental (poda + RO), sem considerar a inserção das embalagens, a qual, por ser em quantidade ínfima, julgou-se não interferir nesse parâmetro.

É possível observar que apesar de os teores de COT para a poda e para os resíduos orgânicos serem bem próximos, o teor de nitrogênio total do segundo é mais de duas vezes maior que o do primeiro. Consequentemente, a relação C/N da poda é mais que o dobro do valor para os resíduos orgânicos.

Na montagem das unidades experimentais, anotou-se a massa de resíduos utilizada em cada tratamento. A partir dos dados já apresentados anteriormente de sólidos fixos, calculou-se a massa seca utilizada de cada componente (poda e RO), e então a quantidade em massa de carbono e de nitrogênio, a partir dos teores de COT e nitrogênio total. Por fim, somou-se as massas de carbono relativos aos dois resíduos e dividiu-se pela soma das massas de nitrogênio, obtendo-se as relações C/N iniciais para cada tratamento. Percebe-se que todas foram muito próximas, com a maior diferença de 0,17 entre T0 e T1, o que prova a precisão nas quantidades de cada resíduo utilizadas durante a montagem das unidades experimentais.

Verifica-se também que a relação C/N tendeu a diminuir ao longo do processo de compostagem para todos os tratamentos, com a maior redução obtida por T2, chegando a uma C/N = 9,71 em 70DAE (30,1% menos que a C/N inicial). A diminuição da relação C/N prova que houve degradação de matéria orgânica apesar de não ter sido possível proporcionar um valor inicial para o mesmo parâmetro dentro da faixa considerada ideal por Kiehl (2004), entre 26/1 e 35/1. Resíduos semelhantes aos utilizados neste estudo foram compostados por Reis (2005) que também observou uma queda na relação C/N ao longo do processo: de 25:1 para 13:1, representando 48% de redução. As leiras montadas por Reis (2005), no entanto, eram maiores que as montadas no presente estudo, o que possivelmente explica a maior redução da relação C/N, uma vez que leiras maiores proporcionam um processo de degradação da matéria orgânica mais prolongado.

3.5 Reduções de volume e massa

Os dados de redução de volume ao longo do processo de compostagem são apresentados no gráfico da Figura 4.8.

Os comportamentos da redução de volume ao longo da compostagem foram similares para todos os tratamentos, e os valores finais, em 70DAE, foram próximos, entre 58,6% (T1) e 64,4% (T0). Pode-se considerar que todos os tratamentos possuíram reduções de volume muito representativas, acima de 50%, e que a adição dos polímeros biodegradáveis não prejudicou o processo, uma vez que os valores dos tratamentos T1 a T3 foram próximos ao do tratamento onde não houve adição de qualquer material polimérico (T0). Verificou-se uma estabilização na redução de volume após 70 dias, como pode-se ver pelo comportamento final das curvas (Figura 4.8). Portanto, é possível prever que, caso o processo perdurasse por mais tempo, não haveria mais reduções significativas.

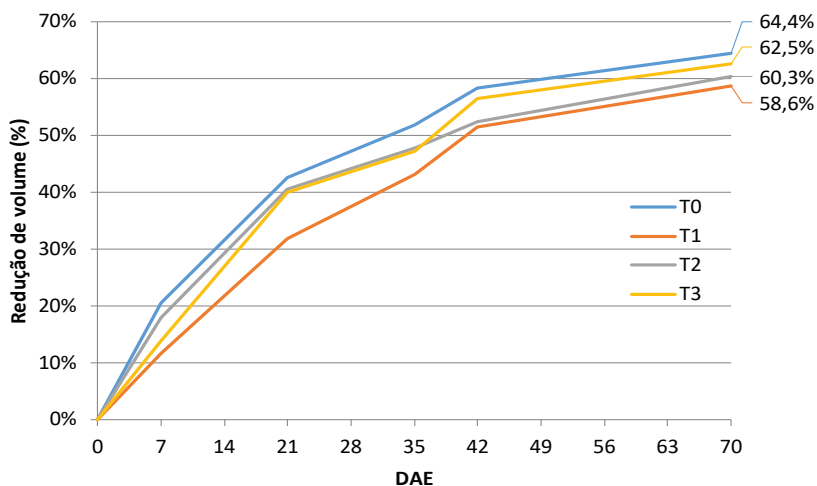


Figura 4.8 Redução de volume dos compostos submetidos aos tratamentos T0, T1, T2 e T3.

Gorgati (2001) avaliou a compostagem da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos de São Lourenço da Serra e constatou reduções significativas de volume, em torno de 60%. Amorim, Júnior e Resende (2005) encontraram reduções ainda mais expressivas, chegando a 68%, para compostagem de dejetos caprinos. Dessa forma, as reduções de volume obtidas pelo presente estudo estão bem próximos dos valores encontrados na literatura.

Os valores de redução de massa obtida por meio da compostagem podem ser observados na Figura 4.9.

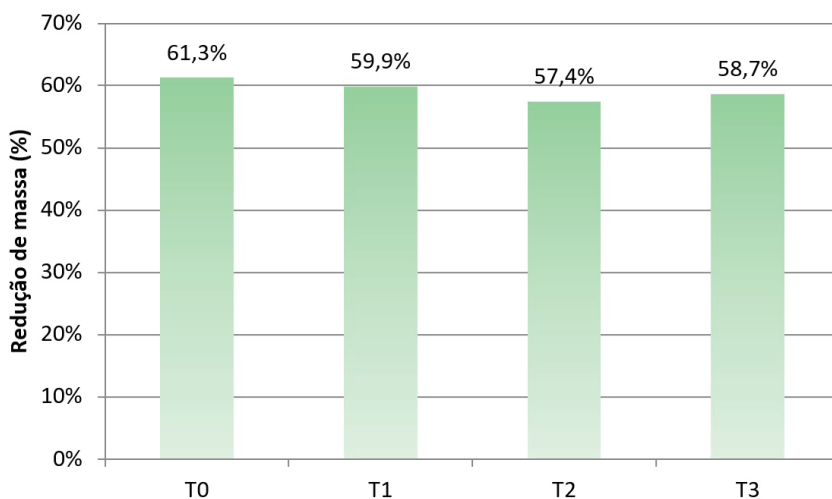


Figura 4.9 Redução de massa dos compostos submetidos aos tratamentos T0, T1, T2 e T3.

Assim como para o volume, as reduções de massa foram significativas. Todos os tratamentos obtiveram valores acima de 50% ao fim dos 70 dias de compostagem. O melhor resultado de redução de massa também aconteceu para T0, que reduziu 61,3% de sua massa seca inicial. Novamente, não se pode afirmar que os polímeros biodegradáveis prejudicaram o processo de compostagem, uma vez que seus respectivos tratamentos obtiveram resultados expressivos de redução de massa, e próximos do controle.

Em estudo de compostagem de resíduos orgânicos municipais, Gorgati (2001) obteve reduções de massa que variaram de 32 a 61,6%. Amorim, Júnior e Resende (2005) também encontraram valores dentro desse intervalo para compostagem de dejetos caprinos, com reduções de massa variando de 48,8 a 54,6%. Verifica-se, portanto, que as reduções de massa alcançadas pelo presente trabalho estão em conformidade com o que se encontra na literatura.

É importante ressaltar que as reduções de volume e massa são grandes vantagens adquiridas com a implementação de um tratamento via compostagem. Em se tratando de destinação final de resíduos sólidos urbanos, como podas de árvores e resíduos orgânicos domiciliares, o presente estudo comprova que a compostagem se mostra uma alternativa interessante para os municípios, uma vez que todo o volume e massa desses resíduos deixa de ser disposto em aterros sanitários. Dessa forma, aumenta-se a vida útil do aterro por receber menos volume de resíduo, além de diminuir a geração de lixiviado e gás metano por receber menos massa de resíduos biodegradáveis.

Há gestores municipais que se preocupam com a não utilização do composto final, pois muitas vezes ainda não existem políticas públicas que estimulem o interesse em utilizá-lo como adubo, o que acaba permitindo que se acumule nas usinas de compostagem. Entretanto, mesmo que não se utilize como adubo, o composto pode ser, na pior das hipóteses, usado como material para as coberturas diárias das células do aterro municipal, sendo que muitas vezes a compostagem ocorre dentro da própria Central de Tratamento de Resíduos (CTR) do município. Nesse sentido, este trabalho demonstra mais uma vez que a redução de massa e volume é vantajosa mesmo nesse cenário, pois antes de ser depositada no aterro, toda a matéria orgânica passa por um tratamento adequado que a reduz aproximadamente pela metade (tanto em volume quanto em massa), proporcionando as mesmas vantagens já citadas quanto à vida útil do aterro e à geração de lixiviado e metano.

3.6 Descaracterização dos resíduos e dos biopolímeros

Ao fim dos 70 dias de compostagem, foi constatada boa descaracterização dos resíduos que compuseram as leiras. Em especial, os resíduos orgânicos tiveram a me-

lhora descaracterização, não sendo mais perceptível grande parte dos fragmentos que eram facilmente identificáveis ao início do processo. Alguns fragmentos que ainda puderam ser identificados foram cascas de laranja – já em alto grau de deterioração – e ossos, geralmente cobertos por colônias de microrganismos, o que indica que ainda estão sendo degradados. Avaliando a degradação da poda, pode-se notar que houve diferença entre as características inicial e final do material, tendo reduzido sua granulometria. Entretanto, sua descaracterização não atingiu o mesmo grau que dos resíduos orgânicos, o que pode ser explicado pela presença de celulose e lignina em sua composição, as quais constituem fontes de carbono de lenta biodegradação, enquanto resíduos orgânicos são majoritariamente constituídos de fontes de carbono prontamente biodegradáveis, como proteínas e açúcares (EPSTEIN, 1997).

A avaliação da descaracterização das embalagens biodegradáveis foi mais árdua devido à quantidade muito menor em que foram inseridos nas leiras em comparação com os resíduos da unidade experimental. Além disso, o fato de serem materiais prontamente degradáveis pelos microrganismos dificultou sua identificação. As bandejas de amido, por exemplo, desintegraram de maneira tão rápida que logo no primeiro revolvimento já não foi possível sua identificação. Durante alguns revolvimentos, porém, identificaram-se fragmentos dos filmes de PBAT/amido em diversos estágios de decomposição, como mostrado na Figura 4.10.

Estágios mais avançados não significam, porém, que o fragmento foi identificado apenas na fase final do tratamento. Os revolvimentos eram promovidos de modo a homogeneizar as leiras da melhor maneira possível e, dessa forma, alguns fragmentos ficavam expostos e conseqüentemente menos sujeitos ao ataque dos microrganismos, uma vez que o interior das leiras fornecia um ambiente mais propício para a degradação. Por esse motivo, alguns fragmentos menos desintegrados ainda foram encontrados durante a fase final do tratamento.

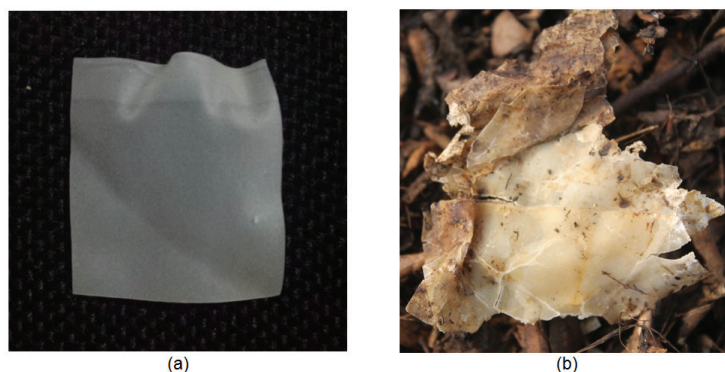


Figura 4.10 Amostra do filme de PBAT/amido antes de ser inserida nas leiras (a) e sua descaracterização ao longo do processo de compostagem, em ordem crescente de grau de degradação (b-d). *(Continua)*

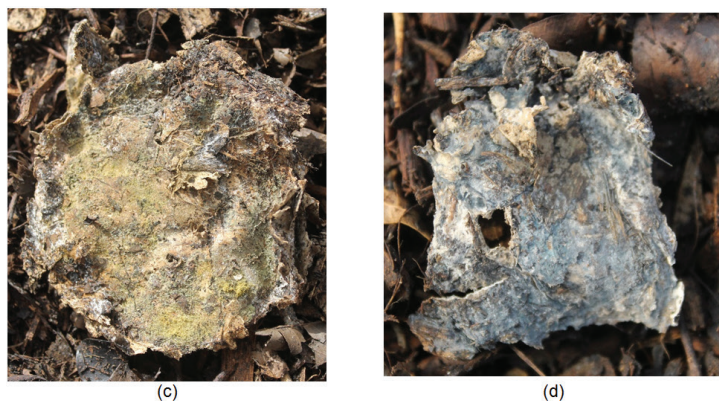


Figura 4.10 Amostra do filme de PBAT/amido antes de ser inserida nas leiras (a) e sua descaracterização ao longo do processo de compostagem, em ordem crescente de grau de degradação (b-d). (Continuação)

4 Conclusão

Devido à biodegradabilidade conferida às principais matérias-primas que constituem as embalagens em estudo, esperava-se resultados semelhantes entre os tratamentos em que essas embalagens foram inseridas e o controle durante a compostagem em leiras, comprovando a sua compostabilidade. Analisando os dados obtidos do processo de compostagem, é possível concluir que:

- Não houve diferença entre os perfis de temperatura para os tratamentos ao longo do processo, ocorrendo fase termofílica em todos durante os primeiros 20 dias;
- O pH ácido dos resíduos que compuseram a UE – resíduos orgânicos e poda – foi neutralizado pela obtenção de um composto maturado e estabilizado, e houve acréscimo de condutividade elétrica para todos os tratamentos, refletindo a volatilização da matéria orgânica e consequente concentração de sais;
- Os quatro tratamentos apresentaram redução do teor de sólidos voláteis e da relação C/N, sendo que as embalagens não interferiram nessas reduções;
- As embalagens biodegradáveis não prejudicaram as reduções de massa e volume, ocorrendo reduções acima de 50% dos valores iniciais para todos os tratamentos;
- Houve boa descaracterização dos resíduos orgânicos e da poda em níveis semelhantes para todos os tratamentos;
- A partir dos registros fotográficos, pode-se dizer que os fragmentos das bandejas de amido desintegraram em velocidade muito superior aos filmes de PBAT/amido, que também se descaracterizaram, independente do tratamento.

Portanto, diante de todos esses resultados, conclui-se que, assim como esperado, a inserção das embalagens não influenciou os resultados do processo de compostagem realizado. Ou seja, as embalagens biodegradáveis testadas apresentaram boa compostabilidade com resíduos orgânicos e podas de árvores, não tendo prejudicado o processo. Isso comprova a viabilidade da utilização de sacolas de PBAT/amido como acondicionador primário de resíduos orgânicos domiciliares destinados a usinas municipais de compostagem, além da possibilidade do descarte de bandejas de amido junto a esses resíduos.

Referências

- AMORIM, A. C.; JÚNIOR, J. de L.; RESENDE, K. T. de. Compostagem e Vermicompostagem de Dejetos de Caprinos: Efeito das Estações do Ano. *Engenharia Agrícola*, v.25, n.1, p.57-66, 2005.
- APHA – American Public Health Association; AWWA – American Water Works Association; WEF – Water Environment Federation. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22 ed. Washington: American Public Health Association, 2012.
- ASTM - American Society for Testing and Materials. **ASTM Standard D6400: standard specification for compostable plastics**. ASTM International, West Conshohocken, PA, 2004.
- AVÉROUS, L. Polylactic Acid: Synthesis, Properties and Applications. In: Belgacem Mohamed N.; Gandini Alessandro. **Monomers, Polymers and Composites from Renewable Resources**. Oxford: Elsevier, 2008. Disponível em: <<http://www.tex.tuiasi.ro/biblioteca/carti/CARTI/Textile/Monomers,%20Polymers%20and%20Composites%20from%20Renewable%20Resources/Monomers,%20Polymers%20and%20Composites%20from%20Renewable%20Resources.pdf>>. Acesso em: 28 mai. 2014.
- BARREIRA, L. P. **Avaliação das usinas de compostagem do estado de São Paulo em função da qualidade dos compostos e processos de produção**. 2005. 204f. Tese (Doutorado em Saúde Ambiental) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005.
- BASF. **Ecoflex**. 2012. Disponível em: <http://www.plasticsportal.net/wa/plasticsEU~en_GB/function/conversions:/publish/common/upload/biodegradable_plastics/Ecoflex_Brochure.pdf>. Acesso em: 29 mai. 2014.

- BIDONE, F. R. A.; POVINELLI, J. **Conceitos básicos de resíduos sólidos**. São Carlos: EDUSP, 109p. 1999.
- BRANDELERO, R. P. H.; GROSSMANN, M. V. E.; YAMASHITA, F. Hidrofilicidade de filmes de amido/poli(butileno adipato co-tereftalato) (PBAT) adicionados de Tween 80 e óleo de soja. **Polímeros**, v.23, p.270-275, 2013.
- CAMPBELL, Alton G.; FOLK, Richard L.; TRIPEPI, Robert R. Wood ash as amendment in municipal sludge and yard waste composting processes. **Compost Science & Utilization**, v.5, n.1, p.62-63, 1997.
- COELHO, N. S.; ALMEIDA, Y. M. B.; VINHAS, G. M. A Biodegradabilidade da Blenda de Poli(β -Hidroxibutirato-co-Valerato)/Amido Anfótero na Presença de Microrganismos. **Polímeros: Ciência e Tecnologia**, v.18, n.3, p.270-276, 2008.
- CONSTRULEV. **Nossos produtos**. 2014. Disponível em: <<http://www.construlev.com.br/html/produtos.html>>. Acesso em: 4 nov. 2014.
- EPSTEIN, E. **The Science of Composting**. CRC Press, 1997.
- GARCIA, P. S.; GROSSMANN, M. V. E.; SHIRAI, M. A.; LAZARETTI, M. M.; YAMASHITA, F.; MULLER, C. M. O.; MALI, S.. Improving action of citric acid as compatibiliser in starch/polyester blown films. **Industrial Crops and Products**, v.52, p.305-312, 2014.
- GORGATI, Cláudia Queiroz. **Resíduos Sólidos Urbanos em Área de Proteção aos Mananciais - Município de São Lourenço da Serra - SP: Compostagem e Impacto Ambiental**. 2001. 81 f. Tese (Doutorado em Agronomia) – Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista – Júlio de Mesquita Filho, Botucatu, 2001.
- KIEHL, E.J. **Fertilizantes orgânicos**. Piracicaba. Editora Agronômica Ceres Ltda., 492p. 1995.
- KIEHL, E.J. **Manual da Compostagem: Maturação e Qualidade do Composto**. 4ªed. Piracicaba, 173p. 2004.
- KIJCHAVENGKUL, T.; AURAS, R.; RUBINO, M.; NGOUAJIO, M.; FERNANDEZ, R. T.. Assessment of aliphatic–aromatic copolyester biodegradable

- mulch films. Part II: Laboratory simulated conditions. *Chemosphere*, v.71, p.1607-1616, 2008.
- LIMA, C. C.; MENDONÇA, E. S.; SILVA, I. R.; SILVA, L. H. M.; ROIG, A. Caracterização química de resíduos da produção de biodiesel compostados com adição mineral. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.13, n.3, p.334-340, 2009.
- MALAVOLTA, E.; VITTI, G.C.; OLIVEIRA, S.A. *Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações*. 2. Ed. Piracicaba: Potafos, 319p. 1997.
- MARENGO, V. A.; VERCEHEZE, A. E. S.; MALI, S. Compósitos biodegradáveis de amido de mandioca e resíduos da agroindústria. *Química Nova*, v.36, p.680-685, 2013.
- MASSUKADO, L. M. *Desenvolvimento do processo de compostagem em unidade descentralizada e proposta de software livre para o gerenciamento municipal dos resíduos sólidos domiciliares*. 2008. 204 f. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) - Universidade de São Paulo, São Carlos, 2008.
- MATSUDA, D. K. M.; VERCEHEZE, A. E. S.; CARVALHO, G. M.; YAMASHITA, F.; MALI, S. Baked foams of cassava starch and organically modified nanoclays. *Industrial Crops and Products*, v.44, p.705-711, 2013.
- MELLO, L. R. P. F.; MALI, S. Use of malt bagasse to produce biodegradable baked foams made from cassava starch. *Industrial Crops and Products*, v.55, p.187-193, 2014.
- MUNIYASAMY, S.; REDDY, M. M.; MISRA, M.; MOHANTY, A. Biodegradable green composites from bioethanol co-product and poly(butylene adipate-co-terephthalate). *Industrial Crops and Products*, v.43, p.812-819, 2013.
- NOBREGA, M. M.; OLIVATO, J. B.; MÜLLER, C. M. O.; YAMASHITA, F. Addition of Saturated Fatty Acids to Biodegradable Films: Effect on the Crystallinity and Viscoelastic Characteristics. *Journal of Polymers and the Environment*, v.21, p.166-171, 2013.
- NUNES, M. U. C. Compostagem de resíduos para produção de adubo orgânico na pequena propriedade. *Circular técnico – Embrapa Tabuleiros Costeiros*,

Aracaju, n.59, 7p., dez. 2009. Disponível em: <http://www.cpatc.embrapa.br/publicacoes_2010/ct_59.pdf>. Acesso em: 4 jun. 2014.

OLIVATO, J. B.; GROSSMANN, M. V. E.; BILCK, A. P.; YAMASHITA, F.; OLIVEIRA, L. M. Starch/Polyester Films: Simultaneous optimisation of the properties for the production of biodegradable plastic bags. *Polímeros*, v.23, p. 32-36, 2013.

OLIVATO, J. B.; MÜLLER, C. M. O.; CARVALHO, G. M.; YAMASHITA, F.; GROSSMANN, Maria Vitória E. Physical and structural characterisation of starch/polyester blends with tartaric acid. *Materials Science & Engineering. C, Biomimetic Materials, Sensors and Systems*, v.39, p. 35-39, 2014.

PAULA, E. L. de; MANO, V. Preparação, caracterização e estudos de biodegradação de blendas à base de PDLA e PVP. *Química Nova*, v.35, n.6, p. 1084-1089, 2012.

RAY, S. S.; BOUSMINA, M. Biodegradable polymers and their layered silicate nanocomposites: In greening the 21st century materials world. *Progress in Materials Science*, v.50, n.8, p. 962-1079, 2005.

REIS, M. F. P. *Avaliação do Processo de Compostagem de Resíduos Sólidos Urbanos*. 2005. 238 f. Tese (Doutorado em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental), Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2005.

SALSA, N. S. *Caracterização física dos resíduos sólidos domiciliares em diferentes formas de habitação*. 2013. 95 f. Trabalho de conclusão de curso de graduação apresentado à disciplina Trabalho de Conclusão de Curso 2. (Engenharia Ambiental), Universidade Tecnológica Federal do Paraná, câmpus Londrina. Londrina, 2013.

SILVA, André da; NIEVOLA, Letícia M.; TISCHER, Cesar Augusto; MALI, Suzana; FARIA-TISCHER, Paula C. S. Cassava starch-based foams reinforced with bacterial cellulose. *Journal of Applied Polymer Science*, v.130, p. 3043-3049, 2013.

TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S. J. *Análises de solo, plantas e outros materiais*. 2 ed. Porto Alegre: Departamento de Solos da UFRGS, 175 p. 1995.

- VERCELHEZE, A. E. S.; OLIVEIRA, A. L. M.; REZENDE, M. I.; MULLER, C. M. O.; YAMASHITA, F.; MALI, S. Physical Properties, Photo- and Biodegradation of Baked Foams Based on Cassava Starch, Sugarcane Bagasse Fibers and Montmorillonite. **Journal of Polymers and the Environment**, v.21, n.1, p. 266-274, 2013.
- VIEYRA, H.; AGUILAR-MÉNDEZ, M. A.; SAN MANTÍN-MARTÍNEZ, E. Study of Biodegradation Evolution During Composting of Polyethylene–Starch Blends Using Scanning Electron Microscopy. **Journal of Applied Polymer Science**, v.127, n.2, p. 845-853, 2013.
- VINHAS, G. M.; ALMEIDA, Y. M. B.; LIMA, M. A. G. de A.; SANTOS, L. A. Estudo das Propriedades e Biodegradabilidade de Blendas de Poliéster/Amido Submetidas ao Ataque Microbiano. **Química Nova**, v.30, n.7, p. 1584-1588, 2007.
- WENG, Y. X.; JIN, Y. J.; MENG, Q. Y.; WANG, L.; ZHANG, M.; WANG, Y. Z. Biodegradation behavior of poly(butylene adipate-coterephthalate) (PBAT), poly(lactic acid) (PLA), and their blend under soil conditions. **Polymer Testing**, v.32, p. 918-926, 2013.

Compostagem de resíduos agrícolas

Francine Conceição de Andrade

Cláudio Brigano

Tatiane Cristina Dal Bosco

Resumo: A expansão da produção agrícola brasileira tem resultado também no aumento da geração de resíduos sólidos, sendo necessários estudos para viabilizar a sua destinação final adequada. A compostagem é uma técnica que pode ser empregada no tratamento dos resíduos orgânicos. No entanto, sua operação, em especial os revolvimentos para garantir a aeração do sistema, requer mão de obra e, muitas vezes, maquinários, o que pode dificultar/inviabilizar sua realização. Dessa maneira, o desenvolvimento de um sistema de fácil manejo dos resíduos orgânicos se torna necessário. Neste capítulo serão relatados os resultados do projeto que objetivou avaliar o processo de compostagem de resíduos orgânicos gerados em uma unidade de pesquisa agrícola, comparando dois sistemas: controlado (com aeração e irrigação) e natural (sem aeração e irrigação). Foram testados os seguintes tratamentos: T11 – Resíduos orgânicos da coleta seletiva + grãos de soja com palha de soja (controlado); T12 – Resíduos orgânicos da coleta seletiva + grãos de soja com palha de soja (natural); T21 – Resíduos orgânicos da coleta seletiva + grãos de soja com palha de trigo (controlado); T22 – Resíduos orgânicos da coleta seletiva + grãos de soja com palha de trigo (natural); T31 – Resíduos orgânicos da coleta seletiva + grãos de soja com poda de árvore (controlado); T32 – Resíduos orgânicos da coleta seletiva + grãos de soja com poda de árvore (natural); T41 – Resíduos orgânicos da coleta seletiva + grãos de soja + mistura de palhas de trigo com soja e poda de árvore (controlado); T42 – Resíduos orgânicos da coleta seletiva + grãos de soja + mistura de palhas de trigo com soja e poda de árvore (natural). O processo de compostagem foi conduzido em leiras por 120 dias, sendo realizados revolvimentos e regas quinzenalmente nos tratamentos controlados. As leiras foram monitoradas quanto ao teor de umidade, pH, condutividade elétrica, carbono total, nitrogênio total, relação C/N, redução de peso e volume. Analisou-se a qualidade final dos compostos gerados de acordo com a IN

Nº 25/2009 do MAPA. A umidade apresentou-se ideal nos tratamentos controlados e abaixo nos naturais. Os valores de pH dos compostos ao final do processo variaram entre 7,7 a 8,5. Houve diminuição da condutividade elétrica em todos os tratamentos ao longo do processo e os valores finais são considerados adequados para fins de adubação. Os tratamentos controlados apresentaram maiores valores de nitrogênio ao final da compostagem. A relação C/N diminuiu em todos os tratamentos, alcançando valores de 7,5/1 a 8,9/1, indicando compostos maturados. Houve redução de massa e volume nos tratamentos, com destaque para os tratamentos T31 e T32. Ao final da compostagem os compostos atenderam aos limites da IN Nº 25/2009 do MAPA no que se refere a pH, N, C, relação C/N, Mn e Ca. Os demais nutrientes estiveram abaixo dos limites mínimos estabelecidos pela normativa.

Palavras-chave: Resíduos da coleta seletiva. Grãos de soja. Palha de trigo. Palha de soja. Poda de árvores.

1 Introdução

Atualmente o Brasil está entre os maiores exportadores de produtos agropecuários. Esta atividade econômica contribui com 22,5% do PIB (Produto Interno Bruto) e 37% da força de trabalho (EMBRAPA, 2015).

Devido à ampliação da produção agrícola para suprir a demanda nacional e de exportação, a geração de resíduos sólidos neste setor econômico é impactante, uma vez que são gerados aproximadamente 290 milhões de toneladas de resíduos orgânicos por ano nas agroindústrias de base primária (IBGE, 2009).

Agroindústrias, cooperativas agroindustriais, grandes propriedades rurais e centros de pesquisa são os principais geradores desses resíduos sólidos. Basicamente nesses empreendimentos são gerados resíduos orgânicos de dois tipos: os resíduos agrícolas (resto de culturas e/ou de material de pesquisa) e os resíduos orgânicos do próprio empreendimento, gerados na rotina de trabalho, que se assemelham à fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos, por conter restos de frutas e alimentos.

A Lei nº 12.305/2010 prevê a responsabilidade dos geradores de resíduos sólidos quanto às etapas do gerenciamento, que incluem uma escala de prioridades pautada na não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento e disposição final adequada dos rejeitos (BRASIL, 2010). Dessa maneira, o desenvolvimento de um sistema de fácil manejo e eficiente dos resíduos orgânicos se torna necessário, uma vez que, os empreendimentos encontram dificuldades na operação do processo de compostagem, especificamente na necessidade de revolvimentos, que demandam maquinários ou mão-de-obra.

Desta forma, o presente capítulo tem como objetivo relatar os resultados do projeto que buscou avaliar a técnica de compostagem para o tratamento dos diversos resíduos orgânicos agrícolas gerados numa unidade de pesquisa, bem como avaliar a eficiência do processo em estabilizar a matéria orgânica em dois sistemas: um que contou com o controle recomendado para o processo (aeração e umidade) e outro, ao natural. E ainda verificar a viabilidade de aplicação em solo dos fertilizantes obtidos, comparando os resultados finais de pH, umidade, nitrogênio total, carbono orgânico total, relação C/N, macronutrientes e micronutrientes com as especificações da IN N° 25/2009, do Ministério de Agricultura Pecuária e Abastecimento (MAPA).

2 Material e métodos

O experimento foi realizado em uma unidade de pesquisa agrícola, localizada no município de Londrina-PR. Os resíduos utilizados para o processo de compostagem consistiram em restos de alimentos, cascas de frutas, verduras etc., provenientes do restaurante da unidade e matéria orgânica não contaminada de laboratórios de pesquisa (R1); grãos de soja (R2); palha de soja (R3); palha de trigo (R4); poda de árvore (R5) e mistura de palhas de soja e trigo com poda de árvore (R6).

Para realização do experimento montou-se quatro tratamentos com a mistura de resíduos ricos em nitrogênio, que são os restos de refeições, e grãos de soja, diversificando apenas os resíduos ricos em carbono (R3, R4, R5 e R6).

Para cada tratamento montou-se duas leiras semelhantes (quantidade/matéria orgânica), de modo a aplicar condições controladas de irrigação e revolvimento em uma das leiras (controlado) e na outra leira deixou-se ao natural (sem irrigação e revolvimento), totalizando, assim, oito leiras, conforme na Figura 5.1.



Figura 5.1 Esquema experimental utilizado.

Na confecção das leiras, o formato escolhido foi trapezoidal, com as dimensões de 1,25 m de largura e 1,5 m de comprimento e altura variável. A quantidade

de de resíduos utilizada correspondeu à quantidade de resíduos (R1) gerados na semana, onde se montou um tratamento por semana, totalizando assim um mês de montagem do experimento.

As montagens das leiras foram realizadas em camadas de resíduos, R1 e R2, intercaladas a algum resíduo palhoso (R3, R4, R5 e R6), conforme a Figura 5.2.

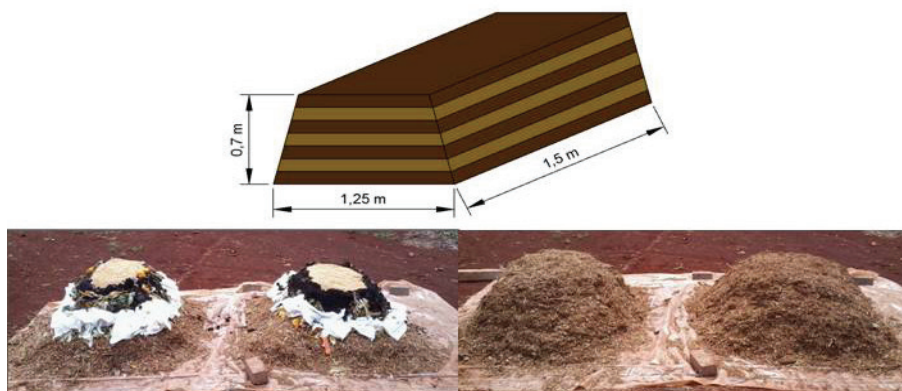


Figura 5.2 Esquema de montagem das leiras.

A quantidade média utilizada em cada leira foi cerca de 85 Kg de resíduo R1, que correspondeu à quantidade gerada em uma semana na unidade (Figura 5.3), 10 Kg de grão de soja e 57 Kg de resíduos palhosos (R3, R4, R5 e R6). Dessa maneira, a relação C/N média inicial dos tratamentos foi de 15/1.

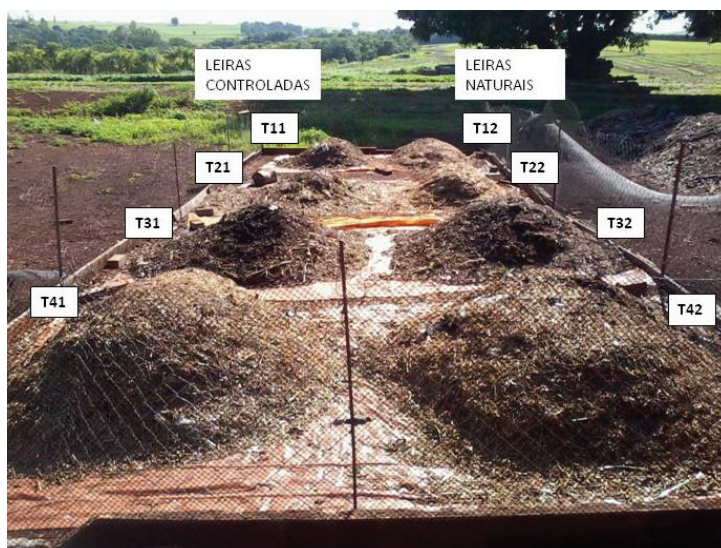


Figura 5.3 Configuração do experimento.

O monitoramento dos tratamentos aconteceu durante 120 dias após a montagem das leiras e as variáveis monitoradas ao longo do processo de compostagem estão apresentadas na Tabela 5.1.

Tabela 5.1 Variáveis monitoradas durante o processo de compostagem.

| Variáveis | Tratamentos Controlados | Tratamentos Naturais | Métodos |
|---------------------------------------|--------------------------|--------------------------|------------------------|
| Temperatura | Diário | Diário | Termômetro tipo espeto |
| Revolvimento e Irrigação | A cada 15 dias | Não se aplica | Mecanizado/ mangueira |
| Redução de Massa/volume | Início e final | Início e final | Balança/ cubicagem |
| Análises físico-químicas ¹ | 10°,30°,60°,90°,120° dia | 10°,30°,60°,90°,120° dia | – |
| Análise nutricional ² | Final | Final | – |

Nota¹: pH, umidade, condutividade elétrica, relação C/N, carbono e nitrogênio total.

Nota²: Macronutrientes e micronutrientes.

A temperatura da leira foi medida com o auxílio de um termômetro digital tipo espeto em seis pontos, diariamente (Figura 5.4). Já o monitoramento da temperatura ambiente aconteceu por meio de dados obtidos na estação meteorológica situada a uma distância de 500 metros do local do experimento.

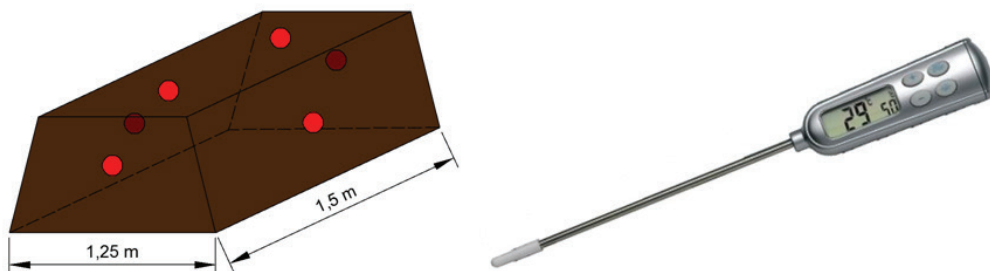


Figura 5.4 Monitoramento da temperatura nos pontos de medição.

Os revolvimentos dos tratamentos controlados ocorreram a cada 15 dias, com auxílio de uma Mini-Carregadeira Bob Cat®, sempre após a leitura das temperaturas. Para avaliar a necessidade de correção de umidade utilizou-se o “teste da mão”, que consistiu em bolear o composto e perceber a umidade aparente excedente ou não (NUNES, 2009). Caso necessário, as regas ocorreram com auxílio de uma mangueira.

O volume e a massa foram determinados no início da montagem da leira e ao final do processo, respectivamente, pelo método da cubicagem (com auxílio de um tambor de volume conhecido) e pesagem em balança da marca Welmy®. Os resultados foram expressos em base seca.

Para a coleta das amostras dos resíduos orgânicos foram tomadas três partes dos resíduos de diferentes pontos. Em seguida, realizou-se uma homogeneização e retirou-se cerca de 200 g da amostra.

Já as coletas de amostras dos compostos ocorreram a partir da retirada de seis pontos da leira: dois pontos no topo, dois pontos no meio e dois pontos na base. As amostras foram homogeneizadas e reduzidas pelo método de quarteamento manual, segundo ABNT NBR 10007 (2004). Em seguida, as amostras foram armazenadas em sacos plásticos, encaminhadas ao laboratório, congeladas (refrigeração a uma temperatura de -4°C) para as análises de C, N, C/N e nutrientes.

A determinação de pH e condutividade elétrica foi realizada em água. Pesou-se 10 g da amostra úmida em um recipiente plástico de 100 mL e adicionou-se 50 mL de água deionizada. A mistura foi levada para um agitador de movimento circular horizontal por 30 minutos a 150 rpm. Em seguida, o material foi deixado em repouso por 1 hora. Fizeram-se as medições no sobrenadante da solução: do pH com peagâmetro calibrado da marca Techall® e da condutividade elétrica com um condutivímetro calibrada marca Jencons®, modelo 4010 (TEDESCO et al., 1995).

Para a umidade, 10 g das amostras foram pesadas em um béquer previamente seco, o qual foi levado para uma estufa com ventilação forçada, a 105°C por 24 horas.

Após a secagem a massa do béquer foi verificada novamente (SILVA, 2009). Assim, a umidade foi calculada pela Equação 1:

$$U (\%) = \left(\frac{\text{massa úmida} - \text{massa seca}}{\text{massa úmida} - \text{massa béquer}} \right) * 100 \quad (1)$$

Onde:

U = Umidade

Massa úmida = Massa do béquer + amostra úmida

Massa seca = Massa do béquer + amostra seca

Massa béquer = Massa do béquer

C total e N foram determinadas pelo método da combustão seca em um analisador de carbono orgânico total (TOC). Inicialmente as amostras foram secas em estufa por mais de 48h a uma temperatura de 45 a 60°C , moídas em um moinho e, passadas em peneiras (Figura 5.5) com malha de 0,500 mm. Até o momento da análise, ficaram em estufa a 60°C , para retirar a umidade remanescente.



Figura 5.5 Moagem e peneiramento das amostras.

Das amostras secas realizadas em duplicata, foram pesadas 20 mg em uma balança analítica da marca METTLER TOLEDO®, do modelo “Classic”, com precisão de pesagem de 0,00001g e acondicionadas e seladas em cápsulas de estanho.

Na sequência as amostras submetidas ao analisador de carbono orgânico total (TOC), da marca Termo Scientific®, modelo FLASH 2000 Series foram incineradas em temperatura aproximada de 950°C, por 5 minutos, em um tubo de quartzo de combustão, onde foi utilizado como carregador o gás O₂, com 99,998% de pureza. Após a combustão, toda a matéria orgânica foi convertida em CO₂ e através de um sensor infravermelho foi possível detectar a quantidade de C e N elementares existentes na amostra (adaptado de CARMO; SILVA, 2012).

Para a determinação dos nutrientes (macro e micro) dos compostos, foi adaptado o método SW 846 – 3051A da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos da América (US–EPA, 2007), feita a digestão das amostras pela técnica de aquecimento por microondas e, posteriormente, a determinação dos elementos P, K, Ca, Mg, S, B, Co, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni e Zn pela técnica de ICP–OES (*Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectrometry*).

As análises foram realizadas em triplicata e o procedimento consistiu em pesar cerca de 0,2500 g das amostras moídas e secas (40 – 45 °C por 48 horas em estufa com ventilação) em uma balança analítica de precisão (de 0,1000 g). Com auxílio de uma espátula as amostras foram transferidas para os tubos de digestão do tipo Teflon®, específico do forno de microondas.

Em seguida, foram adicionados 6 mL de ácido nítrico (HNO_3) 1:1 e 2 mL de peróxido de hidrogênio (H_2O_2), deixando os tubos abertos e em repouso por 24 horas em capela de exaustão. Após este período, os tubos foram fechados e a solubilização foi efetuada nos digestores com aquecimento por microondas da marca CEM Corporation, modelo Mars Xpress, série MD-4848, com potência máxima de 1600W, a uma pressão de 130 psi (9 atm), temperatura aproximada de 175 °C, com tempo de rampa (Ramp) de 10 minutos e sob pressão (hold) por 15 minutos.

Após o término da programação, os tubos foram resfriados durante 20 minutos até alcançar uma pressão de cerca de 10 psi (69 kPa), sendo realizada a abertura dos tubos em capela com sistema para exaustão de gases. Na sequência, foram transferidos os extratos para tubos volumétricos, completando-se com água destilada o volume para 30 mL (diluição).

A determinação dos teores dos elementos de interesse da IN N° 25/2009 do MAPA, foi realizada em espectrofotômetro de emissão óptica com fonte de indução de plasma acoplada individualmente (ICP-OES), marca Perkin-Elmer®, modelo Optima 3000, sequencial, com vista Axial ou Radial, alimentado com amostrador automático Perkin Elmer, AS-90 plus.

2.1 Análises estatísticas

Realizou-se comparação das médias entre os tratamentos controlado e natural através do teste t – Student, utilizando o Microsoft Excel®. Entre os tratamentos (T1, T2, T3 e T4) foram realizadas análises de variância ao nível de 5% de significância, utilizando-se o software SISVAR® 5.4 e as médias foram comparadas pelo teste de Scott-Knott.

3 Resultados e discussão

A compostagem consiste de um processo biológico e aeróbico e as condições em que os microrganismos se encontram norteiam a aceleração e a eficiência na degradação da matéria orgânica. Para isso, alguns fatores são fundamentais, dentre eles a temperatura, a relação C/N, a umidade, a granulometria do material (SALVATOR & SABEE, 1995; DÍAZ et al., 2002; BROWN et al., 2008).

Na Figura 5.6 nota-se, de modo geral, que todos os tratamentos apresentaram comportamentos semelhantes. As temperaturas médias variaram entre 40°C a 70°C na fase termófila, e entre 27°C a 40°C na fase mesófila, sempre acima da ambiente, demonstrando a intensa atividade microbiana na degradação da matéria orgânica (KIEHL, 2004; PUYUELO, GEA & SÁNCHEZ, 2010; KULCU, 2015).

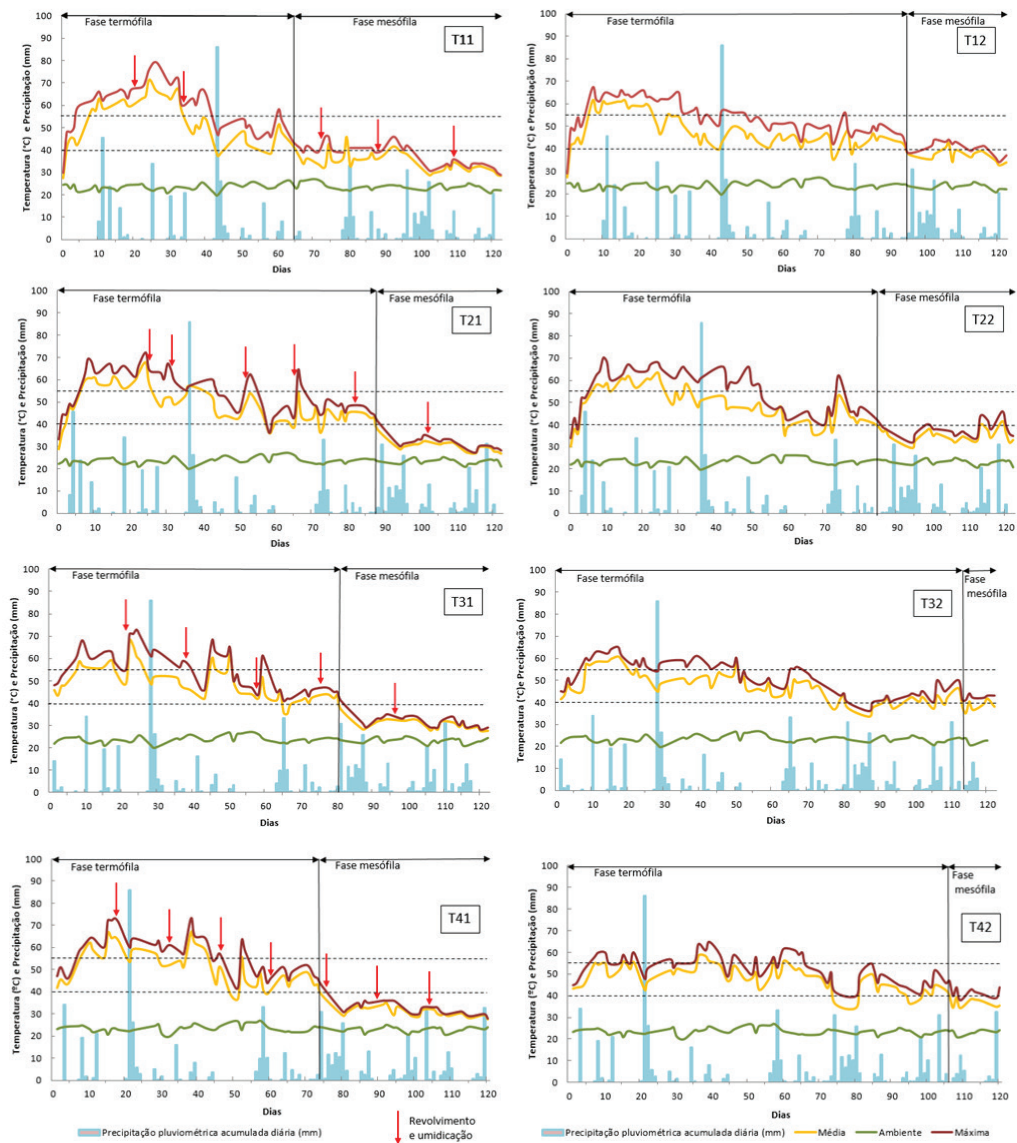


Figura 5.6 Comportamento das temperaturas média e máxima, no interior das leiras e precipitação ao longo dos 120 dias do processo de compostagem.

Nota ⁽¹⁾: T11 – CS, grãos de soja com palha de soja (controlado); T12 – CS, grãos de soja com palha de soja (natural); T21 – CS, grãos de soja com palha de trigo (controlado); T22 – CS, grãos de soja com palha de trigo (natural); T31 – CS, grãos de soja com poda de árvore (controlado); T32 – CS, grãos de soja com poda de árvore (natural); T41 – CS, grãos de soja com mistura de palhas de trigo com soja e poda de árvore (controlado); T42 – CS, grãos de soja com mistura de palhas de trigo com soja e poda de árvore (natural).

Quando se comparam as leiras que receberam o manejo (controlado) com as naturais, fica evidente que as fases termófilas e mesófilas ocorreram em períodos distintos, ou seja, em tratamentos controlados como os T11, T31 e T41 a diminuição de temperaturas rumo à fase mesófila aconteceu mais rapidamente. A explicação deve-se ao fato de que as leiras que receberam aeração tiveram uma decomposição acelerada da fração compostável, segundo Stanley & Turner (2010), ao passo que nos tratamentos ao natural (T12, T32 e T42) a permanência de temperaturas elevadas durante um período longo, demonstra ainda grande quantidade de material biodegradável (MORENO et al., 2013).

A umidade é essencial para vida microbiana e com relação aos valores ideais para o processo, a faixa porcentual deve situar-se entre 40 e 60% (STANLEY & TURNER, 2010). Dessa maneira quando se analisam os dados médios na Tabela 5.2, percebe-se que os teores de umidade variam, e nos primeiros 15 dias não diferiram significativamente ($\alpha=0,05$) nos tratamentos T12, T22, T32 e T42, que compreendem as leiras que não receberam manejo e mostraram as menores médias, porém dentro ou próximo da faixa ideal. E quando o processo foi finalizado os maiores valores observados foram para T11, T21 e T41, com teores de umidade considerados acima da faixa ideal para o processo.

Tabela 5.2 Comparação dos valores médios de umidade entre os oito tratamentos.

| Umidade (%) | | | | | | | | | |
|----------------------------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|--------|
| Tratamentos ⁽¹⁾ | T11 | T12 | T21 | T22 | T31 | T32 | T41 | T42 | |
| Período (dias) | Média | Média | Média | Média | Média | Média | Média | Média | CV (%) |
| 15 | 52,26Ba | 48,08Aa | 57,56Bb | 36,15Aa | 53,15Ba | 40,56Aa | 70,05Cb | 41,59Aa | 11,85 |
| 30 | 57,44Ca | 57,60Ca | 53,96Cb | 26,81Aa | 57,80Cb | 36,19Ba | 55,05Ca | 52,47Ca | 12,24 |
| 60 | 47,02Ba | 53,31Ca | 64,57Da | 54,83Ca | 49,92Cb | 30,19Aa | 64,93Db | 41,48Ba | 8,35 |
| 90 | 61,14Bb | 29,07Aa | 69,28Db | 57,07Ba | 65,37Cb | 33,15Aa | 72,21Da | 65,38Ca | 6,01 |
| 120 | 70,74Ca | 50,88Ba | 68,41Cb | 27,68Aa | 59,22Ba | 57,67Ba | 73,16Cb | 36,19Aa | 10,48 |

Nota ⁽¹⁾: T11 – CS, grãos de soja com palha de soja (controlado); T12 – CS, grãos de soja com palha de soja (natural); T21 – CS, grãos de soja com palha de trigo (controlado); T22 – CS, grãos de soja com palha de trigo (natural); T31 – CS, grãos de soja com poda de árvore (controlado); T32 – CS, grãos de soja com poda de árvore (natural); T41 – CS, grãos de soja com mistura de palhas de trigo com soja e poda de árvore (controlado); T42 – CS, grãos de soja com mistura de palhas de trigo com soja e poda de árvore (natural).

Nota ⁽²⁾: Letras iguais maiúsculas entre as colunas dos tratamentos implicam em equivalência estatística dos valores ao nível de 5% de significância, pelo teste Scott-Knott.

Nota ⁽³⁾: Letras iguais minúsculas entre as colunas dos tratamentos natural e controlado implicam em equivalência estatística dos valores ao nível de 5% de significância, pelo teste t-student.

De modo geral, nos tratamentos controlados os valores de umidade estiveram dentro ou acima da faixa proposta pela literatura, devido ao recebimento de regas, ao passo que nos tratamentos naturais apresentaram valores inferiores, mesmo recebendo água da chuva. Este fato não foi observado para a leira ao natural de poda de árvore (T32), onde ocorreram os menores valores de umidade comparados ao demais ao longo do processo, devido ao material de mistura apresentar característica de hidrorrepelência e difícil degradação, o que exige assim, uma atividade microbiana e fase termófila mais intensa (de 104 dias) (LÓPEZ-GONZÁLEZ et al., 2015).

Os valores de pH são considerados altos. Aos 15 dias após o início da compostagem os tratamentos já alcançaram valores básicos ou alcalinos. Estudo realizado por Kurola et al. (2011) com compostagem de resíduos urbanos com cinzas, em tambores, resultou em pH próximo a 8 após 30 dias de processo.

Tabela 5.3 Comparação dos valores médios pH entre os oito tratamentos.

| pH | | | | | | | | | |
|----------------------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| Tratamentos ⁽¹⁾ | T11 | T12 | T21 | T22 | T31 | T32 | T41 | T42 | |
| Período (dias) | Média | Média | Média | Média | Média | Média | Média | Média | CV (%) |
| 15 | 8,11Ca | 8,66Db | 6,79Aa | 7,47Ba | 8,00Ca | 7,61Ba | 8,67Db | 7,85Ca | 2,47 |
| 30 | 8,68Ca | 8,89Db | 8,48Bb | 7,51Aa | 8,46Ba | 8,64Ca | 8,34Ba | 8,57Ba | 1,08 |
| 60 | 2,26Aa | 5,93Bb | 8,39Db | 7,27Ca | 8,32Da | 8,49Da | 8,50Da | 7,92Da | 4,78 |
| 90 | 8,36Da | 8,63Db | 7,50Aa | 8,00Bb | 7,68Aa | 8,27Ca | 7,86Ba | 8,11Ca | 1,74 |
| 120 | 8,22Ca | 8,47Db | 8,15Cb | 7,56Aa | 7,56Aa | 7,93Ba | 7,78Ba | 7,59Aa | 1,78 |

Nota ⁽¹⁾: T11 – CS, grãos de soja com palha de soja (controlado); T12 – CS, grãos de soja com palha de soja (natural); T21 – CS, grãos de soja com palha de trigo (controlado); T22 – CS, grãos de soja com palha de trigo (natural); T31 – CS, grãos de soja com poda de árvore (controlado); T32 – CS, grãos de soja com poda de árvore (natural); T41 – CS, grãos de soja com mistura de palhas de trigo com soja e poda de árvore (controlado); T42 – CS, grãos de soja com mistura de palhas de trigo com soja e poda de árvore (natural).

Nota ⁽²⁾: Letras iguais maiúsculas entre as colunas dos tratamentos implicam em equivalência estatística dos valores ao nível de 5% de significância, pelo teste Scott-Knott.

Nota ⁽³⁾: Letras iguais minúsculas entre as colunas dos tratamentos natural e controlado implicam em equivalência estatística dos valores ao nível de 5% de significância, pelo teste t-student.

Observa-se aos 60 dias de compostagem que os tratamentos T21, T31, T32, T41 e T42 apresentaram valores semelhantes estatisticamente, ao passo que os T11 e T12 apresentaram pH inferiores. A explicação pode se dar pelo material de base usado (palha de soja) que proporcionou uma fermentação com formação

de ácidos orgânicos. Como o pH é um dos parâmetros utilizados para indicar a maturidade do composto, no final, indiferente do manejo dado ou da mistura de resíduos, assumiu valores dentro da faixa tida como ideal, de 5 a 8, para fertilizantes orgânicos (MAPA, 2009).

A condutividade elétrica é um parâmetro que tende a diminuir no processo de compostagem. Segundo Kayikçioğlu & Okur (2011) o processo com resíduos de tabaco diminuiu a condutividade em 32 e 46% nos compostos finais. Com 30 dias é possível observar o decaimento e a equivalência estatística entre os valores de todos os tratamentos, comprovando a conversão da matéria orgânica para a sua fração mineralizada.

Do início do processo até o final, a diminuição da condutividade elétrica foi de 3 a 4 vezes mais nos tratamentos controlados, comparando-os aos tratamentos ao natural, uma vez que as regas realizadas podem ter ocasionado a solubilização e a lixiviação dos sais.

Tabela 5.4 Comparação dos valores médios de condutividade elétrica entre os oito tratamentos.

| Condutividade elétrica (mS.cm ⁻¹) | | | | | | | | | |
|---|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| Tratamentos ⁽¹⁾ | T11 | T12 | T21 | T22 | T31 | T32 | T41 | T42 | |
| Período (dias) | Média | Média | Média | Média | Média | Média | Média | Média | CV (%) |
| 15 | 2,82Ba | 2,68Ba | 4,58Ca | 4,33Ca | 2,26Aa | 4,14Cb | 2,22Aa | 5,07Db | 8,06 |
| 30 | 2,51Aa | 3,37Aa | 3,43Aa | 3,42Aa | 2,14Aa | 2,85Aa | 2,51Aa | 3,85Ab | 25,40 |
| 60 | 2,26Aa | 5,93Bb | 3,47Aa | 6,25Bb | 2,44Aa | 3,91Aa | 3,15Aa | 3,67Aa | 26,56 |
| 90 | 1,74Aa | 4,95Db | 2,87Ba | 1,02Aa | 0,94Aa | 6,19Eb | 1,48Aa | 3,53Cb | 16,52 |
| 120 | 1,12Aa | 4,25Cb | 0,92Aa | 3,83Cb | 0,84Aa | 2,50Bb | 1,16Aa | 3,35Cb | 18,01 |

Nota ⁽¹⁾: T11 – CS, grãos de soja com palha de soja (controlado); T12 – CS, grãos de soja com palha de soja (natural); T21 – CS, grãos de soja com palha de trigo (controlado); T22 – CS, grãos de soja com palha de trigo (natural); T31 – CS, grãos de soja com poda de árvore (controlado); T32 – CS, grãos de soja com poda de árvore (natural); T41 – CS, grãos de soja com mistura de palhas de trigo com soja e poda de árvore (controlado); T42 – CS, grãos de soja com mistura de palhas de trigo com soja e poda de árvore (natural).

Nota ⁽²⁾: Letras iguais maiúsculas entre as colunas dos tratamentos implicam em equivalência estatística dos valores ao nível de 5% de significância, pelo teste Scott-Knott.

Nota ⁽³⁾: Letras iguais minúsculas entre as colunas dos tratamentos natural e controlado implicam em equivalência estatística dos valores ao nível de 5% de significância, pelo teste t-student.

As quantidades de C conforme Tabela 5.5, não apresentaram uma queda gradual, e alteraram estatisticamente entre os tratamentos nos diferentes períodos, uma vez que a baixa relação C/N dos resíduos iniciais geralmente resulta em menor produção de CO₂ e, assim, menor perda de carbono na leira (HORWATH & ELLIOT, 1996).

Uma degradação eficiente no processo de compostagem segundo Pereira (2010), além dos fatores de temperatura, umidade e aeração, depende também do material de origem, que foram diversos nos tratamentos. Estudos de Malheiros (1996) apresentaram este comportamento do carbono orgânico e total variando ao longo de compostagem de casca de pinus com esterco e lã.

O nitrogênio total apresentou variação ao longo do processo, destacando uma tendência crescente apenas nas leiras: poda de árvore (T32); palha de trigo (T22) de semelhança significativa com T42.

Leal et al. (2013) observaram em compostagem de crotalaria com capim elefante aumento do N em todos os tratamentos durante o processo de compostagem, o que supõem que parte do nitrogênio não se perdeu por volatilização da amônia ou lixiviação, ou seja, a transformação do nitrogênio amoniacal em nitrato e posteriormente em nitratos (nitrificação) possam ter acontecido, indicado assim a maturação dos compostos (SEQUEIRA, 2013).

Os valores iniciais de relação C/N 15/1 nas leiras foram inferiores ao ideal (de 30/1), e com o passar dos dias diminuíram cerca de 47 a 50% (Tabela 5.5) nos tratamentos. A redução está associada às altas temperaturas encontradas no interior das leiras que fazem o carbono ser convertido a CO₂ e a fração de nitrogênio total passou a nitrato e/ou nitrato, ou ainda sob condições indesejadas, perdida por volatilização da amônia (JIANG et al., 2011).

Tabela 5.5 Comparação dos valores C, N e relação C/N entre os oito tratamentos.

| C (%) | | | | | | | | | |
|----------------------------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|--------|
| Tratamentos ⁽¹⁾ | T11 | T12 | T21 | T22 | T31 | T32 | T41 | T42 | |
| Período (dias) | Média | Média | Média | Média | Média | Média | Média | Média | CV (%) |
| 15 | 27,75Aa | 40,21Cb | 41,71Da | 42,13Da | 39,17Ca | 45,66Eb | 36,31Ba | 46,37Eb | 2,21 |
| 30 | 31,87Aa | 38,42Ca | 35,25Ba | 38,70Ca | 32,69Aa | 37,58Cb | 35,66Ba | 34,54Ba | 3,48 |
| 60 | 26,90Aa | 35,08Ba | 28,89Aa | 38,95Ca | 35,21Ba | 38,31Ca | 29,99Aa | 39,17Cb | 3,75 |
| 90 | 24,57Aa | 34,90Ca | 25,26Aa | 38,49Cb | 30,78Ba | 37,10Ca | 28,96Ba | 38,02Ca | 4,97 |
| 120 | 37,36Ba | 26,63Aa | 23,78Aa | 42,36Bb | 29,06Aa | 38,58Bb | 28,56Aa | 40,80Bb | 5,55 |

Continua

Tabela 5.5 Comparação dos valores C, N e relação C/N entre os oito tratamentos. (Continuação)

| N (%) | | | | | | | | | |
|----------------------------|---------|---------|----------|----------|----------|---------|----------|---------|--------|
| Tratamentos ⁽¹⁾ | T11 | T12 | T21 | T22 | T31 | T32 | T41 | T42 | |
| Período (dias) | Média | Média | Média | Média | Média | Média | Média | Média | CV (%) |
| 15 | 2,99Aa | 4,01Cb | 3,45Ba | 4,03Cb | 3,42Ba | 4,63Db | 3,05Aa | 4,86Db | 4,10 |
| 30 | 3,48Aa | 4,27Cb | 4,78Da | 4,67Da | 3,32Aa | 3,82Ba | 3,97Ba | 3,67Ba | 3,84 |
| 60 | 2,96Aa | 4,14Ba | 3,41Aa | 4,92Cb | 4,24Ba | 4,36Ba | 3,46Aa | 3,98Ba | 5,39 |
| 90 | 2,82Aa | 4,33Ca | 3,50Ba | 4,47Cb | 3,55Ba | 4,55Ca | 3,33Ba | 4,18Cb | 3,99 |
| 120 | 4,54Ba | 2,90Aa | 3,15Aa | 5,56Cb | 3,45Aa | 4,34Bb | 3,26Aa | 4,98Ca | 6,49 |
| Relação C/N | | | | | | | | | |
| 15 | 9,3/1Aa | 10/1Aa | 12,1/1Ba | 10,5/1Aa | 11,5/1Ba | 9,9/1Aa | 11,9/1Ba | 9,5/1Aa | 3,76 |
| 30 | 9,2/1Ca | 9/1Ca | 7,4/1Aa | 8,3/1Ba | 9,9/1Ca | 9,9/1Ca | 9/1Ca | 9,4/1Aa | 4,17 |
| 60 | 9,1/1Aa | 8,5/1Aa | 8,5/1Aa | 7,9/1Aa | 8,3/1Aa | 8,8/1Aa | 8,6/1Aa | 9,8/1Aa | 3,34 |
| 90 | 8,7/1Ca | 8,1/1Ba | 7,2/1Aa | 8,6/1Ca | 8,7/1Ca | 8,1/1Ba | 8,7/1Ca | 9,1/1Ca | 2,98 |
| 120 | 8,2/1Aa | 9,2/1Aa | 7,6/1Aa | 7,6/1Aa | 8,5/1Aa | 8,9/1Aa | 8,7/1Aa | 8,2/1Aa | 3,56 |

Nota ⁽¹⁾: T11 – CS, grãos de soja com palha de soja (controlado); T12 – CS, grãos de soja com palha de soja (natural); T21 – CS, grãos de soja com palha de trigo (controlado); T22 – CS, grãos de soja com palha de trigo (natural); T31 – CS, grãos de soja com poda de árvore (controlado); T32 – CS, grãos de soja com poda de árvore (natural); T41 – CS, grãos de soja com mistura de palhas de trigo com soja e poda de árvore (controlado); T42 – CS, grãos de soja com mistura de palhas de trigo com soja e poda de árvore (natural).

Nota ⁽²⁾: Letras iguais maiúsculas entre as colunas dos tratamentos implicam em equivalência estatística dos valores ao nível de 5% de significância, pelo teste Scott-Knott.

Nota ⁽³⁾: Letras iguais minúsculas entre as colunas dos tratamentos natural e controlado implicam em equivalência estatística dos valores ao nível de 5% de significância, pelo teste t-student.

A relação C/N também é usada como indicador da qualidade final do composto, e os valores da Tabela 5.5 se mostraram equivalentes estatisticamente entre os tratamentos controlado e natural. A partir do 60º dia, até a finalização, todos os tratamentos apresentaram semelhanças ($\alpha=0,05$) e, de acordo com Cabeza et al. (2013), com valores dentro da faixa (de 8/1 a 10/1) considerada para compostos maturados.

O processo de compostagem implica na redução de massa e volume da biomassa (YUE et al., 2008). Os dados do presente trabalho são apresentados na Figura 5.7.

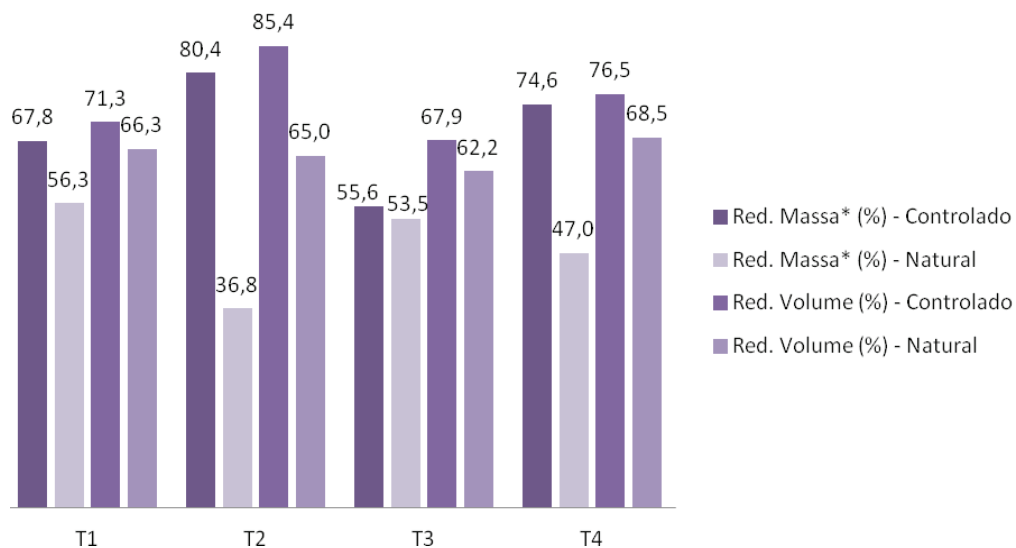


Figura 5.7 Redução de massa e volume no final do processo de compostagem.

Nota: T1 – CS, grãos de soja com palha de soja; T2 – CS, grãos de soja com palha de trigo; T3 – CS, grãos de soja com poda de árvore; T4 – CS, grãos de soja com mistura de palhas de trigo com soja e poda de árvore.

* Material em base seca (105°C)

Comparando a redução de massa entre os tratamentos controlado e natural, pode-se afirmar que os tratamentos controlados apresentaram as maiores reduções, porém no tratamento com poda de árvore (T3) nota-se semelhanças na redução de massa entre as leiras controlado e natural, devido ao fato de que a poda de árvores possui em sua estrutura complexos como a lignina, hemicelulose, celulose e ceras de difícil quebra pelos microrganismos, o que demanda maior tempo de compostagem (PARADELO, MOLDES & BARRAL, 2012).

Já a redução de volume foi semelhante entre as leiras controladas e ao natural, com destaque ao tratamento com palha de trigo (T2), que apresentou a maior redução na leira controlada. Ao longo do processo de compostagem fatores como aeração, degradação de substratos podem interferir (ORRICO, 2012).

Na Tabela 5.6 são apresentados os resultados das análises dos compostos finais e os valores limites das variáveis estipuladas pela Instrução Normativa N° 25/2009 do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA, 2009) para fertilizantes orgânicos.

É possível verificar que os valores de pH, nitrogênio total, carbono total e relação C/N atenderam aos limites estipulados para fertilizantes orgânicos para todos os tratamentos. Percebe-se que as quantidades de macronutrientes (N, P, K, Ca) dos compostos finais estiveram dentro dos limites. Já os micronutrientes

estiveram abaixo do limite, exceto ferro, cuja explicação para o teor apresentado pode estar associada ao fato das amostras conterem solo, de característica basáltica, portanto rico em óxido de ferro.

Pode-se observar que o tratamento que apresentou maior número de variáveis atendendo à IN N° 25/2009 (MAPA, 2009) foi a leira natural da coleta seletiva com grãos e poda de soja (T12), atendendo a 8 dos parâmetros (de um total de 15 analisadas), seguida dos tratamentos T21, T31, T32 e T41 atendendo a 7 dos parâmetros.

Dessa forma, pode-se afirmar que os compostos dos oitos tratamentos se encontraram dentro do limite dos parâmetros de pH, C, N e relação C/N, sendo possível atestar que o composto final estava maturado.

Com relação aos baixos teores de micronutrientes deve-se analisar a matéria-prima utilizada para o processo e a viabilidade de incrementos desses elementos na forma química ao composto final.

Tabela 5.6 Média e desvio padrão das características físico-químicas dos compostos finais, de acordo com os valores mínimos exigidos pela Instrução Normativa N° 25/2009 do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento para fertilizantes orgânicos.

| Variáveis | Limites mínimos IN N° 25/2009 | Tratamentos | | | | | | | | | |
|---------------------------------|----------------------------------|-------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|--|--|
| | | T11 | T12 | T21 | T22 | T31 | T32 | T41 | T42 | | |
| Umidade (%) | até 50 | 61,14±2,14 | 29,07±5,97 | 72,28±2,06 | 57,07±3,88 | 65,37±7,34 | 33,15±3,82 | 72,21±3,51 | 65,38±1,69 | | |
| pH | 6 | 8,22±0,03 | 8,47±0,07 | 8,15±0,08 | 7,56±0,17 | 7,56±0,04 | 7,93±0,16 | 7,78±0,02 | 7,59±0,12 | | |
| N total ⁽¹⁾ (%) | 0,5 | 4,54±0,31 | 2,90±0,23 | 3,15±0,22 | 5,56±0,06 | 3,45±0,09 | 4,34±0,13 | 3,26±0,20 | 4,98±0,04 | | |
| C org. total ⁽¹⁾ (%) | 15 | 37,36±2,55 | 26,63±2,83 | 23,78±1,11 | 42,36±0,28 | 29,06±0,07 | 38,58±0,47 | 28,56±0,27 | 40,80±0,43 | | |
| Relação C/N ⁽¹⁾ (%) | até 20 | 8,24±0,32 | 9,18±0,27 | 7,56±0,18 | 7,62±0,13 | 8,46±0,23 | 8,90±0,17 | 8,75±0,46 | 8,21±0,03 | | |
| Macronutrientes (%) | P | 0,48±0,02 | 0,54±0,01 | 0,62±0,01 | 0,54±0,01 | 0,47±0,03 | 0,42±0,02 | 0,59±0,01 | 0,52±0,01 | | |
| | K | 2,34±0,09 | 1,22±0,03 | 1,22±0,01 | 2,15±0,06 | 0,76±0,03 | 1,69±0,04 | 1,29±0,04 | 1,64±0,06 | | |
| | Ca | 0,98±0,14 | 2,10±0,18 | 2,34±0,10 | 0,56±0,01 | 3,00±0,05 | 5,41±0,97 | 2,67±0,35 | 1,47±0,08 | | |
| | Mg | 0,49±0,02 | 0,67±0,01 | 0,55±0,01 | 0,36±0,01 | 0,50±0,01 | 0,43±0,01 | 0,63±0,02 | 0,42±0,01 | | |
| | S | 0,33±0,01 | 0,28±0,00 | 0,34±0,01 | 0,32±0,01 | 0,28±0,00 | 0,28±0,01 | 0,33±0,00 | 0,32±0,01 | | |

Continua

Tabela 5.6 Média e desvio padrão das características físico-químicas dos compostos finais, de acordo com os valores mínimos exigidos pela Instrução Normativa N° 25/2009 do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento para fertilizantes orgânicos. (Continuação)

| Variáveis | Limites mínimos IN N° 25/2009 | Tratamentos | | | | | | | | | |
|-------------------|----------------------------------|-------------|-------------|-------------|-----------|-----------|-------------|-------------|-----------|-----------|--|
| | | T11 | T12 | T21 | T22 | T31 | T32 | T41 | T42 | | |
| B | 0,03 | 0,01±0,00 | 0,01±0,00 | 0,01±0,00 | 0 | 0,01±0,00 | 0,01±0,00 | 0,01±0,00 | 0,01±0,00 | 0,01±0,00 | |
| Cl ⁽²⁾ | 0,1 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | |
| Co | 0,005 | 0 | 0 | 0,001±0,000 | 0 | 0 | 0 | 0,002±0,002 | 0 | 0 | |
| Cu | 0,05 | 0,01±0,00 | 0,01±0,00 | 0,01±0,00 | 0 | 0,01±0,00 | 0,01±0,00 | 0,01±0,00 | 0,01±0,00 | 0,01±0,00 | |
| Fe | 0,2 | 1,0±0,1 | 3,2±0,0 | 3,3±0,1 | 0,5±0,0 | 2,4±0,2 | 0,9±0,1 | 3,1±0,2 | 1,1±0,1 | 1,1±0,1 | |
| Mn | 0,05 | 0,03±0,00 | 0,08±0,00 | 0,09±0,00 | 0,02±0,00 | 0,06±0,00 | 0,03±0,00 | 0,09±0,01 | 0,03±0,00 | 0,03±0,00 | |
| Mo ⁽³⁾ | 0,005 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | |
| Ni | 0,005 | 0,001±0,000 | 0,002±0,000 | 0,002±0,000 | 0 | 0 | 0,001±0,000 | 0,002±0,000 | 0 | 0 | |
| Si ⁽²⁾ | 1 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | |
| Zn | 0,1 | 0,01±0,00 | 0,01±0,00 | 0,02±0,00 | 0,01±0,00 | 0,02±0,00 | 0,007±0,00 | 0,026±0,00 | 0,01±0,00 | 0,01±0,00 | |
| Legenda | Não atende | 9 | 7 | 8 | 10 | 8 | 8 | 8 | 9 | 6 | |
| | Atende | 6 | 8 | 7 | 5 | 7 | 7 | 7 | 6 | 6 | |

Nota⁽¹⁾: Valores expressos em base seca, umidade determinada a 105°C.

Nota⁽²⁾: Não realizada leitura.

Nota⁽³⁾: Não detectado, com valores abaixo do limite de quantificação.

Fonte: Adaptado de IN N° 25/2009 MAPA.

O aspecto visual do composto final é um dos fatores utilizados na identificação do grau de decomposição, a fim de saber se o composto estava estabilizado ou maturado, pois um composto final pode estar mal decomposto e ser considerado estável, sem estar maturado (KIEHL, 2008).

Após os 120 dias de compostagem é possível notar a descaracterização dos resíduos nos compostos finais dos tratamentos.

Os compostos finais dos tratamentos ao natural, devido à falta de aeração que proporcionasse a mistura dos resíduos e a umidificação resultaram em um material com odores. Em especial a leira T3 natural, onde é possível notar a presença de papéis de germinação, cascas de ovos e verduras em estado íntegros. Nos demais havia presença de torrões secos que mantinham aparência estável (Figura 5.8).

De maneira geral, os tratamentos controlados resultaram numa descaracterização e decomposição dos resíduos mais uniforme do que os tratamentos ao natural, apresentando ainda um composto final escuro, livre de odores e resíduos íntegros.

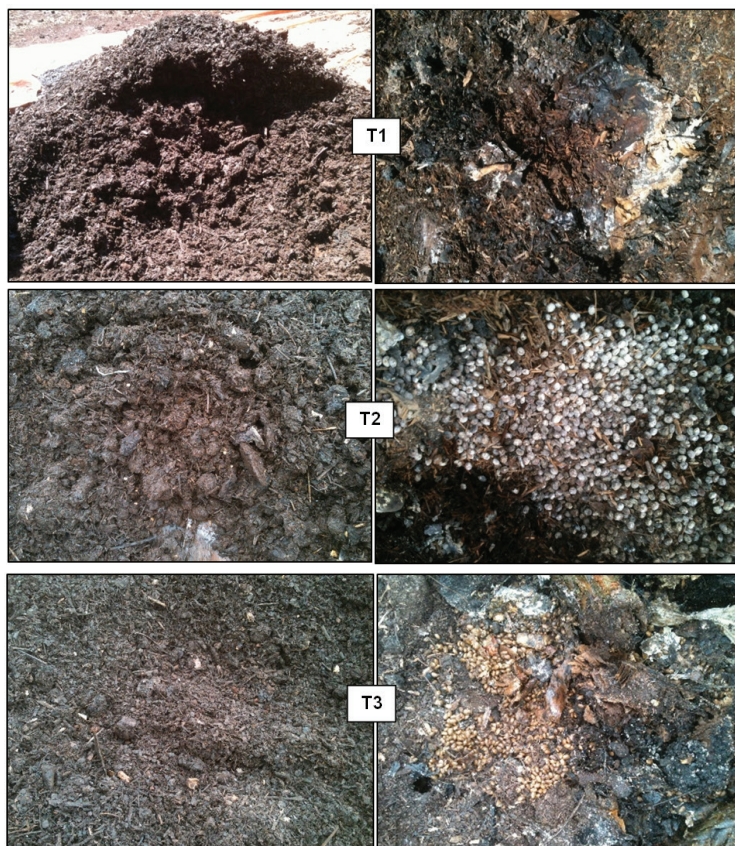


Figura 5.8 Compostos finais dos oito tratamentos: leiras controladas (esquerda) e leiras naturais (direita). (Continua)

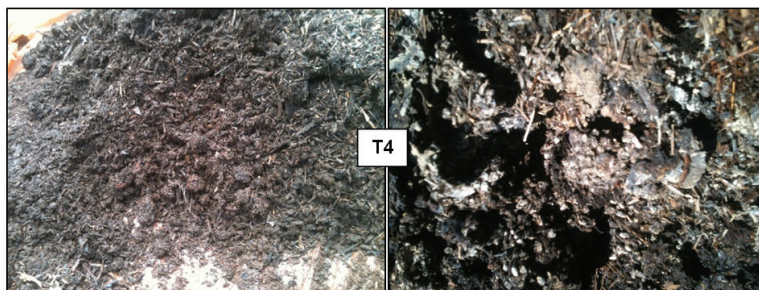


Figura 5.8 Compostos finais dos oito tratamentos: leiras controladas (esquerda) e leiras naturais (direita).
(Continuação)

4 Conclusões

O revolvimento e as regas aplicados às leiras controladas interferiram no comportamento da curva de temperatura e nas reduções de massa e volume, porém a relação C/N não diferiu entre os sistemas, mas diminuiu ao longo dos dias em todos os tratamentos.

Concluiu-se que o período de 120 dias de compostagem foi suficiente para estabilização da matéria orgânica e os tratamentos controlados resultaram em menor tempo para a maturação do material, resultando em compostos escuros, homogêneos, livres de odores e resíduos íntegros; o que indica que esta é a técnica mais eficaz para o tratamento dos resíduos orgânicos gerados em unidades agrícolas.

Referências

- BRASIL. Lei Federal nº 12.305 de 02 de agosto de 2010. **Institui a Política Nacional dos Resíduos Sólidos**, altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998, 2010.
- BROWN, S.; KRUGER, C.; & SUBLER, S. Greenhouse gas balance for composting operations. *Journal of Environmental Quality*, v.37, p. 1396-1410, 2008.
- CABEZA, I.O.; LÓPEZ, R.; RUIZ-MONTOYA, M.; DÍAZ, M.J. Maximising municipal solid waste e Legume trimming residue mixture degradation in composting by control arameters optimization. *Journal of Environmental Management*, v.128, p. 266-273, 2013.
- CARMO, D. L.; SILVA, C. A. Métodos de quantificação de carbono e matéria orgânica em resíduos orgânicos. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.36, n.4, p. 1211-1220, 2012.

- COSTA, M.S.S. DE M.; COSTA, L.A. DE M.; SESTAK, M.; OLIBONE, D.; SESTAK, D.; KAUFMANN, A.V.; ROTTA, S.R. Compostagem de resíduos da indústria de desfibração de algodão. *Engenharia Agrícola*, n. 25, n. 2, 540-548, 2005.
- DÍAZ, M.J.; MADEJÓN, E.; LÓPEZ, F.; LÓPEZ, R.; CABRERA, F. Optimization of the rate vinasse/grape marc for co-composting process. *Process Biochemistry*, n. 37, p. 1143-1150, 2002.
- DÍAZ, M.J.; EUGENIO, M.E.; LÓPEZ, F.; GARCIA, J.C.; YAÑEZ, R. Neural Models for Optimizing Lignocellulosic Residues Composting Process. *Waste Biomass Valor*, v. 3, p. 319-331, 2012.
- EMBRAPA. *Embrapa em Números*. Embrapa, Secretária de Comunicação. Brasília, 138 p. 2015.
- GUERRA-RODRÍGUEZ, E.; VÁZQUEL, M.; DÍAZ-RAVINÁ, M. Dynamics of the co-composting of barley waste with liquid poultry manure. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, v.83, p. 166-172, 2003.
- HORWATH, W.R.; ELLIOT, L.F. Microbial C and N, dynamics during mesophilic and thermophilic incubations of ryegrass. *Biology and Fertility of Soils*, n.22, p. 1-9, 1996.
- HAUG, R.T. *Practical Handbook of Compost Engineering*. Taylor e Francis Inc. (Ed.), 2a. ed., Boca Raton, Flórida, 1993.
- IYENGAR, S.R.; BHAVE, P.P. In vessel composting of household wastes. *Waste Management*, v.26, n.10, p.1070-1080, 2006.
- JIANG, T.; SCHUCHARDT, F.; GUOXUE, L.; GUO, R.; ZHAO, Y. Effect of C/N ratio, aeration rate and moisture content on ammonia and greenhouse gas emission during the composting. *Journal of Environmental Sciences*, v.23, n.10, p.1754-1760, 2011.
- KAYIKÇIOĞLU, H.H.; OKUR, N. Evolution of enzyme activities during composting of tobacco waste. *Waste Management & Research*, v.29, n.11, p. 1124-1133, 2011.
- KIEHL, E.J. *Manual da Compostagem: Maturação e Qualidade do Composto*. 4ªed. Piracicaba. 2004. p. 173.

- KULCU, R. New kinetic modelling parameters for composting process. *Journal of Material Cycles Waste Management*, p.1-21, 2015.
- KUROLA, J.M.; ARNOLD, M.; KONTRO, M.H.; TALVES, M.; ROMANTS-CHUK, M. .Wood ash for application in municipal biowaste composting. *Bioresource Technology*, v. 102, p. 5214-5220, 2011.
- LEAL, M.A. DE A.; GUERRA, J.G.M.; ESPINDOLA, J.A.A.; ARAÚJO, E. DA S. Compostagem de misturas de capim–elefante e torta de mamona com diferentes relações C/N. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 17, n. 11, p. 1195-1200, 2013.
- LÓPEZ–GONZÁLEZ, J.A.; SUÁREZ–ESTRELLA, F.; VARGAS–GARCÍA, M.C.; LÓPEZ, M.J.; JURADO, M.M.; MORENO, J. Dynamics of bacterial microbiota during lignocellulosic waste composting: Studies upon its structure, functionality and biodiversity. *Bioresource Technology*, v. 175, p. 406-416, 2015.
- MAPA – Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Instrução Normativa Nº 25 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**, 2009.
- MALHEIROS, S. M. P. **Avaliação do processo de compostagem utilizando resíduos agroindustriais**. Campinas–SP, 1996. Disponível em: < <http://www.bibliotecadigital.unicamp.br/document/?code=vtls000116365>>. Acesso em: 10 out. 2014.
- MORENO, J.; LÓPEZ, M.J.; VARGAS–GARCÍA, M.C.; SUÁREZ–ESTRELLA, F. (2013). Recent advances in microbial aspects of compost production and use. *Acta Horticulturae*, v. 1013, p. 443-457, 2013.
- 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.
- ORRICO, A.C.A.; CENTURION, S.R.; FARIAS, R.M.; ORRICO–JUNIOR, M.A.P.; GARCIA, R.G. Effect of different substrates on composting of poultry litter. *Revista Brasileira de Zootecnia*, v. 41, n. 7, p. 1764-1768, 2012.

- PARADELO, R.; MOLDES, A.B.; BARRAL, M.T. Evolution of organic matter during the mesophilic composting of lignocellulosic winery wastes. **Journal of Environmental Management**, v. 116, p. 18-26, 2012.
- PEREIRA, D. C. de M. S. **Compostagem pelo método de aeração passiva: uma solução sustentável para os resíduos sólidos orgânicos da indústria de celulose e papel**. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais), Universidade de Taubaté, Taubaté, 2010.
- PUYUELO, B.; GEA, T.; SÁNCHEZ, A. A new control strategy for the composting process based on the oxygen uptake rate. **Chemical Engineering Journal**, v.165, p. 161-169, 2010.
- SALVATOR, K.; SABEE, W.E. Evaluation of fertilizer value and nutrient release from corn and soya bean residues under laboratory and green house conditions. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 48, p. 14-15, 1995.
- SEQUEIRA, L. L. **Compostagem de resíduos urbanos e avaliação da qualidade dos produtos obtidos: Caso de estudo Amarsul S.A**. Dissertação (Mestrado em Agronomia) Universidade Técnica de Lisboa, Lisboa, 2013.
- SILVA, F.C. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. Embrapa Informação Tecnológica, Brasília, 2ª ed., p. 399-407, 2009.
- STANLEY, A.; TURNER, G. Composting. **Teaching Science**, v. 56, n. 2, p. 34-36, 2010.
- TEDESCO, M.J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C.A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S.J. **Análises de solo, plantas e outros materiais**. UFRGS: Porto Alegre, 2ª ed., 175 p. 1995.
- ZHU, N.; DENG, C.; XIONG, Y.; QUIAN, H. Performance characteristics of three aeration Systems in the swine manure composting. **Bioresource Technology**, v. 93, n. 3, p. 319-326, 2004.

Pré-compostagem e vermicompostagem de lodo biológico de laticínio

Andressa Vitória Duarte de Souza
Andressa Ferreira Pimenta
Vitor da Costa Marques
Pedro Henrique Presumido

Jaqueline dos Santos Silva
Monielen Monara Betio
Tatiane Cristina Dal Bosco
Kátia Valéria Marques
Cardoso Prates

Resumo: A indústria de laticínio vem apresentando expansão considerável no mercado interno, o que implica em maior produção de resíduos orgânicos em decorrência dos processos produtivos. No entanto, poucos estudos se dedicaram a apresentar alternativas de tratamento para estes resíduos. Deste modo, neste capítulo serão apresentados os resultados de um projeto que objetivou avaliar a compostagem e a vermicompostagem para o tratamento do lodo biológico de laticínio em conjunto com casca de café e poda de árvore. Os resíduos utilizados para a montagem das leiras foram lodo biológico oriundo de estação de tratamento de efluentes da indústria de laticínios (L), cinza de caldeira (C), casca de café (CC) e poda de árvores (A). As leiras foram montadas em ambiente com e sem cobertura, de modo a verificar se este fator influencia no processo. Assim, os tratamentos foram: em ambiente coberto - T1: (L+P), T2: (L+CC), T3: (L+P+C), T4: (L+CC+C); e em ambiente descoberto - T5: (L+P), T6: (L+P+C). T1, T2, T3 e T4 apresentaram as maiores médias de temperaturas. Já para a redução do volume, T3 e T6 foram os mais eficientes. As reduções de peso foram maiores para o T5 e T6, que estavam sem cobertura. Para o pH e a relação C/N todos os adubos atenderam à Instrução Normativa nº 25, de 23/07/2009 (MAPA).

Palavras-chave: Adubo orgânico. Resíduos sólidos agroindustriais.

1 Introdução

A estação de tratamento de efluentes de uma indústria de laticínios gera ao final do seu processo de operação, além do efluente tratado, o lodo biológico que possui alto teor de matéria orgânica. Se este lodo biológico for disposto incorretamente ou sem tratamento prévio, pode causar riscos ao meio ambiente. Este resíduo é rico em nitrogênio e quando associado a uma fonte de carbono pode ser estabilizado via compostagem e vermicompostagem, gerando um composto rico em nutrientes e mais assimilável às plantas (LATEEF et al., 2013).

O processo de compostagem e vermicompostagem é realizado a partir do uso de substratos de origem animal e/ou vegetal, utilizando fontes de carbono e nitrogênio para que ocorra a degradação da matéria orgânica. O propósito desse processo é estabilizar a matéria orgânica, melhorar suas características físico-químicas e biológicas. Para que ocorra uma degradação mais rápida, o composto é revolvido com o intuito de aumentar a disponibilidade de oxigênio no sistema promovendo maior desenvolvimento dos microrganismos que irão degradar a matéria orgânica. Estes revolvimentos na compostagem podem ocorrer por aeração manual ou mecânica. Já a vermicompostagem acontece via simbiose entre minhocas e microrganismos que vivem em seu trato digestivo, não demandando o revolvimento ao longo do processo (DORES-SILVA et al., 2013).

Neste capítulo serão apresentados os resultados de um projeto que objetivou monitorar e avaliar os processos de pré-compostagem e vermicompostagem de lodo biológico proveniente de indústria de laticínios juntamente com resíduos ricos em carbono (casca de café, poda de árvores e cinza de caldeira) em ambiente coberto e descoberto, com vistas a verificar a interferência da radiação solar e da chuva no processo.

2 Material e métodos

2.1 Resíduos utilizados e tratamentos

Os resíduos utilizados para a montagem das leiras foram: lodo biológico oriundo de uma estação de tratamento de efluentes de indústria de laticínios (L), cinza de caldeira (C), casca de café (CC) e poda de árvores (P). A proporção da mistura dos materiais investigados resultou em uma relação C/N inicial próxima de 19:1. Após a caracterização inicial dos resíduos, foram preparados os trata-

mentos, sendo que quatro foram montados em ambiente coberto ($T1 = L+P$; $T2 = L + CC$; $T3 = L + P + C$; $T4 = L + CC + C$) e dois tratamentos em ambiente descoberto ($T5 = L + P$; $T6 = L + P + C$).

As leiras tiveram formato trapezoidal, com 1,20 m de base maior, 0,50 m de base menor, 0,55 m de altura e 1,35 m de comprimento, resultando em um volume de 0,63 m³. As leiras submetidas ao ambiente coberto foram dispostas diretamente sobre piso cimentado em casa de vegetação. Já as leiras em ambiente descoberto ficaram a céu aberto sobre um sombrite, para não haver perda de material. A pré-compostagem ocorreu por um período de 64 dias para a estabilização da temperatura e obtenção de condições propícias de pH e condutividade elétrica.

Na segunda fase ocorreu a inoculação de minhocas no composto, que foram dispostas em vermireatores, onde o material permaneceu por 43 dias.

Após o período de pré-compostagem, para acomodação do material e das minhocas foram utilizadas caixas vazadas denominadas de vermireatores, contribuindo para a oxigenação do composto. Para que não houvesse fuga das minhocas e perda de material tais caixas foram revestidas com sombrite. Cada tratamento foi realizado em triplicata.

As dimensões dos vermireatores foram 0,15 x 0,33 x 0,54 m de altura, largura e comprimento, respectivamente, totalizando 0,027 m³. Os vermireatores foram suspensos 10 cm do chão para facilitar o manuseio e proporcionar aeração na parte inferior.

A espécie de minhoca que foi inserida no experimento foi a *Eisenia foetida*, ou Vermelha da Califórnia, escolha pautada com base em estudos realizados por Oliveira et al. (2008), que descrevem vantagens da espécie. Cestonaro et al. (2012) recomendaram a inserção de 15 minhocas adultas (com a presença visível de clitelo) por vermireator, com dimensões de 0,40 m de comprimento, 0,28 m de largura e 0,15 m de altura. Logo, proporcionalmente, para o presente trabalho inseriram-se 24 minhocas por vermireator. As contagens para a avaliação da reprodução ocorreram no começo, meio e no final do processo de vermicompostagem.

2.2 Monitoramento do processo de pré-compostagem e vermicompostagem

Para o monitoramento dos processos foram levados em consideração os parâmetros e a frequência de análise apresentados na Tabela 6.1.

Tabela 6.1 Parâmetros monitorados na pré-compostagem e vermicompostagem e sua frequência.

| Parâmetro de monitoramento | Método | Local |
|-------------------------------|-----------------------------------|----------------|
| Temperatura ¹ | Termômetro digital tipo espeto | <i>In loco</i> |
| Umidade aparente ² | Nunes, 2009 | |
| Aeração ³ | Revolvimento manual | |
| Redução do volume | Balde volumétrico | |
| Redução de massa | Balança digital | |
| pH | Tedesco et al., 1995 | Em laboratório |
| Condutividade elétrica | Tedesco et al., 1995 | |
| Carbono total | APHA, AWWA & WEF, 1998 | |
| Série de sólidos | APHA, AWWA & WEF, 1998 | |
| Nitrogênio total | Malavolta; Vittij; Oliveira, 1997 | |

Nota¹: Diariamente foram monitorados sete pontos nas leiras durante a pré-compostagem. A temperatura ambiente e a umidade relativa do ar também foram monitoradas por meio de um termo-higrômetro digital

Nota²: Monitorada pelo teste da mão (NUNES, 2009).

Nota³: O revolvimento foi manual, com auxílio de pás e enxadas. Durante o processo de vermicompostagem não houve necessidade de revolvimento devido à atividade das minhocas.

2.3 Análises microbiológicas

Para o estudo microbiológico foram utilizando três meios de cultura: BDA – Batata Dextrose Ágar, BHI – *Brain Heart Infusion* e meio Amido Caseína com o intuito de quantificar os seguintes grupos de microrganismos: fungos filamentosos e leveduras, bactérias heterotróficas e actinomicetos, receptivamente.

Na Tabela 6.2 apresenta-se a frequência de análise dos diferentes grupos de microrganismos estudados. Devido a erros operacionais no início do monitoramento, ocorreram lacunas nas análises referentes aos fungos filamentosos e leveduras.

Tabela 6.2 Frequência de monitoramento dos grupos de microrganismos estudados durante os processos de pré-compostagem e vermicompostagem.

| | | Dia de análise | | | | | | | |
|-----------------------|--------------------------|-----------------|----|-----|-----|-----|-----|------------------|------|
| | | Pré-compostagem | | | | | | Vermicompostagem | |
| | | 1° | 7° | 15° | 30° | 45° | 58° | 73° | 100° |
| Microrganismos | Bactérias Heterotróficas | x | | x | x | x | x | x | x |
| | Actinomicetos | x | x | x | x | x | x | x | x |
| | Fungos Filamentosos | x | | | x | x | x | x | x |
| | Leveduras | | | x | x | x | x | x | x |

2.3.1 Diluição em série e inoculação em placa de Petri

2.3.1.1 Preparo de solução salina

Para o processo de diluição em série das amostras, preparou-se 1000 mL de solução salina a 0,8% (0,8 g NaCl para 100 mL de água destilada). A solução foi distribuída em 30 tubos de ensaio (9mL por tubo) e em 6 erlenmeyers (90 mL por erlenmeyer). Em seguida, os tubos e erlenmeyers foram autoclavados por 15 minutos a 121°C, para posteriormente serem utilizados.

2.3.1.2 Preparo das amostras

Com auxílio de uma balança semi-analítica, foram pesadas 10 g de amostra de cada tratamento e foram diluídas em 90 mL de solução salina estéril (erlenmeyer), obtendo-se assim, uma diluição inicial de 10^{-1} . Com o auxílio de um agitador tipo vortex homogeneizou-se a amostra e com uma micropipeta (com o volume de 1 mL) realizou-se a diluição seriada nos tubos de ensaio até atingir a diluição correspondendo a 10^{-6} , como pode ser observado na Figura 6.1.

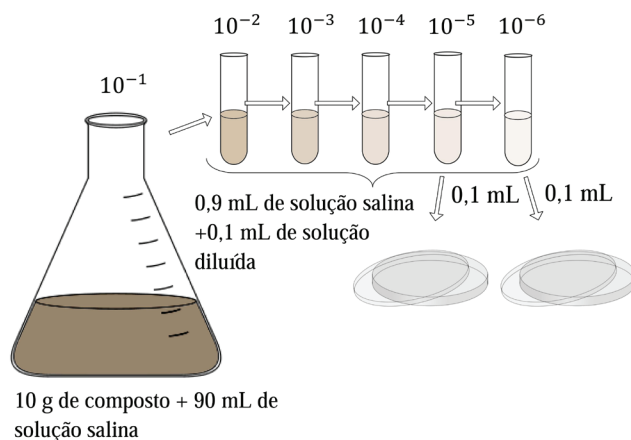


Figura 6.1 Esquema da diluição seriada e inoculação da amostra.

2.3.1.3 Inoculação das amostras

Em zona estéril projetada por um bico de Bunsen, com o auxílio da micropipeta inoculou-se 0,1 mL das diluições 10⁻⁵ e 10⁻⁶ nas placas de Petri contendo os meios de cultura (Figura 6.1). A alíquota da diluição foi espalhada uniformemente por toda superfície do meio de cultura contido na placa de Petri com o auxílio de um *swab* estéril.

2.3.2 Incubação e contagem das amostras

As amostras foram incubadas em temperaturas diferentes, conforme o grupo de microrganismos. As placas de Petri com meio de cultura BHI foram incubadas invertidas em estufa a 37° C por 48 h. As placas com meio de cultura Amido-Caseína foram incubadas invertidas em estufa a 25°C por 60 h e as com meio de cultura BDA foram incubadas com a tampa para cima a 25°C por 60h. Transcorrido este tempo, realizou-se a contagem de colônias desenvolvidas em cada meio de cultura para determinar o número de Unidades Formadoras de Colônia (UFC) por grama de composto/vermicomposto.

2.4 Análises estatísticas

Para a análise estatística dos dados obtidos para a pré-compostagem e vermicompostagem utilizou-se o programa SISVAR® (FERREIRA, 2008). O teste estatístico empregado para comparação de médias foi o teste Scott-Knott, ao nível de 5% de significância.

Por meio do delineamento inteiramente casualizado, as análises de variância foram feitas a partir das reduções percentuais evidenciadas, para os parâmetros analisados (C, N, relação C/N, volume, massa e populações microbiológicas).

Em relação às análises estatísticas microbiológicas, os testes consistiram em dois tipos de análises: um referente a uma análise dos resultados microbiológicos obtidos entre tratamentos para cada data de análise e outro em relação a todo o processo, desde o início da pré-compostagem até o final da vermicompostagem, para cada tratamento. As letras minúsculas com números iguais na mesma coluna implicam em equivalência estatística dos valores ao nível de 5% de significância e letras maiúsculas com números iguais na mesma linha implicam equivalência estatística dos valores ao nível de 5% de significância.

3 Resultados e discussão

3.1 Temperatura

A condição térmica do processo é um dos mais importantes fatores de monitoramento, uma vez que diferentes temperaturas promovem o incremento de diferentes microrganismos (HERBETS, 2005). Na Figura 6.2 são apresentados os resultados do monitoramento de temperatura em todas as leiras e a temperatura ambiente, durante todo o período de pré-compostagem. Não houve monitoramento durante o período de vermicompostagem, pois ao final da pré-compostagem o composto já se apresentava com temperaturas estabilizadas.

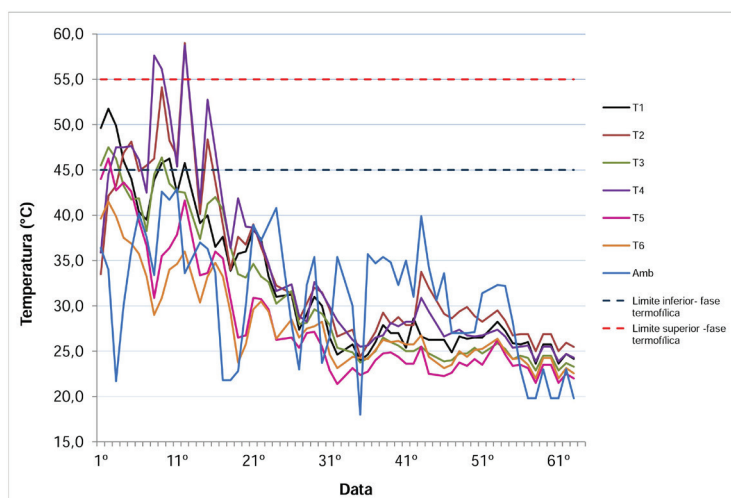


Figura 6.2 Monitoramento das temperaturas nas leiras e temperatura ambiente durante a pré-compostagem.

Nota 1: Ambiente coberto - T1: Lodo e poda, T2: Lodo e casca de café, T3: Lodo, poda e cinzas, T4: Lodo, casca de café e cinzas. Ambiente descoberto - T5: Lodo e poda, T6: Lodo, poda e cinzas, Tamb: ambiente.

No primeiro dia de pré-compostagem T2 e T4 foram os tratamentos com as menores temperaturas, mostrando que a casca de café influenciou no aquecimento mais tardio das leiras. Os valores médios iniciais dos tratamentos variaram de 33°C a 50°C, sendo o menor valor pertencente a T2 e o maior valor a T1. Nota-se que todos os tratamentos alcançaram temperaturas superiores a 40°C após o primeiro dia de pré-compostagem, mas após o terceiro do terceiro dia, T6 começou a apresentar temperaturas inferiores a 40°C permanecendo assim até o final da pré-compostagem. T5 apresentou temperaturas superiores a 40°C apenas nos cinco primeiros dias de pré-compostagem, porém apenas no segundo dia de pré-compostagem atingiu a faixa acima de 45°C.

Os tratamentos T2, T3 e T4 apresentaram temperaturas maiores que 40°C nos primeiros 15 dias de pré-compostagem, enquanto T1 permaneceu apenas durante os primeiros 12 dias de pré-compostagem. De forma geral, durante este período inicial, estes tratamentos expressaram pequenas oscilações térmicas, que segundo Kiehl (1985) estão dentro das faixas da fase termofílica, que é de 45° a 55°.

Os tratamentos T2 e T4 foram os que obtiveram maior frequência de valores superiores a 45°C, mostrando maior aquecimento destes compostos e por consequência maior atividade microbiana. Nenhum dos seis tratamentos apresentou temperaturas acima de 60°C durante todo o processo. Pereira Neto (2007) sugere que se deve evitar que as leiras atinjam temperaturas superiores a 65°C, pois causam a eliminação dos microrganismos mineralizadores responsáveis pela degradação da matéria orgânica e perda de nitrogênio amoniacal.

Segundo Fiori, Schoenhals e Follador (2008) as leiras de compostagem devem registrar temperaturas entre 40°C a 60°C entre o segundo e o quarto dia, como indicador do equilíbrio das condições ambientais do sistema.

Um dos fatores de grande relevância no processo de transformação do composto é o ambiente em que se realiza o processo, pois, quando a matéria orgânica é degradada gera-se calor por meio das reações exotérmicas liberadas pelos microrganismos que então aquecem a leira de compostagem podendo alcançar altas temperaturas. Porém, como observado na Figura 6.3, os tratamentos que se encontravam em ambiente descoberto (T5 e T6) obtiveram um menor tempo de retenção de altas temperaturas em relação aos tratamentos que continham os mesmos compostos, porém estavam em ambiente coberto (T1 e T3), resultado que pode ter sido ocasionado pela fácil e rápida troca térmica com o meio, que está sujeito a condições ambientais de forte influência nas leiras, como ventos e chuvas.

Battisti e Battisti (2011) realizaram compostagem em recipientes fechados com esterco bovino e poda de árvore, apresentando temperaturas iniciais em torno de 28°C a 29°C na primeira semana, com pico de 30°C na semana seguinte e permanecendo neste patamar até o final do período. Portanto, para os autores não foi possível observar a fase termofílica no processo, atribuindo tal resultado ao fato das

folhas trituradas provenientes de podas de árvores utilizadas já terem sido cortadas há mais de 10 dias, ou seja, já haviam atingido o aquecimento máximo logo após a trituração. Este fator pode ter influenciado nos tratamentos com presença de poda no presente trabalho, visto que a poda foi utilizada poucos dias após o seu corte.

Na Figura 6.2 foram evidenciados momentos de oscilação de temperatura. Isto é resultado direto dos revolvimentos constantes realizados nas leiras, pois as mesmas devem ser revolvidas a fim de aumentar a oxigenação na massa do composto, aumentar a porosidade do meio que sofre compactação com o próprio peso, homogeneizar a mistura, controlar a temperatura do processo, auxiliando na degradação com quebras físicas das partículas do composto, além de favorecer a atividade microbiológica proporcionada pelas quebras químicas do composto (PEREIRA NETO, 2007).

Ao final da pré-compostagem os tratamentos apresentaram comportamento térmico médio similar. Porém, estas temperaturas ainda não se comportavam de forma correspondente a que se encontrava no ambiente, o que caracteriza que as leiras ainda não haviam entrado na fase de maturação do composto (KIEHL, 1985).

3.2 pH e condutividade elétrica

O pH é um dos indicadores do grau de maturidade do composto (COSTA et al., 2009). Na Tabela 6.3 estão apresentados os valores médios ao longo do processo de pré-compostagem e vermicompostagem.

Tabela 6.3 Valores de pH ao longo dos processos de pré-compostagem e vermicompostagem.

| Tratamentos ¹ | Pré-compostagem | | | | | | Vermicompostagem | |
|--------------------------|---------------------|---------------------|----------------------|----------------------|----------------------|----------------------|----------------------|-----------------------|
| | 1° dia ² | 8° dia ² | 22° dia ² | 36° dia ² | 50° dia ² | 57° dia ² | 64° dia ² | 106° dia ² |
| T1 | 7,27 b | 8,12 b | 7,59 b | 8,00 b | 7,84 b | 7,78 b | 7,97 b | 6,68 a |
| T2 | 6,59 a | 8,55 c | 9,19 d | 9,29 d | 9,66 d | 9,64 d | 9,58 d | 8,62 d |
| T3 | 8,44 c | 9,08 e | 9,10 d | 9,30 d | 9,06 c | 9,20 c | 9,19 c | 8,46 c |
| T4 | 9,58 e | 9,04 e | 9,49 e | 9,55 e | 9,73 d | 9,75 d | 9,84 e | 9,11 e |
| T5 | 7,27 b | 7,86 a | 7,33 a | 7,65 a | 6,95 a | 7,40 a | 7,08 a | 7,12 b |
| T6 | 8,97 d | 8,85 d | 8,86 c | 8,90 c | 8,95 c | 9,09 c | 9,16 c | 8,72 d |

Nota¹: Ambiente coberto – T1: Lodo e poda, T2: Lodo e casca de café, T3: Lodo, poda e cinzas, T4: Lodo, casca de café e cinzas. Ambiente descoberto - T5: Lodo e poda, T6: Lodo, poda e cinzas.

Nota²: teste estatístico de Scott-Knott ao nível de 5% de significância.

Nota³: Letras iguais nas colunas implicam em equivalência estatística dos valores ao nível de 5% de significância.

É possível observar que, exceto T2, os demais tratamentos apresentaram inicialmente pH alcalino, com valores superiores a 7,27. Reis (2005) ao trabalhar com compostagem de poda urbana, lodo de esgoto e resíduos orgânicos, verificou valores iniciais de pH entre 6,80 e 8,80.

Os tratamentos que apresentam cinza em sua composição (T3, T4 e T6) possuem pH mais alcalino do que os tratamentos com os mesmos resíduos, mas sem esse material em suas composições (T1, T2, T5). Este comportamento pode ser verificado tanto na comparação entre os materiais (poda e casca de café) quanto ao ambiente (coberto e descoberto). De modo geral, as cinzas podem causar variações nas características físico-químicas dos compostos, especificamente na elevação do pH, Ca, K, Mg, do P extraível e a redução do Al trocável (GONÇALVES, MORO, 1995).

Segundo o MAPA – Instrução Normativa nº 25, de 23/07/2009 (BRASIL, 2009) – o valor de pH mínimo aceitável para a comercialização de vermicomposto no Brasil é igual a 6,0. Deste modo, para o parâmetro pH, todos os tratamentos deste estudo atendem a legislação.

A condutividade elétrica é uma medição indireta da quantidade de sais que estão presentes no material e fornece um parâmetro da estimativa da salinidade do substrato (CARNEIRO et al., 2011). Na Tabela 6.4 são apresentados os valores de condutividade elétrica dos tratamentos em cada uma das análises realizadas ao longo da pré-compostagem e vermicompostagem.

Tabela 6.4 Valores de condutividade elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$) ao longo dos processos de pré-compostagem e vermicompostagem.

| Tratamentos ¹ | Pré-compostagem | | | | | | Vermicompostagem | |
|--------------------------|---------------------|---------------------|----------------------|----------------------|----------------------|-----------------------|----------------------|-----------------------|
| | 1° dia ² | 8° dia ² | 22° dia ² | 36° dia ² | 50° dia ² | 57° dia ^{2*} | 64° dia ² | 106° dia ² |
| T1 | 631,0 a | 610,0 a | 844,5 a | 461,5 a | 709,5 a | 507,5 b | 423,3 a | 798,0 c |
| T2 | 1223,5 a | 1500,5 d | 1244,5 a | 1193,5 c | 1505,0 c | 1157,0 c | 376,7 a | 786,3 c |
| T3 | 1107,5 a | 1199,5 c | 1095,5 a | 828,0 b | 1241,5 b | 661,5 b | 364,0 a | 530,0 b |
| T4 | 1475,5 a | 2059,0 e | 2375,0 b | 2031,5 d | 2027,0 d | 1193,5 c | 641,3 b | 853,3 c |
| T5 | 800,0 a | 738,5 b | 821,5 a | 319,0 a | 591,5 a | 385,33 a | 183,0 a | 135,3 a |
| T6 | 1064,5 a | 1157,5 c | 799,5 a | 449,5 a | 610,0 a | 336,8 a | 270,4 a | 232,9 a |

Nota¹: Ambiente coberto – T1: Lodo e poda, T2: Lodo e casca de café, T3: Lodo, poda e cinzas, T4: Lodo, casca de café e cinzas. Ambiente descoberto - T5: Lodo e poda, T6: Lodo, poda e cinzas;

Nota²: teste estatístico de Scott-Knott ao nível de 5% de significância.

Nota³: Letras iguais nas colunas implicam em equivalência estatística dos valores ao nível de 5% de significância.

* Os materiais foram lavados para redução da CE para adaptação das minhocas. O procedimento foi igual a todos os tratamentos independentemente do valor de CE.

Os tratamentos com presença de cinza apresentaram valores de condutividade elétrica maiores que aqueles tratamentos sem a presença de cinza. Isso pode ser explicado devido à alta quantidade de micronutrientes e sais presentes neste tipo de material (GONÇALVES; MORO, 1995).

Todos os tratamentos tiveram redução da condutividade elétrica durante a pré-compostagem (Figura 6.3).

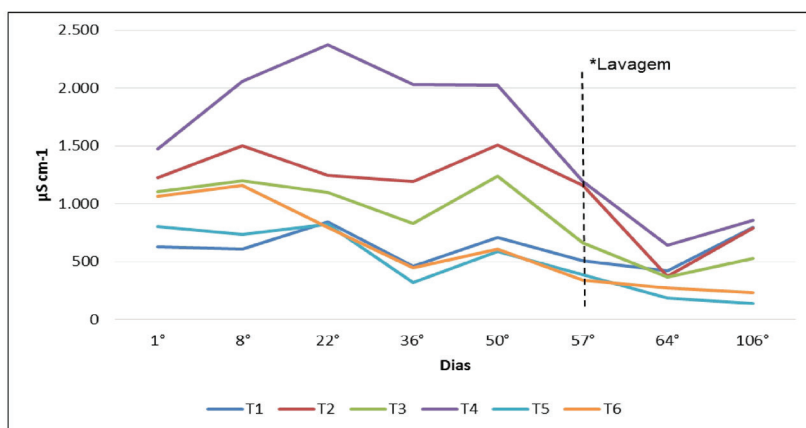


Figura 6.3 Comportamento da condutividade elétrica ao longo do processo de pré-compostagem e vermicompostagem.

Nota¹: Ambiente coberto - T1: Lodo e poda, T2: Lodo e casca de café, T3: Lodo, poda e cinzas, T4: Lodo, casca de café e cinzas. Ambiente descoberto - T5: Lodo e poda, T6: Lodo, poda e cinzas;

* Os materiais foram lavados para redução da CE para adaptação das minhocas. O procedimento foi igual a todos os tratamentos independentemente do valor de CE.

Segundo Cáceres et al. (2006), a liberação de sais minerais pela decomposição de substâncias orgânicas, aumenta a condutividade elétrica nos primeiros dias de compostagem. Os menores valores de condutividade elétrica encontrados foram para os tratamentos T5 e T6 em ambiente descoberto, essa diminuição é explicada pela provável lixiviação de sais, decorrentes de chuvas, ventos e carregamento do material.

O aumento dos valores de condutividade elétrica nas últimas semanas da vermicompostagem evidencia o aumento dos sais solúveis devido à mineralização da matéria orgânica pelas minhocas (GONÇALVES, 2014).

3.3 Redução de volume e massa

Na Tabela 6.5 são apresentadas as reduções de volume na pré-compostagem e vermicompostagem.

Como esperado, todos os tratamentos apresentaram redução de volume e massa. As maiores reduções de volume na pré-compostagem foram observadas nos tratamentos T3 (45,45%) e T6 (45,89%).

Tabela 6.5 Redução de volume nos processos de pré-compostagem e vermicompostagem.

| Tratamentos ¹ | Pré-compostagem | | | Vermicompostagem | | |
|--------------------------|--------------------|------------------|------------------|--------------------|------------------|------------------|
| | Volume inicial (L) | Volume final (L) | % Redução Volume | Volume inicial (L) | Volume final (L) | % Redução Volume |
| T1 | 177,00 | 103,00 | 41,81 | 25,74 | 13,67 a | 46,89 c |
| T2 | 186,00 | 149,00 | 19,89 | 25,74 | 17,45 c | 32,22 a |
| T3 | 220,00 | 120,00 | 45,45 | 25,74 | 16,30 c | 36,67 a |
| T4 | 200,00 | 164,00 | 18,00 | 25,74 | 16,87 c | 34,44 a |
| T5 | 184,00 | 101,50 | 44,84 | 25,74 | 15,44 b | 40,00 b |
| T6 | 231,00 | 125,00 | 45,89 | 25,74 | 14,87 b | 42,22 b |

Nota¹: Ambiente coberto - T1: Lodo e poda, T2: Lodo e casca de café, T3: Lodo, poda e cinzas, T4: Lodo, casca de café e cinzas. Ambiente descoberto - T5: Lodo e poda, T6: Lodo, poda e cinzas;

Nota²: teste estatístico de Scott-Knott ao nível de 5% de significância.

Nota³: Letras iguais nas colunas implicam em equivalência estatística dos valores ao nível de 5% de significância.

Sunada et al. (2015) estudaram a compostagem de resíduos sólidos de abatedouro avícola consorciada com casca de arroz e obtiveram redução de volume inferior a 30%, valores que se aproximam dos tratamentos T2 e T4.

A redução de volume é justificada pelo tipo de material utilizado no processo, tendo em vista que alguns substratos são de difícil degradação. As menores reduções na pré-compostagem foram observadas nos tratamentos T2 e T4, que pode ter ocorrido devido à dificuldade encontrada pelos microrganismos em degradar a casca de café, material rico em lignina.

Ao final da vermicompostagem o tratamento T1 apresentou a maior redução de volume ao nível de 5% de significância, fato que pode ser explicado devido à ausência de minhocas no vermireator, pois o mesmo sofreu invasão de formigas e a consequente predação das minhocas. A ausência de minhocas causou a compactação do composto, tendo em vista que esses organismos tem a capacidade de aumentar a porosidade e a aeração do mesmo (STEFFEN et al., 2013). O

presente experimento apresentou valores de redução de volume mais elevados quando comparado a outros trabalhos da literatura, como Godoy (2009).

Na Tabela 6.6 são apresentadas as reduções de massa na pré-compostagem e vermicompostagem.

Tabela 6.6 Redução de massa nos processos de pré-compostagem e vermicompostagem.

| Tratamento ¹ | Pré-compostagem | | | Vermicompostagem | | |
|-------------------------|---------------------------------|-------------------------------|-----------|---------------------------------|-------------------------------|-----------|
| | Massa inicial (Kg) ² | Massa final (Kg) ² | Redução % | Massa inicial (Kg) ² | Massa final (Kg) ² | Redução % |
| T1 | 16,15 | 9,99 | 38,14 | 2,88 a | 1,94 a | 32,79 b |
| T2 | 23,90 | 19,88 | 16,83 | 2,79 a | 1,90 a | 32,12 b |
| T3 | 25,14 | 19,84 | 21,10 | 3,52 c | 2,99 c | 14,93 a |
| T4 | 30,89 | 25,35 | 17,92 | 3,13 b | 2,80 c | 10,56 a |
| T5 | 19,67 | 11,54 | 41,35 | 3,90 d | 2,25 b | 42,26 c |
| T6 | 31,19 | 18,33 | 41,23 | 4,85 e | 3,27 d | 32,59 b |

Nota¹: Ambiente coberto - T1: Lodo e poda, T2: Lodo e casca de café, T3: Lodo, poda e cinzas, T4: Lodo, casca de café e cinzas. Ambiente descoberto - T5: Lodo e poda, T6: Lodo, poda e cinzas;

Nota²: Cálculo de redução de massa baseado na massa seca dos compostos.

Nota³: Teste estatístico de Scott-Knott ao nível de 5% de significância.

Nota⁴: Letras iguais nas colunas implicam em equivalência estatística dos valores ao nível de 5% de significância.

De acordo com Kiehl (1985) a redução de massa varia de acordo com vários fatores, como o tamanho da leira, umidade, aeração, temperatura e relação C/N.

Os tratamentos T5 e T6 apresentaram maior redução de massa na pré-compostagem e ambos se encontravam em ambiente descoberto. Períodos de chuva podem ter causado o carreamento de material, explicando a redução de massa mais acentuada nesses tratamentos.

Leal et al. (2013) pesquisando sobre a redução de massa na compostagem de misturas de capim-elefante e torta de mamona encontraram redução de massa da ordem de 50%, valor maior ao encontrado no presente trabalho, fato que pode ser explicado devido ao tempo de compostagem que foi maior (90 dias).

Vale ressaltar que os tratamentos T1, T3, T5 e T6 não possuíam casca de café em sua composição e por isso apresentaram reduções de volume e massa

3,2 e 2 vezes, em média, mais elevadas na pré-compostagem quando comparadas com T2 e T4.

A maior redução de massa na vermicompostagem foi observada no tratamento T5 (42,46%). Godoy, Medeiros e Santana (2009), estudando a vermicompostagem de biossólidos de fossas sanitárias, pó de serragem e grama, usando *Eisenia foetida*, obtiveram redução de volume durante o processo de vermicompostagem variando entre 17 e 33%. Tal variação se aproxima da observada entre os tratamentos T1, T2, T3 e T6.

Todos os tratamentos apresentaram redução de massa e volume, comportamento ideal quando avaliada a logística de gerenciamento de resíduos sólidos.

3.4 Relação C/N

Na Tabela 6.7 são apresentados os teores de carbono e nitrogênio ao término da pré-compostagem e vermicompostagem.

Tabela 6.7 Teor de carbono e nitrogênio ao final da pré-compostagem e vermicompostagem.

| Pré-compostagem | | | | | | | |
|------------------|-----|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| | Dia | T1 | T2 | T3 | T4 | T5 | T6 |
| % Carbono | 64° | 31,93 | 35,37 | 21,43 | 26 | 30,14 | 23,66 |
| % Nitrogênio | 64° | 2,94 | 2,44 | 1,99 | 2,18 | 2,85 | 1,57 |
| Vermicompostagem | | | | | | | |
| | Dia | T1 | T2 | T3 | T4 | T5 | T6 |
| % Carbono | 43° | 32,79 | 33,47 | 18,03 | 24,48 | 26,92 | 20,71 |
| % Nitrogênio | 43° | 2,85 | 2,94 | 2,00 | 2,39 | 2,52 | 1,51 |

Nota¹: Ambiente coberto - T1: Lodo e poda, T2: Lodo e casca de café, T3: Lodo, poda e cinzas, T4: Lodo, casca de café e cinzas. Ambiente descoberto - T5: Lodo e poda, T6: Lodo, poda e cinzas;

A Instrução Normativa n° 25 – MAPA (BRASIL, 2009) estabelece que o teor mínimo de carbono para adubos orgânicos mistos e compostos não seja menor que 15% e de nitrogênio total não seja inferior a 0,5%.

A redução do carbono que ocorre no processo de vermicompostagem é devido à mineralização do carbono, um processo que não ocorre somente devido à alimentação das minhocas, mas, também que se trata de uma ação conjunta com os microrganismos presentes em seu trato intestinal (DORES-SILVA et al., 2011).

O acréscimo de nitrogênio na vermicompostagem ocorre devido ao processo de mineralização ocasionado pelos microrganismos e pelas minhocas que agem em conjunto, causando um aumento na concentração da substância (DORES-SILVA, 2011)

A Instrução Normativa nº 25 – MAPA (BRASIL, 2009), estabelece que vermicompostos devem possuir no mínimo 10% de carbono e 0,5% de nitrogênio para serem comercializados. Assim, todos os tratamentos estão dentro dos parâmetros estabelecidos e podem ser utilizados na agricultura.

Na Tabela 6.8 apresenta-se a variação da relação C/N nos processos de pré-compostagem e vermicompostagem. Todos os tratamentos apresentaram redução da relação C/N na pré-compostagem que ocorre devido à redução do carbono orgânico.

Tabela 6.8 Variação da relação C/N nos processos de pré-compostagem e vermicompostagem.

| Tratamentos ¹ | Pré-compostagem | | | | | Vermicompostagem | | | |
|--------------------------|-----------------|-------|-------|-------|-------|------------------|-------|-------|--------------|
| | Dia | | | | | Redução (%) | Dia | | Redução (%) |
| | 1° | 8° | 22° | 36° | 50° | | 64° | 106° | |
| T1 | 18,54 | 13,26 | 12,27 | 10,22 | 10,86 | 41,44 | 11,43 | 11,49 | – |
| T2 | 22,5 | 16,17 | 11,93 | 13,37 | 16,35 | 27,34 | 14,4 | 11,37 | 21,06 |
| T3 | 18,54 | 10,05 | 15,39 | 11,34 | 12,78 | 31,07 | 10,81 | 9,01 | 16,70 |
| T4 | 22,5 | 13,04 | 11,8 | 10,24 | 13,86 | 38,41 | 12,45 | 10,25 | 17,65 |
| T5 | 18,54 | 8,86 | 12,4 | 11,32 | 12,48 | 32,72 | 10,45 | 10,67 | – |
| T6 | 18,54 | 12,4 | 18,24 | 18,48 | 17,53 | 5,48 | 14,27 | 13,71 | 3,91 |

Nota¹: Ambiente coberto - T1: Lodo e poda, T2: Lodo e casca de café, T3: Lodo, poda e cinzas, T4: Lodo, casca de café e cinzas. Ambiente descoberto - T5: Lodo e poda, T6: Lodo, poda e cinzas;

Kiehl (1998) afirma que na compostagem a redução de carbono ocorre devido à degradação da matéria orgânica, onde grande parte do carbono é transformada em CO₂ pelo processo de respiração e outra parte é fixada à biomassa dos microrganismos presentes. Moretti et al. (2015) realizando a compostagem de lodo de esgoto com podas de árvores obtiveram valores de redução da relação C/N que se aproximam dos tratamentos T3 e T5 (12:1).

A relação C/N inicial considerada ótima para o desenvolvimento da compostagem encontra-se entre 25 e 35:1. Para o composto estabilizado, esta relação deve estar entre os valores 8:1 e 12:1 (KIEHL, 2010). Observa-se que mesmo os

tratamentos T1, T3 e T5 não terem iniciado a compostagem dentro da relação C/N indicada, ao final do processo estes mesmos tratamentos apresentaram relação C/N 10,86, 12,78 e 12,48 respectivamente, valores que indicam a maturação do composto.

A Instrução Normativa nº 25/2009 define que o valor máximo para a relação C/N de adubos orgânicos mistos e compostos é de 20:1 (BRASIL, 2009). Se considerado somente este parâmetro todos os tratamentos estão aptos a serem utilizados na agricultura.

Na vermicompostagem todos os tratamentos, exceto T6, apresentaram redução da relação C/N.

Aquino et al. (2005), realizando a vermicompostagem de esterco bovino com bagaço de cana-de-açúcar, encontraram redução na relação C/N de até 50%. O valor mais elevado em relação ao presente estudo se deve ao maior período de ocorrência da vermicompostagem.

Sbizzaro (2013) avaliando o processo de vermicompostagem de dejetos de ovinos e bovinos com palha de cana-de-açúcar encontrou redução de até 16% deste parâmetro, valor que se aproxima dos tratamentos T2 e T4.

A Instrução Normativa nº 25/2009 propõe que o valor máximo para a relação, aceitável para a comercialização de vermicomposto no país, é igual a 14 (BRASIL, 2009). Portanto, todos os tratamentos estão de acordo com a instrução e poderiam ser utilizados como adubo orgânico.

3.5 Série de sólidos

Segundo Queiroz (2007) durante a degradação da matéria orgânica por meio da compostagem, a porcentagem de sólidos voláteis tende a diminuir e, por consequência, a de sólidos fixos tende a aumentar, sendo que, os sólidos fixos representam a fração inorgânica presente no composto.

Pode-se observar na Tabela 6.9 que, de forma geral, houve aumento da porcentagem de sólidos fixos desde o início da pré-compostagem até o final da vermicompostagem, com exceção de T4 que mostrou um comportamento irregular.

Tabela 6.9 Porcentagem de sólidos fixos na pré-compostagem e vermicompostagem.

| Sólidos fixos (%) | | | | | | | |
|--------------------------|-----------------|----------|----------|----------|----------|------------------|----------|
| | Pré-compostagem | | | | | Vermicompostagem | |
| Tratamentos ¹ | 1º dia | 8º dia | 22º dia | 36º dia | 50º dia | 64º dia | 106º dia |
| T1 | 11,07 aA | 13,50 aA | 16,94 aA | 12,14 aA | 20,02 aA | 16,32 aA | 16,87 aA |

Continua

Tabela 6.9 Porcentagem de sólidos fixos na pré-compostagem e vermicompostagem. (Continuação)

| Sólidos fixos (%) | | | | | | | |
|-------------------|-----------------|----------|----------|----------|----------|------------------|----------|
| | Pré-compostagem | | | | | Vermicompostagem | |
| T2 | 12,54 aA | 13,18 aA | 15,97 aA | 11,39 aA | 12,72 aA | 10,14 aA | 14,48 aA |
| T3 | 29,28 bA | 35,59 bA | 45,98 cB | 45,34 bB | 43,78 bB | 53,53 dB | 50,33 cB |
| T4 | 40,97 cA | 29,98 bA | 41,08 cA | 30,72 bA | 33,41 bA | 36,57 cA | 33,47 bA |
| T5 | 20,24 aA | 18,97 aA | 16,74 aA | 23,64 aA | 22,12 aA | 28,71 bB | 31,81 bB |
| T6 | 43,22 cA | 36,57 bA | 33,80 bA | 37,27 bA | 39,47 bA | 42,16 cA | 48,10 cA |

Nota¹: Ambiente coberto – T1: Lodo e poda, T2: Lodo e casca de café, T3: Lodo, poda e cinzas, T4: Lodo, casca de café e cinzas. Ambiente descoberto - T5: Lodo e poda, T6: Lodo, poda e cinzas.

Nota²: Teste estatístico de Scott-Knott. Letras iguais nas colunas implicam em equivalência estatística dos valores, ao nível de 5% de significância.

Nota³: Teste estatístico de Scott-Knott. Letras iguais nas linhas implicam em equivalência estatística dos valores, ao nível de 5% de significância.

Durante todo o período de pré-compostagem pode-se constatar que a porcentagem de sólidos fixos nos tratamentos apenas com poda, tanto dentro quanto fora da casa de vegetação (T1 e T5, respectivamente), mostrou-se estatisticamente semelhante ao nível de 5% de significância e com as menores médias, bem como T2 que, apesar de possuir uma fonte de carbono diferente, apresentou semelhança com esses dois tratamentos. Já na vermicompostagem, apenas T1 e T2 mostraram resultados equivalentes entre si.

Ao final da pré-compostagem T1 apresentou o maior incremento de sólidos fixos (80,91%), seguido de T3 (49,50%) e T5 (9,31%), todos com poda em sua composição. Já na vermicompostagem, houve maior acréscimo de sólidos fixos em T2 (42,73%), T6 (14,09%) e T5 (10,78%). De forma geral, pode-se observar que os tratamentos que continham poda em sua composição apresentaram melhor resposta do que os tratamentos com casca de café, em relação ao aumento de sólidos fixos durante todo o processo de pré-compostagem e vermicompostagem, indicando a maior quantidade de nutrientes mineralizados nesses tratamentos.

De acordo com Kiehl (1985) durante a compostagem a quantidade de matéria orgânica reduz devido à mineralização e isso é refletido no teor de sólidos voláteis, que expressa a fração orgânica do composto. Em relação aos sólidos voláteis houve redução em todos os tratamentos no decorrer da pré-compostagem e vermicompostagem, com exceção de T4, como é mostrado na Tabela 6.10.

Tabela 6.10 Porcentagem de sólidos voláteis na pré-compostagem e vermicompostagem.

| Sólidos voláteis (%) | | | | | | | |
|--------------------------|-----------------|----------|----------|----------|----------|------------------|----------|
| Tratamentos ¹ | Pré-compostagem | | | | | Vermicompostagem | |
| | 1° dia | 8° dia | 22° dia | 36° dia | 50° dia | 64° dia | 106° dia |
| T1 | 88,93 cA | 86,50 bA | 83,06 cA | 87,86 bA | 79,98 bA | 83,68 cA | 83,13 cA |
| T2 | 87,46 cA | 86,82 bA | 84,03 cA | 88,61 bA | 87,28 bA | 91,39 cA | 85,52 cA |
| T3 | 70,72 bA | 64,41 aA | 54,02 aA | 54,66 aA | 56,22 aA | 55,45 aA | 54,59 aA |
| T4 | 59,03 aA | 70,02 aA | 58,92 aA | 69,28 aA | 66,59 aA | 70,31 bA | 66,53 bA |
| T5 | 79,76 cA | 81,03 bA | 83,26 cA | 76,36 bA | 77,88 bA | 71,29 bA | 68,19 bA |
| T6 | 56,78 aA | 63,43 aA | 66,20 bA | 62,73 aA | 60,53 aA | 57,84 aA | 51,90 aA |

Nota¹: T1: Lodo e poda, T2: Lodo e casca de café, T3: Lodo, poda e cinzas, T4: Lodo, casca de café e cinzas, T5: Lodo e poda, T6: Lodo, poda e cinzas.

Nota²: Teste estatístico de Scott-Knott. Letras iguais nas colunas implicam em equivalência estatística dos valores, ao nível de 5% de significância.

Nota³: Teste estatístico de Scott-Knott. Letras iguais nas linhas implicam em equivalência estatística dos valores, ao nível de 5% de significância.

Durante a pré-compostagem os tratamentos T4 e T6 apresentaram as menores médias em relação aos demais tratamentos e equivalência entre si durante quase todo esse período, sendo que esses possuíam cinza em sua composição. Na vermicompostagem, T6 continuou com a menor média, mostrando semelhança apenas com T3, os quais possuíam lodo, poda e cinza em sua composição, porém em ambientes distintos.

Em relação à redução de sólidos voláteis, os tratamentos que mostraram melhores respostas foram T1 e T3 na pré-compostagem e T5 e T6 na vermicompostagem, conforme mostrado na Tabela 6.13, indicando a maior degradação de matéria orgânica nesses tratamentos e a melhor eficiência da poda de árvore em relação à casca de café. Um dos fatores que pode ter contribuído para o melhor desempenho da poda de árvore é a aeração dos compostos, pois esse material, por ser maior e mais irregular que a casca de café, permite que haja maior circulação de ar no composto, contribuindo para a degradação da matéria orgânica. A casca de café, por ser menor, permite maior assentamento do material, diminuindo os espaços para circulação de ar.

Segundo Pereira Neto (2007) uma compostagem eficiente, com duração média de 120 dias, deve apresentar redução média de sólidos voláteis de 40%. Por se tratar de um período de pré-compostagem, com duração de 64 dias, os resultados nesse experimento foram menores que o sugerido pelo autor, sendo que a maior redução obtida nesse período foi de 20,50% para T3. Sbizzaro (2013) obteve redução de 9,86% pré-compostando dejetos ovino, bovino e palha de cana-de-açúcar por um período de 34 dias.

Tabela 6.11 Redução de sólidos voláteis durante a pré-compostagem e vermicompostagem.

| Redução de sólidos voláteis (%) | | |
|---------------------------------|-----------------|------------------|
| Tratamentos ¹ | Pré-compostagem | Vermicompostagem |
| T1 | 10,07 | – |
| T2 | 0,20 | 2,02 |
| T3 | 20,50 | 2,90 |
| T4 | – | 0,10 |
| T5 | 2,36 | 12,44 |
| T6 | – | 14,26 |

Nota¹: Ambiente coberto – T1: Lodo e poda, T2: Lodo e casca de café, T3: Lodo, poda e cinzas, T4: Lodo, casca de café e cinzas. Ambiente descoberto - T5: Lodo e poda, T6: Lodo, poda e cinzas.

Nota²: Valores positivos indicam redução percentual.

Nota³: “-” indica que não houve redução no respectivo tratamento.

3.6 Umidade

Segundo Gusiatin e Kulikowska (2014) a umidade na compostagem deve proporcionar o teor de água necessário para movimentação de microrganismos e transporte de nutrientes, e fluxo de oxigênio adequado para manter as condições aeróbicas. A matéria orgânica a ser compostada deve ter umidade ótima em torno de 50%, sendo que os limites máximo e mínimo são 60% e 40% (KIEHL, 1985). Durante os períodos de pré-compostagem e vermicompostagem apenas T2 (37,63%) apresentou valor de umidade abaixo do limite ideal no 22º dia (Figura 6.2). Em contrapartida, todos os tratamentos apresentaram umidade acima da faixa ideal em algum momento do processo, sendo que, o maior valor atingido foi por T1 (74,80%) no último dia de vermicompostagem (Figura 6.4).

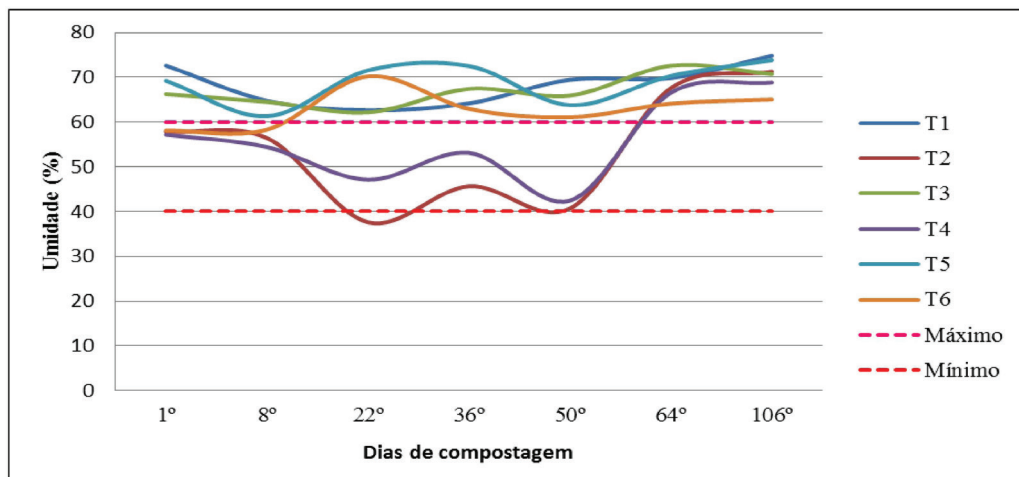


Figura 6.4 Teor de umidade durante a pré-compostagem e a vermicompostagem.

Nota¹: Ambiente coberto – T1: Lodo e poda, T2: Lodo e casca de café, T3: Lodo, poda e cinzas, T4: Lodo, casca de café e cinzas. Ambiente descoberto – T5: Lodo e poda, T6: Lodo, poda e cinzas.

Em relação aos tratamentos realizados em ambiente sem cobertura (T5 e T6) pode-se observar que os valores de umidade aumentaram no 22° dia e 64° dia, coincidindo com períodos de pluviosidade no dia anterior de cada análise, que segundo dados do Instituto Agrônomo do Paraná (IAPAR) foram de 27,6 mm e 6,4 mm, respectivamente. O mesmo fato pode ser relacionado ao 106° dia de análise, na qual a umidade nesses tratamentos permaneceu próxima à da análise anterior (64° dia), sendo que, de acordo com os dados de pluviosidade do IAPAR, houve precipitação de 14,4 mm quatro dias antes da análise.

3.7 Análise microbiológica

3.7.1 Bactérias heterotróficas

Conforme a Tabela 6.12 observa-se que as bactérias heterotróficas apresentaram um número expressivo durante todo o período de amostragem em todos os tratamentos. Na análise microbiológica inicial, que ocorreu no início da fase termofílica, estes microrganismos estiveram presentes de forma abundante em todos os tratamentos e em quantidade estatisticamente iguais, exceto em T6, que apresentou uma concentração microbiana duas vezes menor que aos demais.

Tabela 6.12 Comparação dos valores entre as datas e entre os tratamentos nas análises microbiológicas para quantificação de bactérias heterotróficas nos tratamentos aplicados na pré-compostagem e vermicompostagem.

| Processo | Dia | Média (UFC/g de composto/vermicomposto) | | | | | |
|------------------|------|---|-------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|
| | | Tratamentos ¹ | | | | | |
| | | T1 | T2 | T3 | T4 | T5 | T6 |
| Pré-compostagem | 1° | 3,00x10 ⁸ bA ² | 3,00x10 ⁸ bA | 3,00x10 ⁸ bA | 3,00x10 ⁸ bA | 3,00x10 ⁸ bA | 1,41x10 ⁸ aA |
| | 15° | 2,41x10 ⁸ aA | 3,55x10 ⁸ aA | 2,72x10 ⁸ aA | 8,05x10 ⁸ bC | 6,05x10 ⁸ bB | 4,69x10 ⁸ aC |
| | 30° | 2,19x10 ⁷ bB | 2,49x10 ⁷ bA | 2,55x10 ⁸ aA | 3,79x10 ⁸ aB | 1,09x10 ⁹ aA | 5,20x10 ⁷ aA |
| | 45° | 3,21x10 ⁸ aA | 6,56x10 ⁹ bB | 3,12x10 ⁹ aB | 2,45x10 ⁸ aB | 1,23x10 ⁹ aB | 6,13x10 ⁸ aD |
| | 58° | 8,00x10 ⁷ aA | 2,06x10 ⁸ bA | 4,57x10 ⁷ aA | 1,73x10 ⁸ bA | 2,13x10 ⁸ bA | 2,89x10 ⁸ bB |
| Vermicompostagem | 73° | 1,77x10 ⁸ bA | 1,59x10 ⁸ bA | 1,03x10 ⁸ aA | 7,10x10 ⁷ aA | 7,47x10 ⁷ aA | 3,67x10 ⁷ aA |
| | 100° | 4,48x10 ⁸ aA | 2,16x10 ⁸ aA | 1,15x10 ⁹ bA | 3,80x10 ⁸ aB | 9,64x10 ⁸ bB | 1,07x10 ⁸ aB |

Nota¹: Ambiente coberto – T1: Lodo e poda, T2: Lodo e casca de café, T3: Lodo, poda e cinzas, T4: Lodo, casca de café e cinzas. Ambiente descoberto – T5: Lodo e poda, T6: Lodo, poda e cinzas e cinzas.

Nota²: Teste estatístico de Scott-Knott ao nível de 5% de significância.

Nota³: Letras minúsculas iguais na mesma coluna implicam em equivalência estatística dos valores ao nível de 5% de significância.

Nota⁴: Letras maiúsculas iguais na mesma linha implicam em equivalência estatística dos valores ao nível de 5% de significância.

Na segunda análise realizada ao final da fase termofílica (15° dia de pré-compostagem), T4 e T5 foram os tratamentos que apresentaram as maiores concentrações. Tal resultado pode estar relacionado com os seguintes fatores: T4 foi o tratamento que atingiu as maiores temperaturas no interior da leira e apresentou a fase termofílica mais duradoura, o que pode ter influenciado diretamente no aumento da concentração microbiológica no composto. Já em relação a T5, apesar deste ter apresentado uma fase termofílica de menor duração e com temperaturas inferiores a ambiente a partir do 7° dia, foi o único tratamento que apontou redução do pH (Tabela 6.4) próximo da faixa de neutralidade na segunda análise físico-químicas da pré-compostagem. Isso pode ter favorecido a atividade das bactérias heterotróficas, visto que, a maioria destas tem como ambiente ideal pH próximo da neutralidade ou até mesmo ácido (GERMANO; GERMANO, 2003).

Porém, quando se comparam todos os tratamentos ao longo do período de pré-compostagem, a maior expressividade populacional das bactérias é atribuída

a T2, que apresentou um pico populacional de $2,49 \times 10^9$ UFC g^{-1} de composto e o menor a T6 com o pico populacional de $5,20 \times 10^7$ UFC g^{-1} de composto, ambos no 30º dia de pré-compostagem. Tal resultado pode estar associado ao fato de T2 ter alcançado altas temperaturas e uma longa fase termofílica, assim como T4; no entanto o T2 não era composto por cinzas, o que pode ter potencializado o desenvolvimento das bactérias. O baixo desempenho de T6 pode estar diretamente relacionado às baixas temperaturas no composto, que não permitiram que fosse atingida a fase termofílica. Além da presença de cinzas, também se observou maior instabilidade de T6 quanto à concentração microbiana ao longo das análises e comumente o tratamento demonstrava uma população de bactérias inferior aos demais tratamentos.

Na vermicompostagem, a maior concentração populacional foi obtida por T3 com pico populacional de $1,15 \times 10^9$ UFC g^{-1} do vermicomposto no 100º dia do experimento e novamente o menor a T6 com o pico populacional de $3,67 \times 10^7$ UFC g^{-1} do vermicomposto no 73º dia. Este maior pico populacional de T3 mais ao final da vermicompostagem coincide em ser o tratamento que obteve a maior redução da relação C/N (Tabela 6.8), ou seja, a alta concentração microbiana de bactérias heterotróficas foi positiva no aumento da atividade da microbiota para redução da matéria orgânica do composto final. A presença da menor concentração populacional em T6 deve-se ao fato do tratamento continuar na vermicompostagem com a maior instabilidade quanto à massa microbiana, a presença de cinzas e a interferência de fatores do meio ambiente no entorno.

Heck et al. (2012) realizaram compostagem com resíduos orgânicos domiciliares, poda de árvore e lodo de esgoto oriundo da estação de tratamento de esgoto de Porto Alegre/RS e obtiveram uma biomassa de bactérias heterotróficas no produto final da compostagem em torno de $2,5 \times 10^6$ UFC g^{-1} de composto, enquanto na sua primeira coleta a biomassa era de $5,2 \times 10^7$ UFC g^{-1} de composto. E, ambos os resultados, inicial e final, mostraram-se inferiores aos apresentados em todos os tratamentos do presente trabalho.

Ao observar todos os tratamentos que apresentam em sua constituição as mesmas fontes de carbono e nitrogênio, variando apenas a adição ou não de cinzas, notou-se que os tratamentos sem a presença de cinzas apresentaram maiores concentrações de bactérias heterotróficas ao longo do processo.

3.7.2 Actinomicetos

De acordo com a Tabela 6.13, pode-se afirmar com a primeira análise do processo que no início todos os tratamentos possuíam quantidade próxima de actinomicetos. Já na análise do 7º dia de pré-compostagem houve aumento populacional para todos os tratamentos, em relação à primeira análise, independen-

temente de qual estágio térmico o tratamento apresentava, sendo os tratamentos que obtiveram os menores aumentos: T1 ($2,38 \times 10^8$ UFC g^{-1} de composto) e T5 ($1,92 \times 10^8$ UFC g^{-1} de composto). Vale ressaltar que no 7º dia de pré-compostagem o processo se encontrava na fase termofílica, então, onde se espera o aumento da atividade microbiológica.

Tabela 6.13 Comparação dos valores entre as datas e entre os tratamentos nas análises microbiológicas para quantificação de actinomicetos nos tratamentos aplicados na pré-compostagem e vermicompostagem.

| Processo | Dia | Média (UFC/g de composto/vermicomposto) ¹ | | | | | |
|------------------|------|--|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|
| | | Tratamentos ² | | | | | |
| | | T1 ¹ | T2 | T3 | T4 | T5 | T6 |
| Pré-compostagem | 1º | $5,87 \times 10^7$ aA ² | $5,13 \times 10^7$ Aa | $8,00 \times 10^7$ aA | $1,15 \times 10^8$ aA | $3,80 \times 10^7$ aA | $6,00 \times 10^7$ aA |
| | 7º | $2,38 \times 10^8$ aA | $6,81 \times 10^8$ aB | $3,91 \times 10^8$ aB | $3,12 \times 10^8$ aB | $1,92 \times 10^8$ aA | $2,21 \times 10^8$ aB |
| | 15º | $3,37 \times 10^7$ bA | $8,33 \times 10^6$ aA | $1,10 \times 10^7$ aA | $3,37 \times 10^7$ bA | $7,87 \times 10^7$ cA | $4,50 \times 10^7$ bA |
| | 30º | $2,47 \times 10^8$ aA | $1,67 \times 10^8$ aA | $9,33 \times 10^7$ aA | $9,67 \times 10^7$ aA | $3,00 \times 10^7$ aA | $6,33 \times 10^7$ aA |
| | 45º | $6,00 \times 10^7$ aA | $1,29 \times 10^9$ cB | $6,67 \times 10^7$ aA | $3,23 \times 10^7$ bB | $1,30 \times 10^8$ aA | $2,13 \times 10^8$ bB |
| | 58º | $1,22 \times 10^8$ aA | $1,67 \times 10^8$ aA | $6,33 \times 10^7$ aA | $2,40 \times 10^8$ aB | $1,30 \times 10^8$ aA | $4,40 \times 10^7$ aA |
| Vermicompostagem | 73º | $1,13 \times 10^7$ aA | $1,00 \times 10^6$ aA | $1,67 \times 10^6$ aA | $4,33 \times 10^6$ aA | $1,00 \times 10^6$ aA | $2,67 \times 10^6$ aA |
| | 100º | $5,67 \times 10^6$ aA | $1,07 \times 10^7$ aA | $1,57 \times 10^9$ cC | $4,90 \times 10^7$ aA | $1,06 \times 10^9$ bB | $8,67 \times 10^6$ aA |

Nota¹: Teste estatístico de Scott-Knott ao nível de 5% de significância.

Nota²: Ambiente coberto – T1: Lodo e poda, T2: Lodo e casca de café, T3: Lodo, poda e cinzas, T4: Lodo, casca de café e cinzas. Ambiente descoberto - T5: Lodo e poda, T6: Lodo, poda e cinzas e cinzas.

Nota³: Letras minúsculas iguais na mesma coluna implicam em equivalência estatística dos valores ao nível de 5% de significância.

Nota⁴: Letras maiúsculas iguais na mesma linha implicam em equivalência estatística dos valores ao nível de 5% de significância.

Na análise realizada logo ao final da fase termofílica (análise microbiológica do 15º dia), fica evidente um decréscimo das populações de actinomicetos, em todos os tratamentos, em relação à análise do início da fase termofílica.

Herbets et al. (2005) afirmam que os actinomicetos se reproduzem em ambientes com pouco nutrientes, baixa quantidade de água e elevadas temperaturas

e decompõem materiais que outros microrganismos não conseguem degradar, ou seja, em ambientes de baixa competitividade. Considerando que a fase termofílica estimula o aumento de diversas populações de microrganismos, como destacado pelo aumento da população de bactérias heterotróficas, o desenvolvimento destes microrganismos, podem ter inibido o contínuo crescimento populacional dos actinomicetos mais ao final da fase termofílica.

E ao final do experimento os tratamentos T3 e T5 apresentaram um crescimento expressivo da população de actinomicetos. Contudo, no mesmo período, houve um aumento de bactérias heterotróficas contrapondo a afirmação dada por Herbets et al. (2005) e a lógica dos actinomicetos sobressaírem-se em ambientes de alta temperatura.

3.7.3 Fungos filamentosos

Estatisticamente, quando se comparam os resultados do desempenho das populações de fungos filamentosos, tanto ao longo do processo quanto entre todos os tratamentos (Tabela 6.14), observa-se, que não houve diferença estatística entre os resultados. Pode-se afirmar que as populações de fungos filamentosos não variaram independentemente do tipo de material a ser compostado e em relação ao ambiente (coberto ou descoberto), exceto em relação ao T5 que apresentou aumento estatisticamente significativo no 30° dia de pré-compostagem.

Tabela 6.14 Comparação dos valores entre as datas e entre os tratamentos nas análises microbiológicas para quantificação de fungos filamentosos nos tratamentos aplicados na pré-compostagem e vermicompostagem.

| Processo | Dia | Média (UFC/g de composto/vermicomposto) ² | | | | | |
|-----------------|-----|--|-------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|
| | | Tratamentos ¹ | | | | | |
| | | T1 ¹ | T2 | T3 | T4 | T5 | T6 |
| Pré-compostagem | 1° | 2,38x10 ⁶ aA ² | 6,81x10 ⁶ aA | 3,91x10 ⁶ aA | 3,12x10 ⁶ aA | 1,92x10 ⁶ aA | 2,21x10 ⁶ aA |
| | 30° | 5,33x10 ⁶ aA | .5 | 1,33x10 ⁷ aA | 4,33x10 ⁶ aA | 4,20x10 ⁷ bB | 1,17x10 ⁷ aA |
| | 45° | 2,33x10 ⁶ aA | 1,67x10 ⁶ aA | 3,33x10 ⁶ aA | 6,67x10 ⁶ aA | 2,33x10 ⁶ aA | 3,33x10 ⁶ aA |
| | 58° | 2,6x10 ⁶ aA | 1,33x10 ⁶ aA | 1,33x10 ⁷ aA | 1,00x10 ⁷ aA | 6,67x10 ⁶ aA | 1,00x10 ⁷ aA |

Continua

Tabela 6.14 Comparação dos valores entre as datas e entre os tratamentos nas análises microbiológicas para quantificação de fungos filamentosos nos tratamentos aplicados na pré-compostagem e vermicompostagem. (Continuação)

| Processo | Dia | Média (UFC/g de composto/vermicomposto) ² | | | | | |
|------------------|------|--|-------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|
| | | Tratamentos ¹ | | | | | |
| | | T1 ¹ | T2 | T3 | T4 | T5 | T6 |
| Vermicompostagem | 73° | 3,67x10 ⁷ aA | 6,67x10 ⁶ aA | 6,67x10 ⁶ aA | 6,67x10 ⁶ aA | 1,00x10 ⁷ aA | 1,33x10 ⁷ aA |
| | 100° | 3,67x10 ⁷ aA | 6,67x10 ⁶ aA | 6,67x10 ⁶ aA | 6,67x10 ⁶ aA | 4,67x10 ⁶ aA | 1,67x10 ⁷ aA |

Nota¹: Ambiente coberto - T1: Lodo e poda, T2: Lodo e casca de café, T3: Lodo, poda e cinzas, T4: Lodo, casca de café e cinzas. Ambiente descoberto - T5: Lodo e poda, T6: Lodo, poda e cinzas e cinzas.

Nota²: Teste estatístico de Scott-Knott ao nível de 5% de significância.

Nota³: Letras minúsculas iguais na mesma coluna implicam em equivalência estatística dos valores ao nível de 5% de significância.

Nota⁴: Letras maiúsculas iguais na mesma linha implicam em equivalência estatística dos valores ao nível de 5% de significância.

Nota⁵: Não foi possível quantificar a presença de fungos filamentosos no composto nesta análise.

Também se observa que as populações de fungos filamentosos em comparação com as bactérias heterotróficas e os actinomicetos, foram expressivamente menos numerosas, realçando uma menor atividade dos fungos filamentosos ao longo do processo em todos os tratamentos.

Tiago et al. (2008) realizaram vermicompostagem com diferentes tipos de esterco: bovino, equino, ovino e aves. De forma geral, na amostra de cada tratamento, houve predominância de bactérias heterotróficas em relação à quantidade de fungos, exceto na vermicompostagem de dejetos de equino. Este apresentou uma quantidade de fungos equivalente a $9,01 \times 10^6$ UFC g⁻¹ de vermicomposto, valor sete vezes maior que o encontrado na vermicompostagem de dejetos de ovino e quase duas vezes maior que os apresentados na vermicompostagem de dejetos de bovino e de aves. Os autores atribuem a tal resultado à alta relação C/N final (22,22), pois uma menor disponibilidade de nitrogênio pode ocasionar o aumento da proporção de fungos. No entanto, tal evento não foi presenciado ao final do presente experimento.

3.7.4 Leveduras

Quando se compara estatisticamente os tratamentos da Tabela 6.15, no 15° dia de pré-compostagem apenas T5 obteve maior expressividade de população

de leveduras em relação aos demais tratamentos, com concentração microbiana de $4,20 \times 10^7$ UFC g^{-1} de composto. Porém, quando se analisa ao longo de todo o processo, T5 não resultou em significativa variabilidade na biomassa de leveduras, mantendo-a constante. Esta estabilidade no desenvolvimento das leveduras ao longo do processo também foi averiguada em T4 e T6 que apresentaram valores de máximo e mínimo de $4,33 \times 10^6$ UFC g^{-1} de composto a $4,00 \times 10^7$ UFC g^{-1} de composto e $1,17 \times 10^7$ UFC g^{-1} de composto e $1,20 \times 10^8$ UFC g^{-1} de composto, respectivamente.

Tabela 6.15 Comparação dos valores entre as datas e entre os tratamentos nas análises microbiológicas para quantificação de leveduras nos tratamentos aplicados na pré-compostagem e vermicompostagem.

| Processo | Dia | Média (UFC/g) ² | | | | | |
|------------------|------|------------------------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|
| | | Tratamentos ¹ | | | | | |
| | | T1 ¹ | T2 | T3 | T4 | T5 | T6 |
| Pré-compostagem | 15° | $2,19 \times 10^7$ aA ² | $5,10 \times 10^6$ aA | $1,33 \times 10^7$ aA | $4,33 \times 10^6$ aA | $4,20 \times 10^7$ Ba | $1,17 \times 10^7$ aA |
| | 30° | $1,19 \times 10^8$ aB | $2,29 \times 10^9$ bB | $1,25 \times 10^8$ aA | $4,00 \times 10^7$ aA | $1,02 \times 10^9$ Aa | $1,20 \times 10^8$ aA |
| | 45° | $4,73 \times 10^7$ aA | $1,29 \times 10^8$ aA | $2,63 \times 10^7$ aA | $1,57 \times 10^7$ aA | $4,13 \times 10^7$ Aa | $6,23 \times 10^7$ aA |
| | 58° | $1,47 \times 10^8$ aB | $1,50 \times 10^8$ aA | $2,73 \times 10^8$ aA | $2,00 \times 10^7$ aA | $9,67 \times 10^7$ aA | $1,90 \times 10^7$ aA |
| Vermicompostagem | 73° | $6,27 \times 10^7$ aA | $1,28 \times 10^8$ aA | $8,80 \times 10^7$ aA | $2,40 \times 10^7$ aA | $1,28 \times 10^8$ Aa | $1,02 \times 10^8$ aA |
| | 100° | $2,57 \times 10^7$ aA | $2,30 \times 10^7$ aA | $4,79 \times 10^9$ aB | $4,33 \times 10^6$ aA | $6,64 \times 10^9$ Aa | $1,67 \times 10^7$ aA |

Nota¹: Ambiente coberto – T1: Lodo e poda, T2: Lodo e casca de café, T3: Lodo, poda e cinzas, T4: Lodo, casca de café e cinzas. Ambiente descoberto - T5: Lodo e poda, T6: Lodo, poda e cinzas e cinzas.

Nota²: Teste estatístico de Scott-Knott ao nível de 5% de significância.

Nota³: Letras minúsculas iguais na mesma coluna implicam em equivalência estatística dos valores ao nível de 5% de significância.

Nota⁴: Letras maiúsculas iguais na mesma linha implicam em equivalência estatística dos valores ao nível de 5% de significância.

Ao se observar a Tabela 6.15 é importante relatar que na primeira análise microbiana para identificação de leveduras (que foi realizada no final da fase termofílica, 15° dia de pré-compostagem), de forma geral, os tratamentos apresentaram as menores populações em relação às demais análises ao longo dos processos. Este comportamento pode estar atrelado às condições físico-químicas do meio, pois a temperatura ótima de crescimento destes microrganismos abrange a faixa

de 20 a 30°C e o pH ideal para o crescimento de leveduras é ácido; enquanto que todos os tratamentos neste período do processo apresentavam pH próximo ou consideravelmente acima de 7 (Tabela 6.3) (TRABULSI; ALTERTHUM, 2004).

Na análise do 30º dia de pré-compostagem, apenas T2 resultou em um aumento significativamente superior das populações de leveduras ($2,29 \times 10^9$ UFC g⁻¹ de composto). Nas análises microbiológicas posteriores (45º dia ao 100º dia) não houve uma variação populacional de leveduras significativa entre os tratamentos.

3.7.5 Comparativo das populações microbianas

Quando se examina simultaneamente a Tabela 6.12, Tabela 6.13, Tabela 6.14 e Tabela 6.15, nota-se que nas análises microbiológicas do 73º dia do processo, houve um decaimento generalizado de todas as populações de microrganismos estudadas em todos os tratamentos. Tal evento pode estar diretamente relacionado com o fato que nos primeiros três dias de vermicompostagem houve a lavagem diária de todos os compostos devido à alta condutividade elétrica em alguns deles, resultando no alto índice de mortalidade das minhocas no início do processo.

Comparando-se os tratamentos que possuem os mesmos compostos orgânicos, porém alocados em ambientes diferentes, observou-se que estatisticamente, tanto T3 em relação a T6 quanto T1 em relação a T5, não houve um comportamento similar da microbiota das populações mais abundantes estudadas (bactérias heterotróficas e actinomicetos). Inicialmente, julga-se, que os tratamentos de mesma composição sejam integrados pelas mesmas massas de microrganismos autóctones; porém no decorrer do processo estes tratamentos apresentaram comportamentos microbianos distintos, mostrando que as condições ambientais em que as leiras estavam inseridas puderam interferir na dinâmica e composição dos microrganismos presentes nos compostos.

Analisando-se a Tabela 6.7 dos compostos ao longo do processo, constata-se que a fase de maior redução de relação C/N corresponde ao período entre a primeira análise e a posterior, que ocorreram no período da fase termofílica. A circunstância é interessante de ser relatada porque é de se esperar que haja essa maior redução da relação C/N exatamente neste período, visto que é durante esta fase que ocorre a elevação da temperatura proporcionada pelas reações exotérmicas realizadas pela intensa atividade microbiológica e estes microrganismos estão mais ativos e com maior potencial para degradarem o maior percentual de matéria orgânica C/N (LIMA, 1981; ORRICO et al., 2007).

Uma conclusão similar também pode ser observada ao se verificar a redução da relação C/N final em relação a inicial especificamente de T6, pois, conforme a Tabela 6.7, T6 foi o tratamento que obteve a menor redução C/N final, o que pode estar relacionado ao fato de ter sido o tratamento que por muitas vezes apre-

sentou as populações de microrganismos de menor significância estatística, além da ausência da fase termofílica, o que implicou na menor atividade da microbiota, resultando na menor degradação da matéria orgânica e, conseqüentemente, na menor redução C/N final.

4 Conclusão

O tratamento de lodo biológico de laticínio via pré-compostagem e vermicompostagem foi eficiente para, além de estabilizar o material orgânico, gerar um adubo orgânico com potencial para ser aplicado na agricultura. O meio onde foram realizadas a pré-compostagem e a vermicompostagem pode influenciar em todo o processo. As maiores reduções de massa e volume foram observadas para o T5 e T6 em ambiente descoberto e os menores valores de condutividade elétrica foram verificados também nestes tratamentos. A poda de árvore apresentou maiores reduções de massa, volume e C/N.

Quando se avalia o comportamento das populações microbiológicas, julga-se, que os tratamentos de mesma composição tenham as mesmas massas de microrganismos autóctones; porém no decorrer do processo estes tratamentos apresentaram comportamentos microbianos distintos, mostrando que as condições ambientais em que as leiras estavam inseridas interferiram na dinâmica e composição dos microrganismos presentes nos compostos.

Os resultados mostraram que, ao longo dos processos, as populações de microrganismos analisadas se mantiveram ativas; visto que os tratamentos foram afetados pelos desempenhos das atividades microbianas, principalmente quando se analisa a atuação das bactérias heterotróficas e dos actinomicetos, resultando, de forma geral, na degradação da matéria orgânica.

Referências

- APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION; AWWA, WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20 ed. Washington: American Public Health Association, 1193 p. 1998.
- AQUINO, A. M.; OLIVEIRA, A. M. G.; LOUREIRO, D. C. **Integrando Compostagem e Vermicompostagem na Reciclagem de Resíduos Orgânicos Domésticos**. Circular Técnica 12, Seropédica, 4 p. 2005.
- BATTISTI, D. P.; BATTISTI, J. F.; **Avaliação da eficiência do esterco bovino e do EM-4 na compostagem de resíduos de poda de árvores do município de Medianeira – PR**, 2011 Trabalho de Conclusão de Curso (Curso Superior

- de Tecnologia em Gestão Ambiental). Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Medianeira, 2011.
- CÁCERES, R.; FLOTATS, X.; MARFÀ, O.; Changes in the chemical and physico-chemical properties of the solid fraction of cattle slurry during composting using different aeration strategies. **Waste Management**, v.26, p. 1081-1091, 2006.
- CARNEIRO, L. J.; DIETER, J.; SAMPAIO, S. C.; SCHMIDT JUNIOR, N.; SANTOS-KOELLN, F. T.; Balanço de sais provenientes da aplicação de água residual de suinocultura em quatro ciclos de cultura. **Revista Meio Ambiente e Agronegócio**. v. 4, n. 3, p. 481-499, 2011.
- CESTONARO, T.; COSTA, M. S. S. M.; COSTA, L. A. M.; PEREIRA, D. C. E MARTINS, M. F. L. **Vermicompostagem de cama de ovinos em mistura com dejetos de bovino de corte: aspectos da estabilização do resíduo**. X Congresso Latinoamericano y del Caribe de Ingeniería Agrícola - CLIA 2012 e XLI Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola, Londrina, p. 1-4, 2012.
- COSTA, M.S.S.M.; COSTA, L. A. de M.; DECARLI, L. D.; PELÁ, A.; SILVA, C. J. da; MATTER, U. F.; OLIBONE, D. Compostagem de resíduos sólidos de frigorífico. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.13, n.1, p. 100-107, 2009.
- DORES-SILVA, P.R.; LANDGRAF, M.D; REZENDE, M.O.O. Acompanhamento químico da vermicompostagem de lodo de esgoto doméstico. **Química Nova**, v. 34, n. 6, p. 956-961, 2011.
- DORES-SILVA, P.R., LANDGRAF, M. D., REZENDE, M. O. DE O. Processo de estabilização de resíduos orgânicos: Vermicompostagem versus compostagem. **Química Nova**, v. 36, p. 640-645, 2013.
- FIORI, M. G. S.; SCHOENHALS, M.; FRANCIELE, A. C. F. Análise da evolução tempo-eficiência de duas composições de resíduos agroindustriais no processo de compostagem aeróbia. **Engenharia Ambiental**, v. 5, n. 3, p. 178-191, 2008.
- GERMANO, P. M. L; GERMANO, M. I. S. Agente Bacteriano e Toxinfecções. In: GERMANO, P. M. L.; GERMANO, M. I. S. **Higiene e Vigilância Sanitária dos Alimentos**. 4. ed. São Paulo: Manole, Cap. 12. p. 295-366, 2003.

- GODOY, J. R. R. de; MEDEIROS, C. M.; SANTANA, G. P. ; Vermicompostagem de biossólido obtido de fossas sanitárias, grama e pó de serragem utilizando *Eisenia foetida* (Savigny, 1826). *Revista Ceres*, v. 56, n.5, p. 648-653, 2009.
- GONÇALVES, J. L. de M.; MORO, L.; Uso da “cinza” de biomassa florestal como fonte de nutrientes em povoamentos puros de *Eucalyptus grandis*. IPEF n. 48/49, p. 28-37, 1995.
- GONÇALVES, F. **Tratamento de camas de equinos por compostagem e vermicompostagem**. 2014. 133 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental). – Curso de Engenharia Ambiental – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2014.
- GUSIATIN, Z. M.; KULIKOWSKA, D.; The usability of the IR, RAC and MRI indices of heavy metal distribution to assess the environmental quality of sewage sludge composts. *Waste Management*, v. 34, n. 7, p. 1227-1236, 2014.
- HERBETS, R. A. **Compostagem de resíduos sólidos orgânicos: aspectos biotecnológicos**. Dissertação (Mestrado em Biotecnologia). Departamento de Bioquímica. Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2005.
- HECK, K; MARCOS, É. G. de; HAHN, A. B. B; KLUGE, M; SPILKI, F. R; SAND, V. D. 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.
- IAPAR – INSTITUTO AGRONÔMICO DO PARANÁ. **Cartas climáticas do Estado do Paraná**. Londrina, 2000. Disponível em: <<http://www.iapar.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=863>>. Acesso em: 27 out. 2014.
- KIEHL, J. E. **Fertilizantes Orgânicos**. 1 ed. Piracicaba: Agronômica Ceres Ltda. 492 p. 1985.
- KIEHL, E. J. **Manual de Compostagem: Maturação e Qualidade do Composto**. Piracicaba, 171 p. 1998.
- KIEHL, E. J. **Novos Fertilizantes Orgânicos**. 1 Ed . Piracicaba: Editora Degaspari 2010, 248 p.

- LATEEF, A., CHAUDHRY, M. N., ILYAS, S. 2013. Biological treatment of dairy waste water using activated sludge. *ScienceAsia*, v.39, n.2, p. 179-185, 2013.
- LEAL, M. A. de A.; GUERRA, J. G. M.; ESPINDOLA, J. A. A.; ARAÚJO, E. da S.; Compostagem de misturas de capim-elefante e torta de mamona com diferentes relações C/N. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 17, n. 11, p. 1195-1200, nov. 2013.
- LIMA, L. M. Q. **Tratamento de lixo**. 2ª ed. São Paulo: Hemus Editora Ltda., 240 p. 1981.
- MALAVOLTA, E.; VITTI, G. C.; OLIVEIRA, S. A. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações**. 2 Ed. Piracicaba: Potafos, 319 p. 1997.
- MAPA – Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Instrução Normativa nº 25**. BRASIL, 2009.
- MORETTI, S. M. L.; BERTONCINI, E. I.; ABREU-JUNIOR, C. H.; Composting sewage sludge with green waste from tree pruning. *Scientia Agrícola*, v. 72, n. 5, p. 432-439, 2015.
- NUNES, M. U. C. Compostagem de resíduos para a produção de adubo orgânico na pequena propriedade. **Circular Técnica 59**. Embrapa, 2009.
- OLIVEIRA, E. M. de; COSTA, F. X.; COSTA, C. C.; Reprodução de minhocas (*Eisenia foetida*) em diferentes substratos. *Revista Caatinga*, v. 21, n. 5, p. 146-150, 2008.
- ORRICO; A. C.A; JÚNIOR, J.L; JÚNIOR ORRICO, M. A. P. Alterações Físicas e Microbiológicas Durante a Compostagem dos Dejetos de Cabras. *Revista de Engenharia Agrícola*, v. 27, n. 3, p. 764-772, 2007.
- PEREIRA NETO, T. J. **Manual de compostagem: processo de baixo custo**. Universidade Federal de Viçosa. p. 19-27, 2007.
- QUEIROZ, F. F. **Avaliação do aproveitamento de resíduos vegetais por meio da compostagem em leiras revolvidas. Estudo de caso de Londrina**. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento). Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2007.

- REIS, M. F. P. ; **Avaliação do processo de compostagem de resíduos sólidos urbanos**. 2005. 239 f. Tese (Doutorado em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2005).
- SBIZZARO, M.; **Vermicompostagem a partir de dejetos de ovinos e bovinos com palha de cana-de-açúcar**. 2013. 134 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Ambiental). Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2013.
- STEFFEN, G. P. K.; ANTONIOLLI, Z. I.; STEFFEN, R. B.; JACQUES, R. J. S.; SANTOS, M. L. dos.; **Earthworm extraction with onion solution**. *Applied Soil Ecology*, v.69, p. 28-31, 2013.
- SUNADA, N. da S.; ORRICO, A. C. A.; ORRICO JUNIOR, M. A. P. ; CENTURION, S. R.; OLIVEIRA, A. B. de M.; FERNANDES, A. R. M.; LUCAS JUNIOR, J de; SENO, L. de O.; **Compostagem de resíduo sólido de abatedouro avícola**. *Ciência Rural*, v.45, n.1, p. 178-183, 2015.
- TIAGO, P. V; MELZ, E. M, SCHIEDECK, G. **Comunidade de bactérias e fungos de esterco antes e após a vermicompostagem e no substrato hortícola após uso de vermicomposto**. *Revista Ciências Agrônômica*, v.39, n.02, p. 187-192, 2008.
- TEDESCO, M.J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C.A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S. J. **Análises de solo, plantas e outros materiais**. 2 ed. Porto Alegre: Departamento de solos UFRGS. 175p, 1995.
- TRABULSI, R.L; ALTERTHUM, F. **Microbiologia**. 4 ed. São Paulo: Editora Atheneu, 780 p. 2004.

Riscos biológicos e desempenho agrícola do uso de compostos e vermicompostos no solo

Jaqueline dos Santos Silva

Andressa Vitória Duarte de Souza

Pedro Henrique Presumido

Vitor da Costa Marques

Andressa Ferreira Pimenta

Kátia Valéria Marques

Cardoso Prates

Tatiane Cristina Dal Bosco

Marcelo Hidemassa Anami

Resumo: O cultivo de alface (*Lactuca sativa L.*) no Brasil é um dos mais expressivos em importância econômica e alimentar, visto que está entre as hortaliças folhosas mais consumidas. O sistema de produção convencional usa fertilizantes químicos como fonte nutricional para as plantas, que pode ocasionar riscos à saúde humana devido à sua toxicidade, além de representar um custo expressivo ao produtor. Uma das alternativas é o uso de compostos orgânicos obtidos via compostagem e vermicompostagem. No entanto, a má condução desses processos pode ocasionar a não eliminação de patógenos presentes nos resíduos de origem. Além disso, as más condições de armazenamento dos adubos podem causar a sua contaminação por fezes de vetores. Seu uso pode ocasionar a contaminação dessa hortaliça no cultivo, tornando-a um veículo de transmissão de doenças, já que é consumida crua. Neste capítulo serão apresentados os resultados de um trabalho que objetivou avaliar a ocorrência de contaminação microbiológica e o desenvolvimento de alface sob cultivo orgânico, bem como os aspectos químicos e biológicos do solo. Avaliou-se: contaminação das alfaces e dos adubos por *Salmonella sp* e *Escherichia coli*; desenvolvimento da alface; macro e micronutrientes nos adubos (pré-plantio) e no solo (pós-plantio) e carbono orgânico do solo. O cultivo foi realizado por 40 dias considerando o uso de compostos (C) e vermicompostos (V) provenientes de diferentes resíduos: T0- solo (testemunha); T1- dejetos equinos + casca de café (C); T2- dejetos equinos + sepião + braquiária

(C); T3- dejetos equinos + casca de arroz (C); T4- dejetos equinos + casca de arroz + braquiária (C); T5- lodo + poda de árvore (C); T6- lodo + poda de árvore + cinza de caldeira (C); T7- lodo + poda de árvore (V); T8- lodo + poda de árvore + cinza de caldeira (V); T9- NPK. Pode-se observar que o desenvolvimento da alface foi afetado diretamente pelas diferentes fontes de nutrientes, sendo que os adubos a base de dejetos de equinos apresentaram melhores respostas. T4 apresentou resultados semelhantes a T9, mostrando que o uso de composto orgânico como forma de suprimento nutricional pode substituir os fertilizantes químicos. T0 apresentou baixo desenvolvimento da cultura, indicando a necessidade da adição de fontes nutricionais no solo. Apesar da contaminação por coliformes termotolerantes em T4, T5 e T8 antes do plantio, não foi verificada a ocorrência de contaminação da alface por *Salmonella sp* e *Escherichia coli*. Houve incremento nos teores de carbono orgânico e macro e micronutrientes do solo.

Palavras-chave: Adubo orgânico. Compostagem. Contaminação microbiológica. Hortaliça.

1 Introdução

O Brasil é um dos líderes mundiais na produção e exportação de produtos agropecuários. Esse cenário, de intensa atividade agrícola aliado ao crescimento do consumo e demanda por alimentos, acarreta a necessidade cada vez maior do uso de fertilizantes nas culturas (BRITO; PONTES, 2009).

O sistema de produção convencional é o mais comum entre os produtores e conta com o uso de fertilizantes químicos como fonte nutricional para as plantas. Esse meio de cultivo pode trazer diversas consequências para o meio ambiente, como perda da produtividade do solo em longo prazo, eutrofização de corpos d'água devido à lixiviação de nutrientes e contaminação do solo por excesso de nutrientes. Além dos danos ao meio ambiente, a utilização desse tipo de fertilizante pode acarretar em riscos à saúde humana devido à sua toxicidade.

A crescente preocupação com questões ambientais tem levado à expansão da agricultura orgânica, processo produtivo que usa a adubação orgânica como suplementação nutricional às plantas ao invés dos fertilizantes químicos. Além disso, a oferta de matérias primas para produção de adubos orgânicos é alta e diversificada, o que pode aumentar a eficácia de sua utilização (FIGUEIREDO; TANAMATI, 2010). Dentre os métodos de obtenção de adubos orgânicos, destaca-se a compostagem e a vermicompostagem, que por meio da ação de microrganismos e minhocas, respectivamente, promovem a degradação da matéria orgânica de origem animal ou vegetal, resultando em composto humificado e rico em nutrientes (KIEHL, 1985).

A adubação orgânica em atividades agrícolas mostra-se como alternativa ao uso de fertilizantes minerais, pois aumenta a produtividade, reduz custos com fertilizantes e proporciona a deposição segura destes materiais no ambiente (FIGUEIREDO; TANAMATI, 2010). Os adubos orgânicos são compostos por resíduos animais e/ou vegetais, que após processo de compostagem estão propícios para uso agrícola, potencializando a produção. Pode ser aplicado como corretivo agrícola e fonte de macro e micronutrientes para as plantas e seu uso exerce profundo efeito nas propriedades do solo, resultando no aumento da produtividade vegetal (PEREIRA NETO, 2011).

Os adubos orgânicos são uma boa opção para o cultivo de hortaliças por serem fonte de nutrientes, melhorando características físicas, químicas e biológicas do solo, podendo, inclusive, reduzir o custo de produção da cultura (KIEHL, 1985; VIDIGAL et al., 1997; OLIVEIRA et al., 2014). Dentre os benefícios proporcionados ao solo, pode-se destacar a melhor agregação, infiltração e retenção de água, maior CTC (capacidade de troca catiônica), a complexação de elementos tóxicos e micronutrientes, a aeração, disponibilidade de nutrientes e os aspectos biológicos que estão relacionados com microrganismos benéficos encontrados na matéria orgânica (SANTOS et al., 2008; ZANDONADI et al., 2014). Além disso, o efeito residual do seu uso aumenta o tempo de fertilidade do solo em relação ao uso de fertilizante químico, devido à lenta mineralização da matéria orgânica (KIEHL, 1985; VIDIGAL et al., 1997). Rodrigues et al. (2003) destacam que alguns dos benefícios promovidos pela presença da matéria orgânica nos solos são a preservação da umidade, o aumento da permeabilidade, a liberação lenta e a solubilização de nutrientes para as plantas, a melhoria da estrutura, do poder tampão e da atividade biológica do solo e o controle natural de pragas e doenças de plantas.

Dentre as hortaliças produzidas em cultivo orgânico, pode-se destacar a alface, devido ao seu grande consumo. O valor nutricional que traz benefícios à saúde e o preço acessível dessa hortaliça, faz com que ela esteja presente na alimentação de grande parte da população. Por ser consumida “in natura”, existe a preocupação com relação à segurança alimentar e à obtenção de um produto de qualidade, sem que essas afetem o ambiente de cultivo.

A valorização da qualidade da dieta alimentar e a demanda por alimentos saudáveis por parte dos consumidores têm sido mais acentuadas nos últimos tempos, levando o consumidor a considerar na hora de sua compra, os riscos alimentares que os produtos podem oferecer, como práticas higiênicas, riscos microbiológicos e métodos de produção (MORETTI, 2007). Nessa valorização, a produção orgânica de alimentos tem merecido destaque (ARBOS et al., 2010).

Embora esses alimentos sejam claramente menos expostos aos perigos químicos, diversos estudos têm demonstrado contaminação microbiológica significa-

tiva em produtos como as alfaces orgânicas, que são amplamente comercializadas (ABREU, 2008; LOTTO, 2008; ARBOS et al., 2010; RODRIGUES, 2013). Bartz (2015) destaca que as propriedades de produção orgânica apresentam maior risco de contaminação microbiológica e presença de patógenos quando comparadas com as propriedades convencionais.

O cultivo orgânico, definido por Santana et al. (2006) como um sistema de produção que evita ou exclui o uso de pesticidas ou agrotóxicos, fertilizantes de composição sintética, reguladoras de crescimento ou outros agentes contaminantes, pode trazer a ideia de que os produtos provenientes desse sistema de cultivo são saudáveis e não apresentam riscos à saúde (ABREU et al., 2010). Porém, o consumo de alimentos oriundos dessa prática pode possibilitar a ocorrência de doenças intestinais, em especial os consumidos crus, como as hortaliças, uma vez que helmintos, protozoários e outros patógenos podem estar presentes nesses alimentos, em virtude principalmente do tipo de adubação (SANTANA et al., 2006; ARBOS et al., 2010; BARTZ, 2015). Portanto, deve-se atentar que o consumo de hortaliças cruas pode ser um meio de transmissão de várias doenças infecciosas (TAKAYANAGUI et al., 2000).

Nesse sentido, o objetivo desse capítulo é relatar um estudo que avaliou os efeitos do uso de compostos e vermicompostos orgânicos na qualidade microbiológica e desenvolvimento da alface, considerando também aspectos químicos e biológicos do solo.

2 Material e métodos

O trabalho foi realizado de acordo com as etapas descritas na Figura 7.1.



Figura 7.1 Fluxograma das etapas do projeto.

2.1 Caracterização dos compostos e vermicompostos

Os adubos orgânicos utilizados foram obtidos por processos de compostagem e vermicompostagem de diferentes resíduos agroindustriais, totalizando 6 (seis) compostos e 2 (dois) vermicompostos.

Para a obtenção desses adubos foram utilizados os seguintes resíduos: lodo proveniente de estação de tratamento de efluentes por sistema de lodo ativado em indústria de produção de laticínios, poda de árvore, cinza de caldeira, dejetos de equino, casca de café, sepilho, palha de arroz e braquiária, que foram compostados (C) e vermicompostados (V) nos seguintes tratamentos:

- C1 – dejetos de equino + casca de café;
- C2 – dejetos de equino + sepilho + braquiária;
- C3 – dejetos de equino + casca de arroz;
- C4 – dejetos de equino + casca de arroz + braquiária;
- C5 – lodo de laticínio + poda de árvore;
- C6 – lodo de laticínio + poda de árvore + cinza de caldeira;
- V1 – lodo de laticínio + poda de árvore;
- V2 – lodo de laticínio + poda de árvore + cinza de caldeira;

A compostagem das camas de equinos, realizada por Gonçalves (2014), saturadas por 14 dias, (C1, C2, C3 e C4) foi realizada por um período de 100 dias em leiras de formato trapezoidal, cada uma com volume inicial de 363 L. As leiras foram montadas em ambiente coberto e com o chão revestido de lona, para que não houvesse o contato direto do material com o solo.

O processo de compostagem do lodo secundário de laticínio (C5 e C6) foi conduzido ao longo de 57 dias em ambiente coberto, para que não houvesse interferência da água pluvial, e em área com chão impermeável. As leiras foram montadas em formato trapezoidal, cada uma com volume inicial de aproximadamente 200 L. Após esse período iniciou-se a vermicompostagem (V1 e V2), realizada em reatores com volume de 25 L, com a inserção de 24 minhocas da espécie *Eisenia foetida* em cada reator (triplicata). A vermicompostagem teve duração de 43 dias.

Os adubos orgânicos obtidos dos processos de compostagem e vermicompostagem, a partir dos diferentes resíduos citados, foram enviados ao Laboratório de Solos do Instituto Agrônomo do Paraná (IAPAR) para análise de macro e micronutrientes. Os resultados da análise são mostrados na Tabela 7.1.

Tabela 7.1 Caracterização de macro e micronutrientes dos adubos orgânicos obtidos por meio dos processos de compostagem e vermicompostagem.

| Tratamentos ⁽¹⁾ | N | P | K | Ca | Mg | Cu | Zn | B | Mn |
|----------------------------|--------------------|------|-------|--------|-------|---------------------|--------|-------|---------|
| | g kg ⁻¹ | | | | | mg kg ⁻¹ | | | |
| C1 | 29,71 | 8,30 | 26,03 | 20,76 | 5,84 | 52,00 | 168,47 | 10,39 | 586,99 |
| C2 | 27,37 | 6,20 | 18,08 | 18,35 | 5,08 | 46,29 | 206,66 | 0,00 | 383,99 |
| C3 | 12,62 | 2,52 | 6,52 | 5,76 | 1,89 | 28,53 | 129,71 | 0,00 | 656,28 |
| C4 | 17,38 | 4,35 | 9,51 | 9,74 | 2,98 | 32,29 | 157,11 | 0,56 | 502,79 |
| C5 | 29,25 | 3,09 | 6,23 | 18,73 | 2,73 | 20,34 | 53,03 | 19,41 | 207,39 |
| C6 | 15,94 | 5,99 | 20,77 | 114,82 | 12,40 | 60,95 | 91,08 | 51,31 | 3271,15 |
| V1 | 29,56 | 3,16 | 10,10 | 23,50 | 3,18 | 20,38 | 56,00 | 30,86 | 276,52 |
| V2 | 17,94 | 6,81 | 13,46 | 127,48 | 12,52 | 60,60 | 98,85 | 46,39 | 3598,10 |

Nota ⁽¹⁾: C1 – dejetos equinos + casca de café; C2 – dejetos equinos + sepião; C3 – dejetos equinos + casca de arroz; C4 – dejetos equinos + casca de arroz + braquiária; C5 – lodo de laticínio + poda de árvore; C6 – lodo de laticínio + poda de árvore + cinza; V1 – lodo de laticínio + poda de árvore; V2 – lodo de laticínio + poda de árvore + cinza. C – compostagem e V – vermicompostagem.

2.2 Preparação do solo e cultivo da alface

O cultivo da alface foi realizado nas dependências da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, campus Londrina, localizada na Avenida dos Pioneiros, 3131, Jardim Morumbi, município de Londrina-PR (Figura 7.2). O local escolhido encontra-se próximo às Casas de vegetação da Universidade, a 23°18'32,1" S de latitude, 51°07'00,1" W de longitude e altitude média de 610 metros acima do nível do mar.



Figura 7.2 UTFPR Londrina, local onde foi realizado o experimento.

Fonte: Google Maps (2015).

O clima na região, seguindo a classificação de Köppen, é subtropical úmido com verões quentes e tendência de concentração de chuvas no verão, com precipitação média anual entre 1200 e 1400 mm (APARECIDO et al., 2016).

O solo predominante na região é o Latossolo Vermelho distroférico, ocupando 54% da área do município (TRABAQUINI et al., 2010). Amostras de solo do local de cultivo, indicado anteriormente na Figura 7.2, foram coletadas em pontos diferentes do terreno e homogeneizadas. Dessa homogeneização retirou-se uma amostra que foi destorroada, seca ao ar, passada em peneira de malha de 2 mm e encaminhada ao Laboratório de Solos do IAPAR para análise química (Tabela 7.2).

Tabela 7.2 Características químicas do solo (0-20 cm de profundidade) da área de cultivo.

| pH | P | C | Al | H + Al | Ca | Mg | K | SB ⁽¹⁾ | CTC ⁽²⁾ | V ⁽³⁾ | SAI ⁽⁴⁾ |
|-----|---------------------|--------------------|--|--------|-----|------|------|-------------------|--------------------|------------------|--------------------|
| | mg dm ⁻³ | g dm ⁻³ | cmol _c dm ⁻³ de solo | | | | | | | % | |
| 5,6 | 11 | 8,18 | 0 | 3,97 | 6,5 | 1,48 | 0,27 | 8,25 | 12,22 | 67,51 | 0 |

Nota: ⁽¹⁾ SB= Soma de bases; ⁽²⁾ CTC= Capacidade de troca de cátions; ⁽³⁾ Saturação por bases; ⁽⁴⁾ Saturação por alumínio.

Realizou-se a calagem do solo para correção de acidez, baseada na equação de necessidade de calagem descrita por Trani (2014), que considera a capacidade de troca catiônica do solo, a saturação por bases do solo, a saturação por bases que se pretende atingir (80%) e o poder real de neutralização total do calcário (80%). Dessa forma, a necessidade de calagem encontrada para o solo da área de cultivo foi de 1,91 ton ha⁻¹.

O cultivo da alface seguiu metodologia indicada por EMBRAPA (2006) com algumas adaptações. O plantio foi realizado em canteiros no solo, conforme indicado para hortaliças folhosas. Foram preparados dois canteiros, cada um com 0,11 m de altura, 1,40 m de largura na base, 1,20 m de largura na crista e 10,1 m de comprimento de base e 9,9 m de comprimento de crista, conforme esquematizado na Figura 7.3. O espaçamento entre cada hortaliça foi de 0,30 m, recomendado por Lúcio et al. (2011) e a área útil de plantio em cada canteiro foi de 8,64 m².

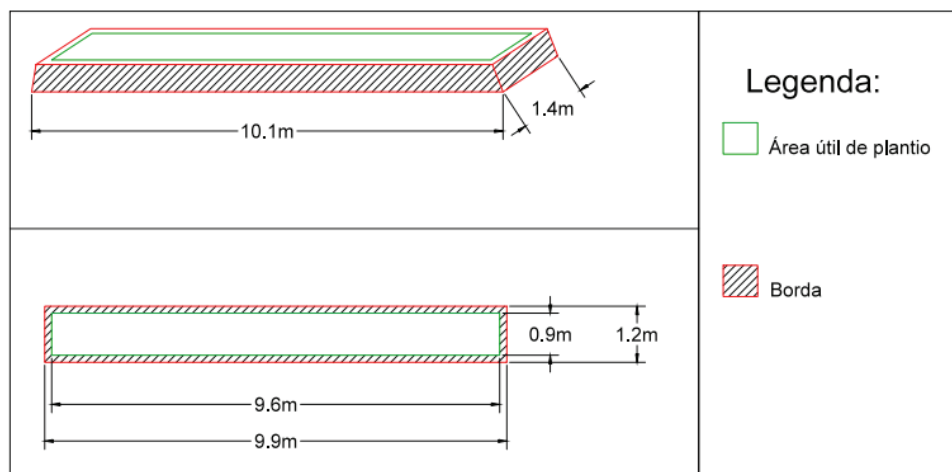


Figura 7.3 Dimensões dos canteiros de plantio.

A alface (*Lactuca sativa* L.) escolhida foi o cultivar Vanda, por apresentar segurança de plantio durante o verão e adaptação às condições tropicais de cultivo, conforme especificações do distribuidor. As mudas foram adquiridas na Chácara Carneiro, localizada no município de Londrina/PR.

Testaram-se dez tratamentos utilizando como adubo orgânico os compostos e vermicompostos já citados, além de um tratamento com fertilizante químico (NPK) e uma testemunha, contendo apenas solo. Os tratamentos foram assim nomeados:

- T0 – testemunha;
- T1 – C1 (dejeito equino + casca de café);
- T2 – C2 (dejeito equino + sepilho + braquiária);
- T3 – C3 (dejeito equino + casca de arroz);
- T4 – C4 (dejeito equino + casca de arroz + braquiária);
- T5 – C5 (lodo de laticínio + poda de árvore);
- T6 – C6 (lodo de laticínio + poda de árvore + cinza de caldeira);
- T7 – V1 (lodo de laticínio + poda de árvore);
- T8 – V2 (lodo de laticínio + poda de árvore + cinza de caldeira);
- T9 – NPK.

Cada tratamento contava com uma parcela útil central com 9 (nove) repetições, número esse considerado como ótimo no cultivo de alface em campo, conforme verificado por Lúcio et al. (2011). Além dessas nove repetições, foram plantadas alfaces na bordadura em todo o contorno de cada canteiro e entre cada tratamento, a fim de evitar o favorecimento de luz solar e vento sobre a parcela útil.

A distribuição dos tratamentos ao longo da área de cultivo (Figura 7.4) foi de forma aleatória, sendo definida por meio de sorteio.

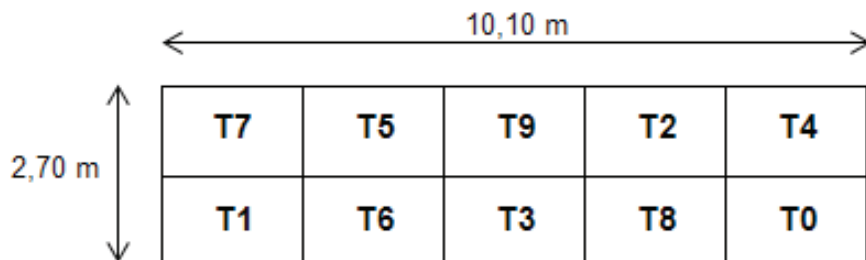


Figura 7.4 Distribuição dos tratamentos nos dois canteiros de plantio de alface.

A quantidade de adubo adicionado às plantas foi determinada de acordo com a necessidade nutricional de nitrogênio da alface para um bom desenvolvimento, que segundo EMATER (2007) é de 80 kg ha^{-1} . Sabendo da necessidade de nitrogênio e conhecendo a quantidade desse nutriente presente em cada um dos compostos, foi calculada a massa de adubo que foi adicionada em cada área útil dos tratamentos. Esses resultados são mostrados na Tabela 7.3.

Tabela 7.3 Quantidade de adubo orgânico para cada tratamento calculado de acordo com a necessidade nutricional de nitrogênio da alface (80 kg ha^{-1}).

| Tratamentos ⁽¹⁾ | N g kg ⁻¹ | Quantidade de adubo orgânico (g) ² |
|----------------------------|-------------------------|---|
| T1 | 29,71 | 334,36 |
| T2 | 27,37 | 381,01 |
| T3 | 12,62 | 688,90 |
| T4 | 17,38 | 523,74 |
| T5 | 29,25 | 135,36 |
| T6 | 15,94 | 277,00 |
| T7 | 29,56 | 110,48 |
| T8 | 17,94 | 211,37 |

Nota⁽¹⁾: T1 – dejetos equinos + casca de café; T2 – dejetos equinos + sepilho + braquiária; T3 – dejetos equinos + casca de arroz; T4 – dejetos equinos + casca de arroz + braquiária; T5 – lodo de laticínio + poda de árvore; T6 – lodo de laticínio + poda de árvore + cinza; T7 – lodo de laticínio + poda de árvore (vermicompostagem); T8 – lodo de laticínio + poda de árvore + cinza (vermicompostagem).

Nota⁽²⁾: Quantidade em base úmida.

No tratamento T9, a quantidade de fertilizante químico adicionada seguiu recomendação de Oliveira et al. (2010), que propõem a adição de 40 kg ha⁻¹ de nitrogênio, 60 kg ha⁻¹ de fósforo e 30 kg ha⁻¹ de potássio para produção de alface. Dessa maneira foram adicionadas 42,86 g de NPK 4-14-8 na parcela útil desse tratamento.

A aplicação dos adubos e do fertilizante foi realizada em sulcos abertos manualmente nos canteiros. O plantio foi realizado logo após a adubação.

O cultivo foi realizado por 40 dias, entre os meses de março e abril de 2015. Devido às altas temperaturas características do verão, as alfaces foram irrigadas por sistema de aspersão duas vezes ao dia, sendo elas, às 6:00 horas e às 18:00 horas, períodos em que as temperaturas encontram-se mais amenas. A quantidade total diária de água para irrigação foi de 4,4 mm, valor esse que se baseia na evapotranspiração de referência local, coeficiente de cultivo da alface, cobertura foliar e eficiência de rega por aspersão (BRUNINI, 2000). O sistema de irrigação era acionado automaticamente, por meio de um processo de automação, a fim de garantir a quantidade de água diária necessária para o desenvolvimento da cultura e facilitar o manejo. Para evitar a incidência direta de radiação solar e chuva sobre as plantas, foi instalado no local um telado de sombrite, malha 30% (LEAL, 2005).

2.3 Avaliação do desenvolvimento da cultura

Para avaliar o desenvolvimento da cultura de alface foram analisados os seguintes parâmetros: massa fresca (MF), massa seca (MS), número de folhas (NF), diâmetro médio das cabeças (DC) e crescimento médio das folhas (CF).

Para determinação da massa fresca (MF) e massa seca (MS) da alface, utilizou-se apenas a parte aérea da planta, conforme recomendado por Lúcio et al. (2011). Ao final dos 40 dias de cultivo as plantas foram colhidas, na parte da manhã, e acondicionadas em sacos de papel devidamente identificados. Em seguida as partes aéreas foram separadas do caule com auxílio de um estilete, e pesadas em balança analítica, obtendo-se a MF. Após a pesagem, essas amostras foram levadas para estufa de circulação de ar forçado à temperatura de 65°C por 72 horas (VIDIGAL et al., 1997; LÚCIO et al., 2011). Passado esse período, realizou-se a pesagem das amostras, determinando-se a MS de cada planta.

No 15°, 30° e 40° dia de cultivo foram avaliados em campo os parâmetros de número de folhas (NF), diâmetro médio das cabeças (DC) e crescimento médio das folhas (CF). O NF foi determinado por meio da contagem manual em cada planta (ARAÚJO et al., 2011). Com auxílio de uma régua, o valor de DC foi obtido. O CF foi determinado por meio da medição do colo da planta até o ápice da última folha desenvolvida (ALMEIDA et al., 2011), com auxílio de uma régua.

Para as avaliações de MF, MS, NF, DC e CF foram utilizadas três plantas da parcela útil, escolhidas aleatoriamente por sorteio.

2.4 Avaliação microbiológica da cultura

A avaliação microbiológica da cultura deu-se por meio da análise da presença das bactérias *Escherichia coli* e *Salmonella* sp. Para tal, foram feitas análises em duas etapas, conforme demonstrado na Figura 7.5.

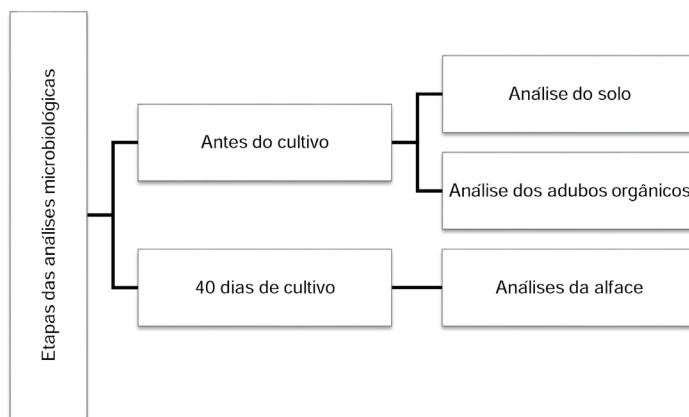


Figura 7.5 Fluxograma das etapas das análises microbiológicas realizadas no solo e nos adubos antes do cultivo e nas alfaces após 40 dias de cultivo.

2.5 Análise do solo e dos adubos orgânicos

A coleta das amostras de solo foi realizada em cinco pontos da área de cultivo, as quais foram homogeneizadas. Dessa homogeneização retirou-se uma amostra para análise (MORAIS et al., 2011). As amostras de solo e de adubo foram coletadas, acondicionadas em sacos plásticos estéreis e levadas ao Laboratório de Microbiologia da UTFPR, câmpus Londrina. Pesaram-se 10 g de cada amostra, que foram colocadas em erlenmeyers contendo 90 mL de solução salina, obtendo-se uma diluição de 10^{-1} (SANTOS et al., 2006). Dessa diluição foi transferida uma alíquota de 0,1 mL para placas contendo meio de cultura seletivo para cada tipo de microrganismo de interesse (*Salmonella* e *Escherichia coli*). Essa alíquota foi espalhada no meio com auxílio de swab estéril. Em seguida, as placas foram incubadas invertidas por 24 horas. Os meios utilizados, suas temperaturas de incubação e a coloração típica das colônias de interesse são mostrados no Quadro 7.1. As colônias que apresentaram coloração típica foram submetidas a testes morfotintoriais (coloração de Gram) e bioquímicos de identificação (TSI - Tríplice

Açúcar Ferro e Citrato de Simmons para *Salmonella* e Citrato de Simmons para *Escherichia coli*).

Quadro 7.1 Meios de cultura, microrganismos de interesse, temperatura de incubação e coloração típica das colônias.

| Meio de cultura | Microrganismo | Temperatura de incubação (°C) | Coloração típica da colônia |
|-----------------|-----------------------------------|-------------------------------|-----------------------------|
| Ágar MFC | <i>Coliformes termotolerantes</i> | 45(±1) | Azul escuro |
| Ágar MacConkey | <i>Salmonella sp</i> | 36(±1) | Rosa claro a transparente |

2.6 Análise da alface

A avaliação da presença das bactérias na alface foi realizada seguindo a metodologia descrita por Silva, Junqueira e Silveira (2007), com adaptações. Aos 40 dias de cultivo foram analisadas três plantas da parcela útil de cada tratamento, sendo que a partir delas formou-se uma amostra composta. As plantas foram escolhidas de forma aleatória por meio de sorteio.

As hortaliças foram colhidas, acondicionadas em sacos plásticos estéreis, colocadas em caixa térmica com temperatura inferior a 10°C e encaminhadas ao Laboratório de Microbiologia da UTFPR, câmpus Londrina. As análises foram iniciadas no mesmo dia da colheita.

Primeiramente, foram retiradas as folhas mais externas das plantas que apresentavam murchidão e machucados, as quais seriam descartadas pelo consumidor. Para o processamento inicial foram pesados 25 g de cada amostra, retiradas de diferentes partes da alface, e colocadas em 225 mL de água peptonada 0,1% estéril. Em seguida, estas foram homogeneizadas durante 30 segundos. O homogeneizado corresponde à diluição 10^{-1} da qual se procedeu com as análises de Coliformes totais (CT) e termotolerantes (CTT). Para a análise de *Salmonella sp.* as amostras homogeneizadas foram incubadas durante 24 horas a 36°C(±1).

Para a análise de CT e CTT utilizou-se a Técnica do Número Mais Provável (NMP), série de três tubos (SILVA; JUNQUEIRA; SILVEIRA, 2007). Para a prova presuntiva utilizou-se o homogeneizado (diluição 10^{-1}). A partir desta diluição foram obtidas as diluições 10^{-2} e 10^{-3} , também em água peptonada 0,1%. Com uma pipeta estéril adicionaram-se porções de 1mL das respectivas diluições 10^{-1} , 10^{-2} e 10^{-3} em uma série de três tubos contendo 9 mL de caldo Lactose com tubos de Durhan invertidos. Os tubos foram incubados a 35°C(±1) por 24 horas. Em caso de turbidez do meio e produção de gás observada no tubo de Durhan

(considerada como positivo), foram realizados os testes confirmativos de CT e posteriormente para CTT.

A partir de cada tubo positivo de caldo Lactose (um por diluição), foi realizada a prova confirmativa de CT, na qual foi transferida uma alçada para três tubos contendo Caldo Verde Brilhante Bile 2% (CVBB) com tubos de Durhan invertidos, os quais foram incubados a 35°C(±1) por 24 horas. A presença de gás no tubo de Durhan e a turbidez do meio indica a positividade do tubo para a presença de CT. O cálculo do NMPg⁻¹ foi determinado com o auxílio da tabela de NMP- série de três tubos (SILVA; JUNQUEIRA; SILVEIRA, 2007).

Dos tubos positivos contendo CVBB, foi realizado teste confirmativo para Termotolerantes, transferindo-se uma alçada do caldo CVBB para tubos contendo 9mL de caldo E.C., com tubos de Durhan invertidos. Posteriormente, os tubos foram incubados a 45°C(±1) por 24 horas e a turbidez com a produção de gás no tubo de Durhan indicava o resultado positivo para CTT. Os tubos positivos foram determinados pela tabela de NMP (SILVA; JUNQUEIRA; SILVEIRA, 2007).

Para avaliação da presença de *E. Coli* retirou-se uma alçada de amostra dos tubos positivo de E.C. e semeado por técnica de esgotamento em placas de Petri contendo Ágar MFC, que foram incubadas a 36°C(±1) por 24 horas. As colônias típicas (cor azul escuro) foram submetidas a testes morfotintoriais (coloração de Gram) e bioquímicos de identificação (Citrato de Simmons) para confirmação. Foram considerados positivos para *E. Coli* os resultados que apresentaram teste de Citrato negativos (sem mudança de cor), coloração vermelha para Gram negativo e morfologia de bacilo.

Para a averiguação da presença de *Salmonella sp.* as amostras passaram pelas seguintes etapas: pré-enriquecimento, enriquecimento seletivo, plaqueamento diferencial, seleção das colônias para confirmação e confirmação bioquímica. Para tal, transferiu-se 1mL do homogeneizado para tubos contendo 9 mL de caldo tetratio-nato, o qual foi incubado por 24 horas a 37°C(±1). Após o período de incubação o caldo foi semeado por esgotamento em placas de Petri contendo Ágar MacConkey e, posteriormente, as mesmas foram incubadas a 36°C(±1) por 24 horas. As colônias que apresentaram resultados típicos (coloração rosa clara a transparente) foram, posteriormente, submetidas a testes morfotintoriais (coloração de Gram) e bioquímicos de identificação (TSI - Tríplice Açúcar Ferro e Citrato de Simmons). Foram considerados positivos para *Salmonella sp.* morfologia de bacilo com coloração vermelha para Gram negativo, teste TSI e Citrato positivos (com mudança de coloração).

2.7 Análise do solo: determinação de C_{org} pelo método Walkley-Black

Antes do plantio das alfaves foram coletadas amostras de solo do local em diferentes pontos do terreno e homogeneizadas. Dessa homogeneização retirou-se

uma amostra que foi destorroada, seca ao ar e passada em peneira de malha de 2 mm (TFSA). Após o cultivo coletaram-se amostras de cada parcela dos dez tratamentos, que passaram pelo mesmo processo que o solo no pré-plantio.

A determinação de C_{org} seguiu metodologia descrita por IAPAR (1992), em que 1,0 cm³ de TFSA foi transferido para um erlenmeyer de 250 mL. Em seguida foram adicionadas 10 mL de solução de dicromato de potássio 1N e 10 mL de ácido sulfúrico concentrado. Após 30 minutos esfriando foram adicionadas 50 mL de água destilada, 3mL de ácido fosfórico concentrado e 0,5 mL de indicador difenilamina 1%. Posteriormente, procedeu-se a titulação com solução de sulfato ferroso 1N até coloração verde.

2.8 Análise estatística

Ao final de todo o experimento, os resultados para os parâmetros relacionados ao desenvolvimento da alface e aos parâmetros microbiológicos foram analisados estatisticamente, a fim de verificar se houve diferença significativa entre os tratamentos. Realizou-se análise de variância ao nível de 5% de significância e utilizou-se o teste de comparação de médias de Scott-Knott.

3 Resultados e discussão

3.1 Análise do solo e dos adubos orgânicos

Na Tabela 7.4 são mostradas as quantidades de macro e micronutrientes incorporados ao solo com a adição dos adubos orgânicos.

Tabela 7.4 Quantidade de macro e micronutrientes incorporados ao solo com a adição dos adubos orgânicos.

| Tratamentos ⁽¹⁾ | N | P | K | Ca | Mg | Cu | Zn | B | Mn |
|----------------------------|-------|------|------|------|------|-------|-------|------|--------|
| | g | | | | | mg | | | |
| T1 | 12,96 | 2,78 | 8,70 | 6,94 | 1,95 | 17,39 | 56,33 | 3,47 | 196,27 |
| T2 | 12,96 | 2,36 | 6,89 | 6,99 | 1,94 | 17,64 | 78,74 | 0,00 | 146,31 |
| T3 | 12,96 | 1,74 | 4,49 | 3,97 | 1,30 | 19,65 | 89,36 | 0,00 | 452,11 |
| T4 | 12,96 | 2,28 | 4,98 | 5,10 | 1,56 | 16,91 | 82,29 | 0,29 | 263,34 |
| T5 | 12,96 | 0,42 | 0,84 | 2,54 | 0,37 | 2,75 | 7,18 | 2,63 | 28,07 |

Continua

Tabela 7.4 Quantidade de macro e micronutrientes incorporados ao solo com a adição dos adubos orgânicos.
(Continuação)

| Tratamentos ⁽¹⁾ | N | P | K | Ca | Mg | Cu | Zn | B | Mn |
|----------------------------|-------|------|------|-------|------|-------|-------|-------|--------|
| | g | | | | | mg | | | |
| T6 | 12,96 | 1,66 | 5,75 | 31,81 | 3,43 | 16,88 | 25,23 | 14,21 | 906,13 |
| T7 | 12,96 | 0,35 | 1,12 | 2,60 | 0,35 | 2,25 | 6,19 | 3,41 | 30,55 |
| T8 | 12,96 | 1,44 | 2,85 | 26,95 | 2,65 | 12,81 | 20,89 | 9,81 | 760,55 |

Nota ⁽¹⁾: T1 – dejetos equino + casca de café; T2 – dejetos equino + sepião + braquiária; T3 – dejetos equino + casca de arroz; T4 – dejetos equino + casca de arroz + braquiária; T5 – lodo de laticínio + poda de árvore; T6 – lodo de laticínio + poda de árvore + cinza; T7 – lodo de laticínio + poda de árvore (vermicompostagem); T8 – lodo de laticínio + poda de árvore + cinza (vermicompostagem).

Considerando que a quantidade de adubação necessária ao desenvolvimento da alface foi calculada com base na necessidade de nitrogênio, pode-se observar que a quantidade dos demais nutrientes variou de acordo com a composição dos compostos.

A alface é muito exigente em nutrientes, principalmente potássio, nitrogênio, cálcio e fósforo, não podendo se desprezar a importância dos demais (YURI, 2004). Segundo Fanquim e Andrade (2004) as exigências nutricionais das hortaliças obedecem a seguinte ordem crescente: K>N>Ca>Mg>P=S (macronutrientes) e Fe>Mn>Zn>B>Cu>Mo (micronutrientes). Em relação aos macronutrientes, nenhum tratamento obedeceu à ordem crescente, sendo que o nitrogênio foi predominante em todos eles, com exceção de T6 e T8, que devido à presença de cinza, teve predominância de cálcio em sua composição, e de magnésio em relação ao fósforo. O potássio apresentou-se em maior quantidade que o cálcio apenas em T1 e T3. Em relação aos micronutrientes, o manganês foi predominante em todos os tratamentos e se apresentou em maior quantidade em T6 e T8, também em virtude da presença de cinzas. Os tratamentos T5 e T7, que possuem a mesma composição que T6 e T8, porém sem cinza, foram os que apresentaram as menores quantidades de manganês em relação aos demais tratamentos. Sobre os tratamentos a base de dejetos de equino, a presença de casca de arroz em T3 e T4 influenciou na maior quantidade de manganês em comparação a T1 e T2. A predominância de boro em relação ao cobre ocorreu apenas em T7.

Pode-se observar que os compostos a base de dejetos de equino (T1, T2, T3 e T4) apresentaram maior quantidade de fósforo do que os demais, com lodo de laticínio (T5, T6, T7 e T8). Os adubos a base de lodo de laticínio sem adição de

cinza (T5 e T7) apresentaram as menores quantidades de fósforo, potássio, cálcio, magnésio, cobre, zinco e manganês, em relação aos demais tratamentos.

Na Tabela 7.5 são apresentados os parâmetros analisados no solo nos períodos de pré e pós-plantio, visando observar a dinâmica dos nutrientes.

Tabela 7.5 Características químicas do solo (0-20 cm de profundidade) da área de cultivo antes e após o plantio.

| Tratamentos ⁽¹⁾ | pH | N | P | C | Al | H + Al | Ca | Mg | K | SB ⁽³⁾ | T ⁽⁴⁾ | V ⁽⁵⁾ | SAI ⁽⁶⁾ |
|----------------------------|------|--------------------|---------------------|--------------------|--------------------------------|--------|-------|------|------|-------------------|------------------|------------------|--------------------|
| | | g kg ⁻¹ | mg dm ⁻³ | g dm ⁻³ | cmolc dm ⁻³ de solo | | | | | | | | % |
| Pré-plantio | | | | | | | | | | | | | |
| Solo | 5,60 | ⁽²⁾ | 11,00 | 8,18 | 0,00 | 3,97 | 6,50 | 1,48 | 0,27 | 8,25 | 12,22 | 67,51 | 0,00 |
| Pós-plantio | | | | | | | | | | | | | |
| T0 | 6,40 | 1,26 | 11,40 | 6,74 | 0,00 | 2,18 | 8,42 | 1,68 | 0,61 | 10,71 | 12,89 | 83,06 | 0,00 |
| T1 | 6,70 | 1,67 | 21,10 | 6,66 | 0,00 | 2,03 | 8,80 | 1,85 | 1,65 | 12,30 | 14,53 | 85,83 | 0,00 |
| T2 | 6,90 | 1,65 | 16,30 | 7,36 | 0,00 | 1,88 | 10,20 | 1,64 | 0,47 | 12,31 | 14,19 | 86,75 | 0,00 |
| T3 | 6,80 | 1,27 | 40,10 | 9,89 | 0,00 | 2,03 | 9,47 | 1,93 | 1,01 | 12,41 | 14,44 | 85,94 | 0,00 |
| T4 | 6,90 | 1,24 | 16,70 | 9,70 | 0,00 | 1,88 | 9,55 | 1,60 | 0,41 | 11,56 | 13,44 | 86,01 | 0,00 |
| T5 | 7,00 | 1,68 | 12,20 | 8,14 | 0,00 | 1,88 | 9,10 | 1,43 | 0,44 | 10,97 | 12,85 | 65,36 | 0,00 |
| T6 | 6,80 | 1,24 | 15,60 | 4,79 | 0,00 | 1,88 | 9,55 | 1,60 | 1,05 | 12,20 | 14,08 | 86,64 | 0,00 |
| T7 | 6,90 | 1,23 | 15,50 | 7,40 | 0,00 | 1,88 | 9,50 | 1,60 | 0,38 | 11,48 | 13,36 | 85,92 | 0,00 |
| T8 | 7,00 | 1,26 | 26,00 | 6,07 | 0,00 | 1,75 | 9,55 | 1,80 | 1,01 | 12,16 | 13,91 | 85,41 | 0,00 |
| T9 | 7,00 | 1,27 | 17,10 | 7,16 | 0,00 | 1,88 | 9,70 | 1,52 | 0,50 | 11,72 | 13,60 | 86,17 | 0,00 |

Nota: ⁽¹⁾ T0- solo; T1 - dejetto equino + casca de café; T2 - dejetto equino + sepilho + braquiária; T3 - dejetto equino + casca de arroz; T4 - dejetto equino + casca de arroz + braquiária; T5 - lodo de laticínio + poda de árvore; T6 - lodo de laticínio + poda de árvore + cinza; T7 - lodo de laticínio + poda de árvore (vermicompostagem); T8 - lodo de laticínio + poda de árvore + cinza (vermicompostagem); T9- NPK.

Nota: ⁽²⁾ Não foi realizada análise para esse parâmetro.

Nota: ⁽³⁾ SB= Soma de bases; ⁽⁴⁾ T= Capacidade de troca de cátions; ⁽⁵⁾ V= Saturação por bases; ⁽⁶⁾ SAI= Saturação por alumínio.

Pode-se verificar que a calagem proporcionou aumento do pH em todos os tratamentos, que variou entre 6,40 (T0) e 7,00 (T5, T8 e T9), faixa essa que encontra-se adequada (entre 6,00 e 7,00) para o cultivo de alface conforme Malavolta (1979). O aumento do pH afetou diretamente na redução da acidez trocável (H+Al), devido à diminuição de íons H⁺ no solo.

Por meio da Tabela 7.5 pode-se observar que houve aumento no teor de fósforo em T0. Isso pode ter ocorrido devido à calagem do solo, pois, conforme constatado por Mello et al. (1999) ao analisar os efeitos da calagem nos teores de fósforo em solos de várzeas, essa prática promove o aumento do teor desse nutriente. De acordo com Malavolta (1967; 1979) e Alcarde, Guidolin e Lopes (1998) a completa absorção do fósforo pelas plantas ocorre com pH do solo entre 6,5 e 7,0. Apenas em T0 o pH estava abaixo dessa faixa, variando entre 5,6 e 6,4 do início ao final do plantio, faixa em que a absorção de fósforo varia entre 40 e 67,5% (ALCARDE; GUIDOLIN; LOPES, 1998).

A adição de cálcio e magnésio no solo por meio da calagem e, em menor proporção, pelos adubos e fertilizante químico, contribuiu para o aumento da saturação por bases, exceto em T5. Esse aumento também foi observado por Hernandez e Silveira (1998) ao cultivar milho com adição de CaCO₃, MgO e doses de potássio. O uso de composto orgânico proveniente de resíduo sólido urbano proporcionou aumento médio de 39% na saturação de bases de solos ácidos, conforme relatado por Abreu Jr, Muraoka e Oliveira (2001). A adição desses nutrientes também contribuiu para o aumento da soma de bases em todos os tratamentos. Santos, Casali e Conde (2001) verificaram que a aplicação de diferentes doses de adubo orgânico a base de cama de aviário proporcionou aumento proporcional na soma de bases do solo.

Segundo Lopes e Guilherme (1992) a capacidade de troca de cátions (CTC) do solo entre 6 a 25 cmol_cdm⁻³ implica em alta porcentagem de argila e matéria orgânica e maior capacidade de reter nutrientes e umidade, fatores importantes para o desenvolvimento das plantas. Por meio da Tabela 7.5 pode-se notar que a CTC do solo encontrava-se adequada para cultivo e que a calagem e a adição dos adubos elevaram os valores de CTC. Camargo, Castro e Vieira (1997) observaram que além do aumento da CTC, a calagem propiciou aumento do pH, da soma de bases e do teor de fósforo, além de diminuir o teor de alumínio. Ao avaliarem o efeito residual da adubação com composto orgânico em alface, Santos, Casali e Conde (2001) constataram que a aplicação de fertilizante químico (NPK 4-14-8) não apresentou efeito residual no solo, diferente do composto orgânico, que propiciaram efeito residual progressivo da CTC do solo com o aumento das doses aplicadas. Abreu Jr, Muraoka e Oliveira (2001) relataram que o uso de composto orgânico de resíduo sólido urbano aumentou em 42% a CTC de solos ácidos.

A quantidade de alumínio e a saturação por alumínio no solo não foram alteradas pela adição dos adubos e do fertilizante. Isso pode ser considerado benéfico, visto que o alumínio em solos ácidos é um dos principais responsáveis pela baixa produtividade das culturas, constituindo um fator limitante ao crescimento das plantas (MIGUEL et al., 2010).

3.2 Cultivo da alface

3.2.1 Avaliação do desenvolvimento da cultura

Na Figura 7.6 são apresentados os resultados de massa fresca (MF) e massa seca (MS) das alfaces após o período de cultivo.

A partir da Figura 7.6 é possível perceber que houve efeitos distintos na produção de massa fresca e massa seca em relação aos tipos de adubos orgânicos utilizados. Os tratamentos T2 e T4, ambos com dejetos de equino e braquiária em sua composição, apresentaram resultado superior aos compostos de lodo de laticínio em relação ao parâmetro MF. Além disso, esses tratamentos mostraram resultado semelhante a T9 (NPK). Segundo Silva, Bôas e Silva (2010) o parâmetro massa fresca é o que melhor define a produção vegetal da alface, que é comercializada *in natura*.

Santi et al. (2010), ao cultivarem alface com esterco bovino e serragem, obtiveram massa fresca de 116,61 g planta⁻¹, que se aproxima do valor encontrado para T4 (120,0 g planta⁻¹).

Villas Bôas et al. (2004) ao utilizarem composto a base de esterco de galinha e casca de eucalipto no cultivo de alface obtiveram massa fresca de 88,5 g planta⁻¹, resultado esse que é maior que os tratamentos à base de lodo de laticínio e T2 (67,75 g planta⁻¹), e menor que T4 (120,02 g planta⁻¹) e T9 (97,64 g planta⁻¹). Os mesmos autores obtiveram massa seca de 7,5 g planta⁻¹, resultado superior a todos os tratamentos desse estudo.

Com exceção de T0, pode-se observar que os tratamentos com menor produção de massa fresca, T5 (23,19 g planta⁻¹), T3 (24,48 g planta⁻¹) e T7 (32,89 g planta⁻¹), foram aqueles que apresentaram os compostos com as menores quantidades de fósforo no pré-plantio (Tabela 7.1). O mesmo comportamento foi encontrado por Figueiredo et al. (2012) ao cultivarem alface com esterco de ovino.

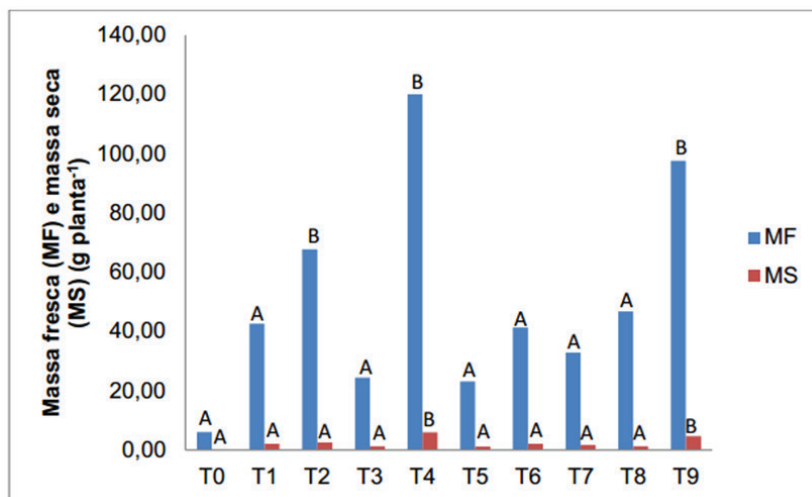


Figura 7.6 Massa fresca e massa seca das alfices cultivadas.

Nota ⁽¹⁾: Letras iguais significam semelhança estatística entre os tratamentos ao se comparar o mesmo parâmetro, ao nível de 5% de significância pelo teste Scott-Knott.

Nota ⁽²⁾: T0- solo; T1 – dejetos equinos + casca de café; T2 – dejetos equinos + sepilho + braquiária; T3 – dejetos equinos + casca de arroz; T4 – dejetos equinos + casca de arroz + braquiária; T5 – lodo de laticínio + poda de árvore; T6 – lodo de laticínio + poda de árvore + cinza; T7 – lodo de laticínio + poda de árvore (vermicompostagem); T8 – lodo de laticínio + poda de árvore + cinza (vermicompostagem); T9 – NPK.

Segundo Peixoto e Peixoto (2009) a massa seca é um parâmetro muito utilizado quando se está interessado em produtividade, pois demonstra o valor real da massa da planta. Para a massa seca, apenas T4 mostrou-se superior aos demais tratamentos compostos por adubos orgânicos e semelhante ao fertilizante químico. Todos os tratamentos mostraram incremento de MS superior em relação à testemunha, como observado também por Oliveira et al. (2014) e Santos et al. (1994).

A presença de cinza, bem como o processo de produção do adubo orgânico (compostagem e vermicompostagem) nos tratamentos T5, T6, T7 e T8, não resultou em diferença estatística significativa nos parâmetros MF e MS. Porém, por meio da Tabela 7.4 pode-se constatar que o processo de vermicompostagem aumentou os teores de macronutrientes em T7 e T8, contribuindo para maior produção de MF (32,89 e 46,81 g planta⁻¹) e MS (1,74 e 1,26 g planta⁻¹) nesses tratamentos, quando comparados a T5 (MF= 23,19 g planta⁻¹ e MS= 1,21 g planta⁻¹) e T6 (MF= 41,36 g planta⁻¹ e MS= 2,12 g planta⁻¹), com exceção do parâmetro MS em T6.

Em relação à presença de cinza, percebe-se que sua incorporação em T6 e T8 aumentou os teores de manganês, que foram os maiores em relação aos demais tratamentos (Tabela 7.4). Já T5 e T7 apresentaram os menores teores desse nutriente, mostrando que os compostos à base de lodo de laticínio são pobres em manganês. Esse fato fez com que a produção de MF e MS em T6 e T8 fosse maior que em T5 e T7. Além disso, a elevação do pH para faixa neutra não permitiu que alto teor de manganês apresentasse efeito tóxico às alfaces, pois, segundo Malavolta (1967), solos ácidos favorecem o acúmulo do manganês no solo até atingir nível tóxico.

Peixoto e Peixoto (2009) afirmam que as folhas são o centro de produção de matéria seca através da fotossíntese, sendo o restante da planta dependente da exportação dessa fitomassa. Isso pode ser observado em todos os tratamentos, visto que o número de folhas foi proporcional ao de matéria seca, como mostrado nas Figuras 7.6 e 7.7.

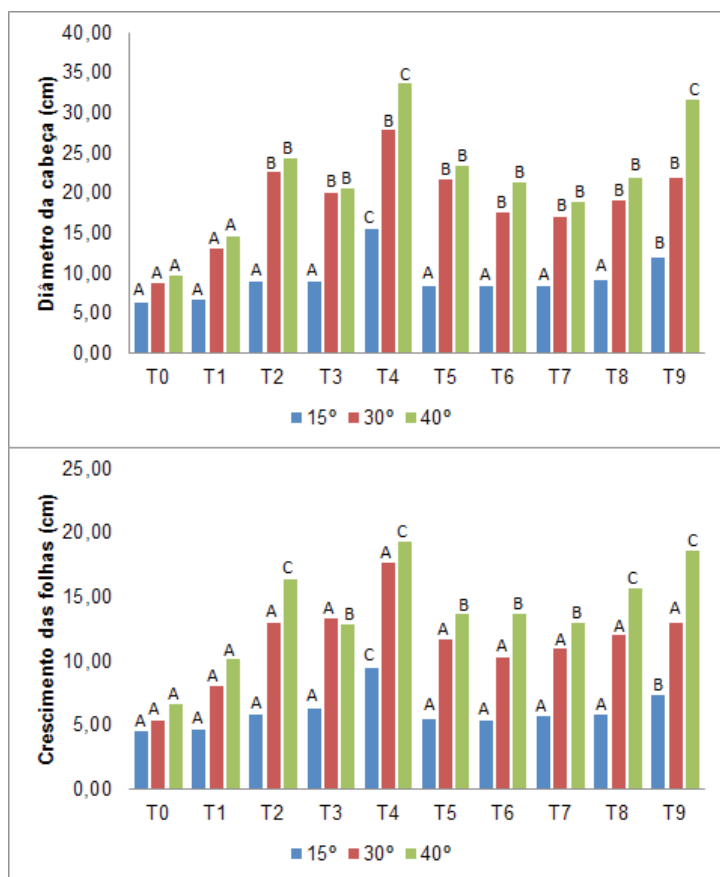


Figura 7.7 Parâmetros do desenvolvimento da cultura ao longo do período de plantio. (Continua)

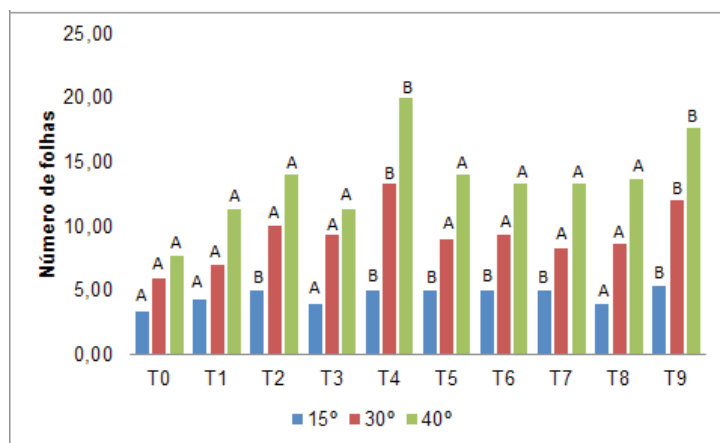


Figura 7.7 Parâmetros do desenvolvimento da cultura ao longo do período de plantio. (Continuação)

Nota ⁽¹⁾: Letras iguais significam semelhança estatística entre os tratamentos ao se comparar a mesma data, ao nível de 5% de significância pelo teste Scott-Knott.

Nota ⁽²⁾: T0- solo; T1 - dejetos equinos + casca de café; T2 - dejetos equinos + sepilho + braquiária; T3 - dejetos equinos + casca de arroz; T4 - dejetos equinos + casca de arroz + braquiária; T5 - lodo de laticínio + poda de árvore; T6 - lodo de laticínio + poda de árvore + cinza; T7 - lodo de laticínio + poda de árvore (vermicompostagem); T8 - lodo de laticínio + poda de árvore + cinza (vermicompostagem); T9 - NPK.

A partir da Figura 7.7 é possível perceber que a superioridade nos resultados de crescimento, diâmetro da cabeça e número de folhas foram para os tratamentos T4 e T9 (em relação aos demais). Ricci et al. (1994) ao cultivarem alface com composto e vermicomposto com a mesma composição, e uma testemunha com fertilização química, obtiveram respostas semelhantes entre os tratamentos nos parâmetros avaliados. Já Oliveira et al. (2010) observaram maior rendimento de número de folhas no cultivo orgânico em relação ao convencional.

Os maiores valores de diâmetro da cabeça, crescimento e número de folhas ocorreram nos tratamentos T4 e T9, fato esse que refletiu em maior massa fresca, mostrando-se mais atrativos para o comércio. Segundo Araújo et al. (2011) o maior número de folhas na alface com maior área foliar, maior massa fresca estão relacionados à maior produtividade, fato esse que foi observado nesses tratamentos.

Morales et al. (2013) ao utilizarem vermicomposto com casca de arroz em sua composição no cultivo de alface obtiveram maior número de folhas quando comparados com os tratamentos sem a presença desse material. Em T4, que possui casca de arroz, o número de folhas ao final do cultivo foi igual a 20, próximo aos valores médios encontrados por esses autores (20,7 e 18,4).

Santi et al. (2010) ao cultivarem alface com aplicação de adubo à base de esterco e serragem obtiveram massa fresca (177,69 g), diâmetro (25,45 cm) e número de folhas (23,58) próximos aos resultados encontrados em T4 (MF=120,02 g planta⁻¹, DC=19,3 cm e NF=20) e T9 (MF=97,64 g planta⁻¹, DC=31,7 cm e NF=17,7).

Em relação ao crescimento das folhas as melhores respostas foram em T4 (20,0 cm), T9 (18,7 cm) e T2 (16,3 cm). Oliveira et al. (2010) encontraram crescimento de 22,3 cm para o cultivo orgânico e 16,8 cm para o mineral.

Pode-se observar que os tratamentos contendo lodo de laticínio e poda de árvore apresentaram resultados inferiores em relação aos demais em todos os parâmetros. Kiehl (1985) afirma que a decomposição da madeira libera compostos que podem causar danos às plantas, fato esse que pode ter contribuído para esse resultado. Além disso, a menor resposta desses adubos pode ter ocorrido devido à mineralização insuficiente, diminuindo a nutrição para as plantas, como relatado também por Vidigal et al. (1997) ao utilizarem diferentes adubos no cultivo de alface.

A resposta da alface em relação aos diferentes compostos utilizados mostra que a sua composição interfere diretamente na produção e desenvolvimento da hortaliça, fato esse observado também por Silva, Bôas e Silva (2010) ao cultivarem alface com compostos orgânicos com diferentes composições.

Os tratamentos com presença de cinza, T6 e T8, apresentaram os maiores teores de manganês no pré-plantio (Tabela 7.5). Apesar de ser tóxico às plantas, esse elemento não contribuiu para o baixo desenvolvimento das plantas (Figura 7.9). A calagem realizada no solo antes do plantio pode ter influenciado nesse resultado ao eliminar o efeito tóxico do manganês.

A testemunha, sem adubação, apresentou os menores resultados em todos os parâmetros de desenvolvimento avaliados. De acordo com a Lei dos Mínimos de Liebig, citada por Alcarde, Guidolin e Lopes (1998), o máximo de produção depende do fator de crescimento que se encontra à disposição da planta em menor quantidade. Portanto, pode-se inferir que a pequena quantidade de potássio no solo (0,27 cmol_cdm⁻³) influenciou nesse resultado, em vista que o potássio é um dos nutrientes essenciais para o desenvolvimento de plantas, incluindo a alface.

3.3 Avaliação microbiológica da cultura

3.3.1 Análise do solo e dos adubos orgânicos

Na Figura 7.8 são mostrados os resultados encontrados nas análises microbiológicas do solo e dos compostos antes do plantio.

Apenas os tratamentos T4 (dejeito equino + casca de arroz + braquiária), T5 (lodo de laticínio + poda de árvore) e T8 (lodo de laticínio + poda de árvore + cinza) apresentaram contaminação por coliformes termotolerantes (CTT). Considerando que T4 atingiu temperatura adequada à sanitização de microrganismos patogênicos durante o processo de compostagem e T5 e T8 não possuíam em suas composições resíduos com patógenos, já que *E.coli* é um CTT presente no intestino de animais de sangue quente, essa contaminação pode ter ocorrido devido ao local de armazenamento dos compostos, onde havia circulação de cães e ratos.

Em relação à *Salmonella sp* nenhum dos tratamentos apresentou contaminação. Abreu et al. (2010) não detectaram contaminação por *Salmonella sp* e coliformes termotolerantes no adubo orgânico utilizado na produção de alface.

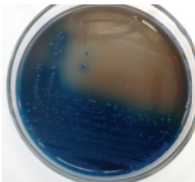

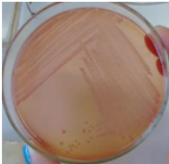



| CTT e <i>Escherichia coli</i> | | <i>Salmonella</i> | |
|---|---|---|---|
| Controle Positivo | | Controle Positivo | |
|  |  |  |  |
| Meio MFC | Teste do Citrato | Meio MacConkey | Teste TSI |
| |  | |  |
| | Coloração de Gram | | Coloração de Gram |
| Tratamento | Resultado | Tratamento | Resultado |
| T0 | Negativo | T0 | Negativo |
| T1 | Negativo | T1 | Negativo |
| T2 | Negativo | T2 | Negativo |
| T3 | Negativo | T3 | Negativo |
| T4 | Positivo | T4 | Negativo |
| T5 | Positivo | T5 | Negativo |
| T7 | Negativo | T7 | Negativo |
| T8 | Positivo | T8 | Negativo |

Figura 7.8 Controle positivo e resultados encontrados para *Escherichia coli* e *Salmonella* no pré-plantio.

Nota ⁽¹⁾: T0- solo; T1 – dejeito equino + casca de café; T2 – dejeito equino + sepilho + braquiária; T3 – dejeito equino + casca de arroz; T4 – dejeito equino + casca de arroz + braquiária; T5 – lodo de laticínio + poda de árvore; T6 – lodo de laticínio + poda de árvore + cinza; T7 – lodo de laticínio + poda de árvore (vermicompostagem); T8 – lodo de laticínio + poda de árvore + cinza (vermicompostagem).

3.3.2 Análise das alfices

Após a semeadura das amostras em Ágar MacConkey, todos os tratamentos apresentaram coloração típica para *Salmonella sp*. Porém, por meio do teste bioquímico TSI pode-se constatar que não havia contaminação por esse microrganismo em nenhum dos tratamentos, atendendo ao estabelecido pela RDC n°12 da ANVISA (ANVISA, 2001).

Abreu et al. (2010) não encontraram contaminação por *Salmonella sp* ao cultivarem alface adubada com diferentes resíduos orgânicos e com fertilizante químico. O mesmo resultado foi obtido por Abreu (2008) ao cultivar alface em tratamentos com fertilizante químico, composto orgânico, dejetos de galinha, dejetos bovinos e húmus de minhoca. Já Nakagawa et al. (2014) ao estudarem a contaminação microbiológica em vegetais folhosos provenientes de agricultura familiar, detectaram a presença de *Salmonella sp* em 29% das amostras analisadas.

Na Tabela 7.6 são mostrados os resultados para análise de coliformes totais (CT) e coliformes termotolerantes (CTT) nas alfaces.

Tabela 7.6 NMP/g para coliformes totais (CT) e termotolerantes (CTT) e intervalo de confiança ao nível de 95% de probabilidade.

| Tratamentos ¹ | Coliformes totais | | | Coliformes termotolerantes | | |
|--------------------------|-------------------|------------------------------|--------|----------------------------|------------------------------|--------|
| | NMP/g | Intervalo de confiança (95%) | | NMP/g | Intervalo de confiança (95%) | |
| | | Mínimo | Máximo | | Mínimo | Máximo |
| T0 | 0 | 0 | 9,5 | 0 | 0 | 9,5 |
| T1 | 21 | 4,5 | 42 | 0 | 0 | 9,5 |
| T2 | 23 | 4,6 | 94 | 0 | 0 | 9,5 |
| T3 | >1100 | 420 | | 0 | 0 | 9,5 |
| T4 | 240 | 42 | 1000 | 0 | 0 | 9,5 |
| T5 | 240 | 42 | 1000 | 0 | 0 | 9,5 |
| T6 | >1100 | 420 | – | 0 | 0 | 9,5 |
| T7 | 1100 | 180 | 4100 | 0 | 0 | 9,5 |
| T8 | 460 | 90 | 2000 | 460 | 90 | 2000 |
| T9 | 240 | 42 | 1000 | 0 | 0 | 9,5 |

Nota ⁽¹⁾: T0- solo; T1 – dejetos equinos + casca de café; T2 – dejetos equinos + sepilho + braquiária; T3 – dejetos equinos + casca de arroz; T4 – dejetos equinos + casca de arroz + braquiária; T5 – lodo de laticínio + poda de árvore; T6 – lodo de laticínio + poda de árvore + cinza; T7 – lodo de laticínio + poda de árvore (vermicompostagem); T8 – lodo de laticínio + poda de árvore + cinza (vermicompostagem); T9- NPK.

Com exceção de T0, todos os tratamentos apresentaram presença de coliformes totais. Porém, ao avaliar a presença de termotolerantes observa-se que isso ocorreu apenas em T8 e com um valor acima do limite permitido pela RDC nº12 da ANVISA (ANVISA, 2001) para hortaliças consumidas *in natura* (10^2 NMP g^{-1}).

Abreu (2008) verificou que 13,3% da alface cultivada com composto orgânico apresentava contaminação por coliformes termotolerantes. Porém, o autor afirma que essa contaminação ocorreu devido à contaminação da água de irrigação, pois na análise feita no composto antes do plantio não foi constatada a contaminação por esses microrganismos. Além da contaminação pela água, Arbos et al. (2010) relacionaram a contaminação por *Salmonella sp* e coliformes termotolerantes de alface sob cultivo orgânico ao emprego de adubos sem tempo de compostagem adequado. Santana et al. (2006) detectaram contaminação por *Salmonella sp* e coliformes termotolerantes em todas as amostras de alface sob cultivo orgânico.

Em relação à *Escherichia coli*, apesar dos testes realizados confirmarem a presença de coliformes termotolerantes, por meio dos testes bioquímicos e coloração de Gram não foi confirmada a presença desse microrganismo nas alfaces. Isso mostra que a contaminação que havia nos compostos dos tratamentos T4, T5 e T8 não foi transferida para as alfaces produzidas. Como os adubos foram incorporados ao solo antes do plantio, apenas as raízes da planta tiveram contato com esses adubos contaminados, o que justifica a não contaminação da parte aérea da planta.

Lotto (2008) detectou índices médios de contaminação por *E.coli* em alface sob cultivo orgânico, com variação de 8 a 102 NMP g^{-1} . Já no cultivo convencional essa variação foi de 11 a 51 NMP g^{-1} .

Santana et al. (2006) identificaram contaminação por *E.coli* em alface em diferentes sistemas de cultivo em duas de 60 amostras analisadas.

3.4 Carbono orgânico (C_{ORG}) e matéria orgânica do solo

Na Figura 7.9 são mostrados os teores de carbono orgânico no solo antes e depois do período de cultivo.

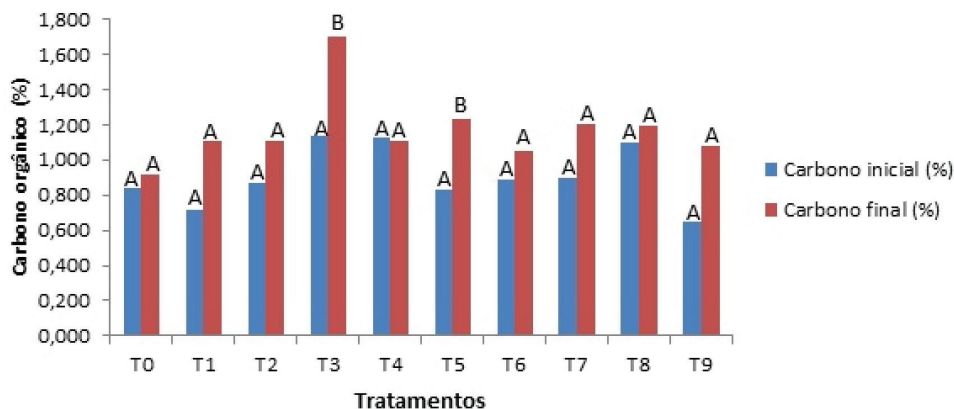


Figura 7.9 Teores inicial e final de carbono orgânico.

Nota ⁽¹⁾: Letras iguais significam semelhança estatística entre os tratamentos ao se comparar o mesmo parâmetro, ao nível de 5% de significância pelo teste Scott-Knott.

Nota ⁽²⁾: T0- solo; T1 – dejetos equino + casca de café; T2 – dejetos equino + sepilho + braquiária; T3 – dejetos equino + casca de arroz; T4 – dejetos equino + casca de arroz + braquiária; T5 – lodo de laticínio + poda de árvore; T6 – lodo de laticínio + poda de árvore + cinza; T7 – lodo de laticínio + poda de árvore (vermicompostagem); T8 – lodo de laticínio + poda de árvore + cinza (vermicompostagem); T9- NPK.

Ao comparar carbono orgânico inicial e final pode-se observar que houve incremento desse nutriente no solo com a adição de adubos orgânicos e do fertilizante químico, exceto em T4.

Antes do plantio todas as parcelas apresentaram quantidade de C_{org} estatisticamente semelhantes. No entanto, após o plantio os tratamentos T3 e T5 mostraram-se com teores superiores aos demais e semelhantes entre si, sendo que eram adubos de composições diferentes.

No Quadro 7.2 são mostrados os teores inicial e final de matéria orgânica (MO), calculados a partir dos teores de carbono orgânico, bem como seus níveis de interpretação para solos do Paraná, baseados em Lana et al. (2010).

Quadro 7.2 Nível de interpretação de matéria orgânica inicial e final.

| Nível de MO (%) ⁽¹⁾ | Muito baixo | Baixo | Médio | Alto | Muito alto |
|--------------------------------|-------------|-------------|-----------|-----------|------------|
| | ≤ 1,4 | 1,5 a 2,5 | 2,6 a 3,5 | 3,6 a 6,0 | ≥ 6,1 |
| Tratamentos ⁽²⁾ | MO inicial | | MO final | | |
| | (%) | Nível | (%) | Nível | |
| T0 | 1,452 | Muito baixo | 1,573 | Baixo | |
| T1 | 1,234 | Muito baixo | 1,912 | Baixo | |

Continua

Quadro 7.2 Nível de interpretação de matéria orgânica inicial e final. (Continuação)

| Nível de MO (%) ⁽¹⁾ | Muito baixo | Baixo | Médio | Alto | Muito alto |
|--------------------------------|-------------|-------------|-----------|-----------|------------|
| | ≤ 1,4 | 1,5 a 2,5 | 2,6 a 3,5 | 3,6 a 6,0 | ≥ 6,1 |
| Tratamentos ⁽²⁾ | MO inicial | | MO final | | |
| | (%) | Nível | (%) | Nível | |
| T2 | 1,501 | Baixo | 1,912 | Baixo | |
| T3 | 1,961 | Baixo | 2,929 | Baixo | |
| T4 | 1,936 | Baixo | 1,912 | Baixo | |
| T5 | 1,428 | Muito baixo | 2,130 | Baixo | |
| T6 | 1,525 | Baixo | 1,815 | Baixo | |
| T7 | 1,549 | Baixo | 2,082 | Baixo | |
| T8 | 1,888 | Baixo | 2,057 | Baixo | |
| T9 | 1,113 | Muito baixo | 1,864 | Baixo | |

Nota ⁽¹⁾: Nível de interpretação de matéria orgânica baseado em Lana et al. (2010).

Nota ⁽²⁾: T0- solo; T1 - dejetos equino + casca de café; T2 - dejetos equino + sepilho + braquiária; T3 - dejetos equino + casca de arroz; T4 - dejetos equino + casca de arroz + braquiária; T5 - lodo de laticínio + poda de árvore; T6 - lodo de laticínio + poda de árvore + cinza; T7 - lodo de laticínio + poda de árvore (vermicompostagem); T8 - lodo de laticínio + poda de árvore + cinza (vermicompostagem); T9- NPK.

Pode-se observar por meio do Quadro 7.2 que a incorporação dos adubos e do fertilizante melhoraram o nível de matéria orgânica do solo apenas em T1, T3, T5 e T9. Com exceção de T4, os demais tratamentos, apresentaram aumento no teor de matéria orgânica, porém o nível de interpretação continuou como baixo.

Ao relacionar o Quadro 7.2 com as Figuras 7.6 e 7.7, nota-se que o incremento de matéria orgânica não teve relação com o ótimo desenvolvimento da cultura em T4, que apresentou redução de matéria orgânica. Já em T9, que também apresentou desenvolvimento da cultura satisfatório, houve aumento no nível de interpretação de matéria orgânica apesar de conter fertilizante químico em sua composição. Isso pode estar relacionado ao sistema radicular das plantas que ao se desenvolverem no solo, agrega matéria orgânica ao mesmo.

4 Conclusões

Em relação aos objetivos traçados e aos resultados pode-se concluir que:

- O desenvolvimento da alfaca foi afetado diretamente pelas diferentes fontes de nutrientes. Os adubos à base de dejetos de equino mostraram-se melhores

aos de lodo de laticínio, pois propiciaram maior massa fresca, massa seca, diâmetro da cabeça, crescimento e número de folhas. O tratamento T4 (deje-to equino + casca de arroz + braquiária) apresentou resultados semelhantes a T9 (NPK) mostrando que o composto orgânico pode ser usado no lugar dos fertilizantes químicos como forma de suprimento nutricional.

- O tratamento sem adição de nutrientes (T0) apresentou baixo desenvolvimento da cultura, indicando a necessidade da adição de fontes nutricionais no solo.
- Não foi verificada a ocorrência de contaminação da alface por *Salmonella SP* e *Escherichia coli*, evidenciando a segurança alimentar em se consumir hortaliça produzida com adubo orgânico.
- A adição dos adubos e a calagem propiciaram incremento de macro e micro-nutrientes no solo.
- O teor de matéria orgânica do solo aumentou em todos os tratamentos.

Por fim, pode-se concluir que o adubo orgânico composto por dejetos de equino, casca de arroz e braquiária é o mais indicado para uso no cultivo de alface, pois proporciona boas características comerciais, melhora as características do solo, além de não apresentar risco microbiológico à saúde do consumidor.

Referências

- ABREU, I. M. de O.; JUNQUEIRA, A. M. R.; PEIXOTO, J. R.; OLIVEIRA, S. A. de. Qualidade Microbiológica e Produtividade de Alface sob Adubação Química e Orgânica. *Ciência e Tecnologia de Alimentos*, v.30, n.1, p.108-118, 2010.
- ABREU, I. M. de O. *Produtividade e Qualidade Microbiológica de Alface sob Diferentes Fontes de Adubos Orgânicos*. 2008. 81 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Agrárias). Universidade de Brasília, Brasília, 2008.
- ABREU JR, C. H.; MURAOKA, T.; OLIVEIRA, F. C.. Cátions trocáveis, capacidade de troca de cátions e saturação por bases em solos brasileiros adubados com composto de lixo urbano. *Scientia Agricola*, v.58, n.4, p.813-824, 2001.
- ALCARDE, J. C.; GUIDOLIN, J. A.; LOPES, A. S. *Os adubos e as eficiências das adubações*. 3. ed. São Paulo: Associação Nacional Para Difusão de Adubos, 1998. Disponível em: <http://www.anda.org.br/multimedia/boletim_03.pdf>. Acesso em: 28 out. 2015.
- ALMEIDA, T. B. F.; PRADO, R. de M.; CORREIA, M. A. R.; PUGA, A. P.; BARBOSA, J. C. Avaliação nutricional da alface cultivada em soluções nutritivas suprimidas de macronutrientes. *Revista Biotemas*, v.24, n.2, p.27-36, 2011.

- APARECIDO, L. E. de O.; ROLIM, G. de S.; RICHETTI, J.; SOUZA, P. S. de; JOHANN, J. A. Köppen, Thornthwaite and Camargo climate classifications for climatic zoning in the State of Paraná, Brazil. *Ciência e Agrotecnologia*, v. 40, n. 4, p. 405-417, 2016.
- ARAÚJO, W. F.; SOUSA, K. T. S. de; VIANA, T. V. de A.; AZEVEDO, B. M. de; BARROS, M. M.; MARCOLINO, E. Resposta da alface a adubação nitrogenada. *Revista Agro@ambiente*, v. 5, n. 1, p. 12-17, 2011.
- ARBOS, K. A.; FREITAS, R. J. S.; STERTZ, S. C.; CARVALHO, L. A. Segurança alimentar de hortaliças orgânicas: aspectos sanitários e nutricionais. *Ciência e Tecnologia de Alimentos*, v. 30, n.1, 2010.
- BARTZ, S. **Contaminação microbiológica e avaliação da segurança de alface na produção primária e varejo**. 2015. 104 f. Tese (Doutorado em Ciência e Tecnologia de Alimentos). Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2015.
- BRITO, A. C. F.; PONTES, D. de L. **A agricultura e os fertilizantes**. Disponível em: <<http://docente.ifrn.edu.br/albinonunes/disciplinas/quimica-experimental/industria-quimica/cap-4>>. Acesso em: 10 nov. 2014.
- BRUNINI, O. **Quantificação das Necessidades Hídricas de Culturas para Manejo de Irrigação**. Brasil: Fundag-Fehidro, 16 p. 2000.
- CAMARGO, O. A. de; CASTRO, O. M. de; VIEIRA, S. R. Alteração de atributos químicos do horizonte superficial de um latossolo e um podzólico com a calagem. *Scientia Agricola*, v. 54, n. 1, 1997.
- EMATER - Instituto Paranaense De Assistência Técnica E Extensão Rural. **Manual de Olericultura Orgânica**. Curitiba: Emater, 128p. 2007.
- EMBRAPA. **Como Plantar Hortaliças**. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 33 p. 2006.
- FANQUIM, V.; ANDRADE, A. T. **Produção de hortaliças: Nutrição mineral e diagnose do estado nutricional das hortaliças**. Lavras: Faepe, 2004.

- FIGUEIREDO, C. C.; RAMOS, M. L. G.; McMANUS, C. M.; MENEZES, A. M. Mineralização de esterco de ovinos e sua influência na produção de alface. *Horticultura Brasileira*, v. 30, n. 1, p. 175-179, 2012.
- FIGUEIREDO, P. G.; TANAMATI, F. Y. Adubação Orgânica e Contaminação Ambiental. *Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável*, v. 5, n. 3, p. 1-4, 2010.
- GONÇALVES, F. Tratamento de Camas de Equinos por Compostagem e Vermicompostagem. 2014. 131 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Ambiental). Departamento de Curso Superior de Engenharia, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2014.
- HERNANDEZ, R. J. M.; SILVEIRA, R. I. Efeitos da Saturação por Bases, Relações Ca:Mg no Solo e Níveis de Fósforo Sobre a Produção de Material Seco e Nutrição Mineral de Milho (*Zeamays L.*). *Scientia Agrícola*, v.55, n.1, 1998.
- IAPAR – Instituto Agrônomo do Paraná. **Manual de análise química do solo e controle de qualidade**. Londrina: IAPAR, 40p. 1992.
- KIEHL, E. J. **Fertilizantes orgânicos**. Piracicaba: Editora Agronômica Ceres, 492 p. 1985.
- LANA, M. do C.; FEY, R.; FRANDOLOSO, J. F.; RICHART, A.; FONTANIVA, S. **Análise química de solo e tecido vegetal: Práticas de Laboratório**. Marechal Cândido Rondon: Edunioeste, 2010.
- LEAL, M. A. de A. **Telado para Produção de Folhosas: Modelo PESAGRO-RIO**. Niterói: PESAGRO-RIO, 11p. 2005.
- LOPES, A. S.; GUILHERME, L. R. G. **Interpretação de análise do solo: Conceitos e aplicações**. São Paulo: Associação Nacional Para Difusão de Adubos, 1992. Disponível em: <http://www.anda.org.br/multimedia/boletim_02.pdf>. Acesso em: 28 out. 2015.
- LOTTO, M. de C. **Avaliação da Contaminação de Alface (*Lactuca sativa*) por Coliformes Termotolerantes e *Escherichia coli* em Sistemas de Cultivo Orgânico e Convencional**. 2008. 94 f. Dissertação (Mestrado em Agroecologia e Desenvolvimento Rural). Universidade Federal de São Carlos, Araras, 2009.

- LÚCIO, A. D. C.; HAESBAERT, F. M.; SANTOS, D.; BENZ, V. Estimativa do tamanho de parcela para experimentos com alface. **Horticultura Brasileira**, v. 29, n.4, p. 510-515, 2011.
- MALAVOLTA, E. **Manual de Química Agrícola**. 2. ed. São Paulo: Ceres, p. 606 1967.
- MALAVOLTA, E. **ABC da Adubação**. 4. ed. São Paulo: Ceres, 256p. 1979
- MELLO, J. W. V.; RIBEIRO, A. C.; NOVAIS, R. F.; ALVAREZ, V. H. Calagem e adubação fosfatada para o arroz em solos inundados: I. Teores de ferro e fósforo nos solos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 23, p. 847-854, 1999.
- MIGUEL, P. S. B.; GOMES, F. T.; ROCHA, W. S. D. da. MARTINS, C. E.; CARVALHO, C. A. de.; OLIVEIRA, A. V. de. Efeitos do alumínio no crescimento das plantas: Mecanismos de tolerância, sintomas, efeitos fisiológicos, bioquímicos e controles genéticos. **CES Revista**, v. 24, p. 13-29, 2010.
- MORAIS, J.; NASCIMENTO, I. de O.; NEVES, V. L. D.; RODRIGUES, A. A. C.; AZEVEDO, S. A. de; BEZERRA, G. de A. Efeitos dos Ácidos Húmicos e Fúlvicos na Microflora do Solo e na Concentração de Clorofila em Alface. In: VII CONGRESSO BRASILEIRO DE AGROECOLOGIA, 2011, Fortaleza. **Resumos...** Fortaleza: Cadernos de Agroecologia, p. 1-6, 2011.
- MORALES, D. A.; SANTANA, N. A.; ANTONIOLLI, Z. I.; JACQUES, R. J.; KIRST, G.P.; STEFFEN, R. B. Utilização dos Diferentes Vermicompostos Produzidos a Partir de Resíduos da Estação de Tratamento de Efluentes como Substrato para Produção de Mudanças de Alface. **Ciência e Natura**, v. 35, n. 1, p. 55-63, 2013.
- MORETTI, C. L. **Manual de Processamento Mínimo de Hortaliças**. Brasília: Embrapa Hortaliças. 531 p. 2007.
- NAKAGAWA, D. H.; PRATES, K. V. M. C.; DEMETRIO, L. F. F.; CAETANO; M. I.; MAIA, L. F. Análise da Qualidade Microbiológica de Vegetais Folhosos Provenientes de Agricultura Familiar. In: XI CONGRESSO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE DE POÇOS DE CALDAS, 2014, Poços de Caldas. **Anais...** Poços de Caldas, p. 1-9, 2014.

- OLIVEIRA, A. P.; SILVA, O. P. R. SILVA, J. A.; SILVA, D. F.; FERREIRA, D. T. de A.; PINHEIRO, S. M. G. Produtividade do Quiabeiro Adubado com Esterco Bovino e NPK. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.1 8, n. 1, p .989-983, 2014.
- OLIVEIRA, E. Q.; SOUZA, R. J. de; CRUZ, M. do C. M. da; FRANÇA, A. C. Produtividade de Alface e Rúcula, em Sistema Consorciado, sob Adubação Orgânica e Mineral. **Horticultura Brasileira**, v. 28, n.1, p .36-40, 2010.
- OLIVEIRA, L. B.; ACCIOLY, A. M. A.; SANTOS, C. L. R.; FLORES, R. A.; BARBOSA, F. S. Características Químicas do Solo e Produção de Biomassa de Alface Adubada com Compostos Orgânicos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 18, n. 2, p. 157-164, 2014.
- PEIXOTO, C. P.; PEIXOTO, M. F. S. P. Dinâmica do crescimento vegetal: princípios básicos. In: CARVALHO, C. A. L. et al. (Org.). **Tópicos em ciências agrárias**. Cruz das Almas: Nova Civilização, p. 37-53. v. 1, 2009.
- PEREIRA NETO, J. T. Manual de Compostagem: Processo de Baixo Custo. ed. rev. e aum. Viçosa: UFV, 81 p. 2011.
- RICCI, M. dos S. F.; CASALI, V. W. D.; CARDOSO, A. A.; RUIZ, H. A. Produção de Alface Adubadas com Composto Orgânico. **Horticultura Brasileira**, v. 12, n. 1, p. 56-58, 1994.
- RODRIGUES, R. de Q. **Avaliação Microbiológica e dos Sistemas de Gestão da Inocuidade da Cadeia Produtiva de Alface Orgânica no Sul do Brasil**. 2013. 78 f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia de Alimentos). Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2013.
- RODRIGUES, V. C.; THEODORO, V. C. A.; ANDRADE, I. F.; NETO, A. I.; RODRIGUES, V. N.; ALVES, F. V. Produção de Minhocas e Composição Mineral do Vermicomposto e das Fezes Procedentes de Bubalinos e Bovinos. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 27, n. 6, p. 1409-1418, 2003.
- SANTANA, L. R. R.; CARVALHO, R. D. S.; LEITE, C.. C.; ALCÂNTARA, L. M.; OLIVEIRA, T. W. S.; RODRIGUES, B. da M. Qualidade Física, Microbiológica e Parasitológica de Alface (*Lactuca sativa*) de Diferentes Sistemas de Cultivo. **Ciência e Tecnologia de Alimentos**, v. 26, n. 2, p. 264-269, 2006.

- SANTI, A.; CARVALHO, M. A. C.; CAMPOS, O. R.; SILVA, A. F. da; ALMEIDA, J. L. de; MONTEIRO, S. Ação de Material Orgânico Sobre a Produção e Características Comerciais de Cultivares de Alface. **Horticultura Brasileira**, v. 28, n. 1, p. 87-90, 2010.
- SANTOS, G. de A.; SILVA, L. S. da; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. O. **Fundamentos da Matéria Orgânica do Solo: Ecossistemas Tropicais e Subtropicais**. 2. ed. Porto Alegre: Metrópole, 654p. 2008.
- SANTOS, R. H. S.; CASALI, V. W. D.; CONDE, A. R.; MIRANDA, L. C. G. Qualidade de Alface Cultivada com Composto Orgânico. **Horticultura Brasileira**, v. 12, n. 1, p. 29-32, 1994.
- SANTOS, R. H. S.; CASALI, V. W. D.; CONDE, A. R. Efeito Residual da Adubação com Composto Orgânico sobre o Crescimento e Produção de Alface. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 36, n. 11, p. 1395-1398, 2001.
- SANTOS, S. de S.; SOARES, A. A.; MATOS, A. T. de; MANTOVANI, E. C.; BASTISTA, R. O.; MELO, J. C. de. Contaminação Microbiológica do Solo e dos Frutos de Cafeeiros Fertirrigados com Esgoto Sanitário. **Engenharia na Agricultura**, v. 14, n. 1, p. 16-22, 2006.
- SILVA, F. A. de M.; BÔAS, R. L. V.; SILVA, R. B. Resposta da Alface à Adubação Nitrogenada com Diferentes Compostos Orgânicos em Dois Ciclos Sucessivos. **Acta Scientiarum. Agronomy**, v.32, n.1, p. 131-137, 2010.
- SILVA, N.; JUNQUEIRA, V. C. A.; SILVEIRA, N. F. A. **Manual de Métodos de Análise Microbiológica de Alimentos**. 3 ed. São Paulo: Varela, 624 p. 2007.
- TAKAYANAGUI, O. M.; FEBRÔNIO, L. H. P.; BERGAMINI, A. M.; OKINO, M. H. T.; SILVA, A. A. M. C.; SANTIAGO, R.; CAPUANO, D. M.; OLIVEIRA, M. A.; TAKAYANAGUI, A. M. M. Fiscalização de hortas produtoras de verduras do município de Ribeirão Preto, SP. **Revista de Sociedade Brasileira de Medicina Tropical**, v.33, n.2, p. 169-174, 2000.
- TRABAQUINI, K.; MIGLIORANZA, É.; FRANÇA, V. de; NETO, O. C. Pereira. Uso da Geotecnologia para Caracterizar os Cafezais no Município de Londrina-PR, em Relação à Altimetria, Declividade e Tipo de Solo. **Engenharia Agrícola**, v.30, n.6, p. 1136-1147, 2010.

- TRANI, P. E. **Calagem e Adubação para Hortaliças sob Cultivo Protegido**. Campinas: Instituto Agrônômico, 25 p. 2014.
- VIDIGAL, S. M.; SEDIYAMA, M. A. N.; GARCIA, N. C. P.; MATOS, A. T. Produção de Alface Cultivada com Diferentes Compostos Orgânicos e Dejetos Suínos. **Horticultura Brasileira**, v. 15, n. 1, p. 35-39, 1997.
- VILLAS BÔAS, R.L.; PASSOS, J. C.; FERNANDES, M.; BULL, L. T.; CEZAR, V. R. S.; GOTO, R. Efeitos de Doses e Tipos de Compostos Orgânicos na Produção de Alface em Dois Solos sob Ambiente Protegido. **Horticultura Brasileira**, v. 22, n. 1, p. 28-34, 2004.
- YURI, J. E. **Produção, nutrição e conservação pós-colheita da alface tipo americana, cv. Raider, no verão e no inverno, em função da aplicação de nitrogênio e potássio em cobertura**. 2004. 139 f. Tese (Doutorado em Agronomia). Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2004.
- ZANDONADI, D. B.; SANTOS, M. P.; MEDICI, L. O.; SILVA, J. Ação da Matéria Orgânica e suas Frações Sobre a Fisiologia de Hortaliças. **Horticultura Brasileira**, v. 32, n. 1, p. 14-20, 2014.

Gerenciamento e tratamento de resíduos sólidos em aeroporto

Pedro Henrique Presumido
Jose Eduardo Armacollo

Vitor da Costa Marques
Tatiane Cristina Dal Bosco

Resumo: A geração total dos resíduos sólidos urbanos (RSU) no Brasil vem aumentando com o passar dos anos. A mesma tendência se observa para os aeroportos, que podem ter sua geração comparada com pequenas cidades. Objetivou-se com este capítulo relatar as soluções propostas e implementadas para o gerenciamento dos resíduos sólidos gerados no Aeroporto de Londrina. Trata-se de um aeroporto doméstico, sendo o terceiro maior do estado do Paraná e o quarto da Região Sul do Brasil. Estima-se que a circulação de usuários e passageiros seja de 2770 pessoas por dia. O adequado gerenciamento dos resíduos sólidos foi possível após a aplicação de diversas estratégias de educação ambiental, como palestras sobre a geração dos RSU, sinalização de lixeiras em toda a área portuária e monitoramento dos pontos de geração de resíduos. Os resíduos recicláveis são direcionados para uma Cooperativa de catadores de Londrina; os rejeitos para aterro sanitário de uma empresa terceirizada e os resíduos orgânicos para tratamento via compostagem e vermicompostagem no próprio aeroporto. A conscientização e a educação ambiental no Aeroporto de Londrina foram importantes para minimizar a quantidade de resíduos que são direcionados para o aterro sanitário. Esse trabalho de sensibilização e orientação deve ser de caráter contínuo e permanente e o modelo de gerenciamento adotado pelo Aeroporto de Londrina pode ser replicado para outros aeroportos.

Palavras-chave: Compostagem. Resíduos sólidos orgânicos. Resíduos recicláveis. Rejeitos. Vermicompostagem.

1 Introdução

A geração total dos resíduos sólidos urbanos (RSU) no Brasil, em 2015, foi de aproximadamente 79,9 milhões de toneladas, o que representa um aumento

de 1,7% em relação a 2014. O índice de geração de resíduos foi maior que o índice de crescimento populacional no país no mesmo período, que foi de 0,8% (ABRELPE, 2015).

Com o aumento populacional tem-se um acréscimo na demanda pelo uso de serviços aeroportuários. Esse aumento gerou uma necessidade crescente de investimentos para a manutenção da qualidade do atendimento nos aeroportos do País.

O Brasil tem 2.463 aeródromos registrados pela ANAC (Agência Nacional de Aviação Civil) – 1.806 privados e 657 públicos. Dos públicos, seis foram concedidos à iniciativa privada, outros quatro estão em processo de concessão. Mas 98% dos 199 milhões de embarques e desembarques aéreos no país estão concentrados em 65 aeroportos (internacionais, nacionais e regionais) - entre os 31 localizados nas capitais, todos os que têm volume de passageiros acima de 1 milhão e os principais terminais regionais (SAC, 2014). Além disso, o Brasil é a segunda nação do mundo em número de aeroportos e cerca de 1,5 milhão de toneladas de carga foi transportada em 2014.

Somente nos últimos anos é que a geração de resíduos sólidos em aeroportos passou a se destacar, principalmente pelo fato da geração de resíduos ser equivalente à produção de pequenas cidades, haja vista as suas populações fixas e flutuantes (PITT e SMITH, 2003).

A destinação dos RSU foi adequada, em 2015, para 58,7% do total de resíduos produzidos no país. No entanto, considerável quantidade de RSU ainda é destinada a locais inadequados: 82.119 toneladas no ano. Esta quantidade de resíduos seguiu para lixões ou aterros controlados, que do ponto de vista ambiental, pouco se diferenciam dos lixões, pois não possuem o conjunto de sistemas necessários para a proteção do meio ambiente e da saúde pública (ABRELPE, 2015).

Com relação aos resíduos gerados, no Brasil, cerca de 60% de todo resíduo urbano é constituído de matéria orgânica, que possui potencial para produção de composto orgânico. Essa quantidade pode variar em relação ao custo de vida, épocas do ano e épocas festivas (CUNHA; CAIXETA FILHO, 2002). A matéria orgânica é toda substância que apresenta em sua composição o carbono tetravalente com ligações completadas por hidrogênio, oxigênio, nitrogênio, enxofre ou outros elementos (KIEHL, 1985).

Devido à grande geração de resíduos orgânicos gerada no Aeroporto de Londrina, buscou-se alternativas para minimizar o impacto destes resíduos. Além disso, com estas medidas, busca-se a diminuição do custo da correta destinação dos resíduos, uma vez que, como o aeroporto gera mais de 600L/semana, segundo o Decreto Municipal nº 769 de 23 de setembro de 2009 (LONDRINA, 2009), ele é classificado como grande gerador e é responsável pela destinação dos resíduos que gera.

Assim, a compostagem representa uma alternativa para minimizar os impactos causados pelos resíduos orgânicos e promover o seu gerenciamento na própria unidade geradora. Os benefícios para essa técnica são vários, entre eles podem-se destacar: não formação de gases com cheiro desagradável; redução do volume (50%), redução do peso (variável) e teor de umidade dos resíduos, facilitando o transporte, o armazenamento e aplicações; inativação de patógenos; diminuição da geração de resíduos e diminuição de custos; transformação dos resíduos sólidos em adubos orgânicos (PEREIRA NETO,1996).

Deste modo, o objetivo deste capítulo é relatar as soluções propostas e implementadas para o gerenciamento dos resíduos sólidos gerados no Aeroporto de Londrina.

2 Caracterização do local

O Aeroporto de Londrina – Governador José Richa iniciou suas atividades em 1949, na zona leste da cidade de Londrina-PR. É um aeroporto doméstico, sendo o terceiro maior do estado do Paraná e o quarto da Região Sul do Brasil (INFRAERO, 2016).

Localizada na Rua Tenente João Maurício de Medeiros, 300, Bairro Aeroporto, Londrina/PR, a Infraero tem o papel de fornecer toda a infraestrutura e serviços aeroportuários para o Aeroporto de Londrina.

O Aeroporto opera voos regionais e nacionais realizados por três companhias aéreas: Azul, Gol e TAM. Estima-se que a circulação de usuários e passageiros seja de 2770 por dia. O Aeroporto de Londrina possui 152 funcionários da Infraero, 188 funcionários terceirizados e 416 concessionários.

O Aeroporto possui 20 concessionários, que são todas as empresas que realizam alguma atividade no aeroporto, como por exemplo, as que realizam as atividades aeroportuárias de transporte de passageiros e de cargas, farmácia, livraria, loja de roupas, lanchonetes e restaurantes. Os principais geradores de resíduos são os restaurantes e lanchonetes que ficam tanto no saguão principal quanto no saguão de embarque. No total são um restaurante e quatro lanchonetes.

A Infraero tem como premissa assegurar o cumprimento de normas e padrões de proteção ao meio ambiente na implantação, operação e expansão dos seus aeroportos administrados, visando à minimização e prevenção dos impactos ambientais que possam ser provocados por suas atividades. Com isso, o Aeroporto de Londrina conta com uma Central de Triagem, onde ocorre a separação dos resíduos gerados.

O Aeroporto possui cerca de 100 condicionadores identificados como rejeito, resíduo orgânico e resíduo reciclável, espalhados por todo o sítio aeroportuário. A partir dos condicionadores os resíduos são transportados para a área

de triagem por contêineres de 200L, com rodas. Por fim, os materiais recebem a destinação correta: os recicláveis são direcionados para uma Cooperativa de catadores de Londrina, os rejeitos para uma empresa terceirizada que possui um aterro sanitário e os resíduos orgânicos para tratamento no próprio aeroporto.

3 Resíduos gerados no aeroporto de Londrina e suas características

No Aeroporto de Londrina são gerados 3.500 L/semana de resíduos, dos quais cerca de 600 L/semana são material orgânico. Segundo o Decreto Municipal nº 769 de 23 de setembro de 2009 (LONDRINA, 2009), o Aeroporto de Londrina foi enquadrado como grande gerador por exceder à quantidade máxima de 600 (seiscentos) litros por semana de resíduos.

A Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) estabelece uma norma específica para o gerenciamento de resíduos sólidos de aeroportos, que é a NBR 8843 de 1996 (ABNT, 1996). Para a Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA), Resolução RDC nº2 de 2003, que institui o Regulamento Técnico para fiscalização e controle sanitário em aeroportos e aeronaves, o conceito de Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos (PGRS) é o instrumento que define o conjunto de informações e estratégias integradas de gestão, destinados a normatizar os procedimentos operacionais de gerenciamento de resíduos sólidos, contemplando os aspectos referentes à geração, à segregação, ao acondicionamento, à identificação, à coleta, ao transporte, ao armazenamento, ao tratamento e à disposição final em conformidade com a legislação sanitária e ambiental (ANVISA, 2002).

A composição básica do material orgânico do Aeroporto de Londrina é restos de alimentos, frutas, verduras, borra de café e guardanapos de papel usados. Esses resíduos são separados no próprio local de geração, por isso, há necessidade de conscientização e educação ambiental com todo o público aeroportuário.

A resolução RDC 002/03 (ANVISA, 2002) estabelece na seção IV que Resíduos de bordo – Art 23 – serão considerados resíduos potencialmente infectantes e terão tratamento específico. Os resíduos coletados, potencialmente infectantes, pelos profissionais de limpeza da aeronave, deverão ser acondicionados em sacos plásticos duplos, de cor branco leitoso, específico para resíduos hospitalares, conforme a NBR 9.191/00 e encaminhados para o transporte a uma central de tratamento de resíduos de serviço de saúde e, por fim, para aterros que operem para resíduos perigosos (SCHNEIDER, 2004).

Os resíduos gerados em aeroportos possuem alto potencial para a valorização, com destaque para os resíduos recicláveis, pois são produzidos vários mate-

riais de interesse comercial, como, por exemplo, papéis, plásticos, metais, vidros, isopor, entre outros.

Neste mesmo sentido, a matéria orgânica também pode ser considerada relevante, pois esses materiais que são provenientes de instalações de refeições (lanchonetes e restaurantes) e das aeronaves apresentam ótimas condições para serem reaproveitados na produção de compostos orgânicos. Assim, com a adoção de simples procedimentos, os resíduos orgânicos podem ser separados, sem que haja misturas ou contaminação com outros tipos de resíduos.

Todos os resíduos gerados no aeroporto são direcionados para a Central de Triagem, onde uma funcionária de uma empresa terceirizada faz a separação dos resíduos.

Depois de triados, os resíduos são dispostos em contêineres de 240L. Para os resíduos orgânicos foram separados dois contêineres e para os rejeitos, quatro. Os resíduos recicláveis são armazenados em baias e separados conforme a sua classificação (plástico, papel, metal e vidro).

Eventualmente, esses contêineres eram monitorados com o intuito de verificar se a coleta seletiva estava sendo realizado na fonte. Caso os materiais tivessem misturados, os resíduos eram identificados e a concessionária ou departamento era acionado sobre o que estava errado e qual seria uma medida mitigadora para que esse evento não ocorra novamente.

Os resíduos gerados nas aeronaves são considerados perigosos (ANVISA, 2002). Por isso, cuidados devem ser tomados para manuseio e destinação desse tipo de material.

As aeronaves são limpas e higienizadas pelas próprias companhias aéreas. Os resíduos considerados perigosos são colocados em sacos brancos leitosos e transportados até a Central de Triagem para serem armazenados até a sua coleta.

Esses resíduos são armazenados em três tambores de 200L identificados e com tampa de rosca para evitar que o material fique exposto. Os resíduos são colocados e retirados dos tambores com auxílio de luvas pelos operadores.

Uma empresa terceirizada e autorizada faz a coleta dos resíduos perigosos, como também a sua destinação final. Periodicamente, era feito o monitoramento da quantidade de resíduos perigosos gerados e a frequência com que a empresa contratada recolhesse o material. Esse procedimento é importante para verificar se os tambores estão com a capacidade máxima de resíduos e segregados de forma correta.

4 Educação ambiental

A educação ambiental surge em um contexto de processo educativo que conduz o saber ambiental nos valores éticos e nas regras políticas de convívio social

e de mercado, que buscam o questionamento entre os benefícios e prejuízos da apropriação e do uso da natureza (SORRENTINO et al., 2005).

A Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), definida pela Lei nº 12.305/2010, dispõe sobre seus princípios, objetivos e instrumentos, bem como sobre as diretrizes relativas à gestão integrada e ao gerenciamento de resíduos sólidos, incluídos os perigosos, as responsabilidades dos geradores e do poder público e os instrumentos econômicos aplicáveis. Dentro dos instrumentos presentes na PNRS, cita-se a educação ambiental, que tem como objetivo promover a não geração, a redução, a reutilização e a reciclagem de resíduos sólidos (BRASIL, 2010). Além disso, é explicitado na PNRS o papel de cada cidadão e/ou instituição geradora de resíduos sólidos no gerenciamento e adequado encaminhamento do material, praticando a coleta seletiva.

Para que o gerenciamento dos resíduos sólidos no Aeroporto de Londrina seja eficaz, foi proposto a realização de trabalhos para a conscientização e educação ambiental.

Uma das etapas mais importantes para o gerenciamento dos resíduos sólidos é a segregação desses materiais. A implantação da educação e conscientização ambiental no Aeroporto de Londrina foi de grande valia para o fortalecimento da coleta seletiva e tratamento dos resíduos orgânicos.

O objetivo da implantação do programa de educação ambiental foi de esclarecer a importância que cada funcionário da comunidade aeroportuária tem com relação ao gerenciamento de resíduos sólidos no aeroporto. Nesse sentido, foram desenvolvidas atividades educacionais que envolvem questões específicas da coleta seletiva, dentro do contexto do aeroporto e do município como palestras sobre o tratamento de resíduos sólidos orgânicos, sinalização de lixeiras em toda a área portuária e monitoramento dos pontos de geração de resíduos (Figura 8.1).



Figura 8.1 Processos de conscientização e educação ambiental desenvolvidos no Aeroporto de Londrina.

Este programa serviu como fonte de informações e exemplos que contribuíram para a criação da consciência e da responsabilidade que cada indivíduo deve ter perante a preservação da qualidade ambiental, principalmente às pessoas envolvidas no sítio aeroportuário.

Os usuários do aeroporto também receberam informações referentes ao PGRS por meio da distribuição de folhetos e cartazes abordando os procedimentos de segregação na fonte, formas de acondicionamentos, coleta e destinação final dos resíduos gerados no aeroporto (Figura 8.2 e Figura 8.3). Este programa foi implantado com a utilização do PGRS e é de caráter contínuo.



Figura 8.2 Cartazes inseridos nas lixeiras para melhor visualização da segregação dos materiais.

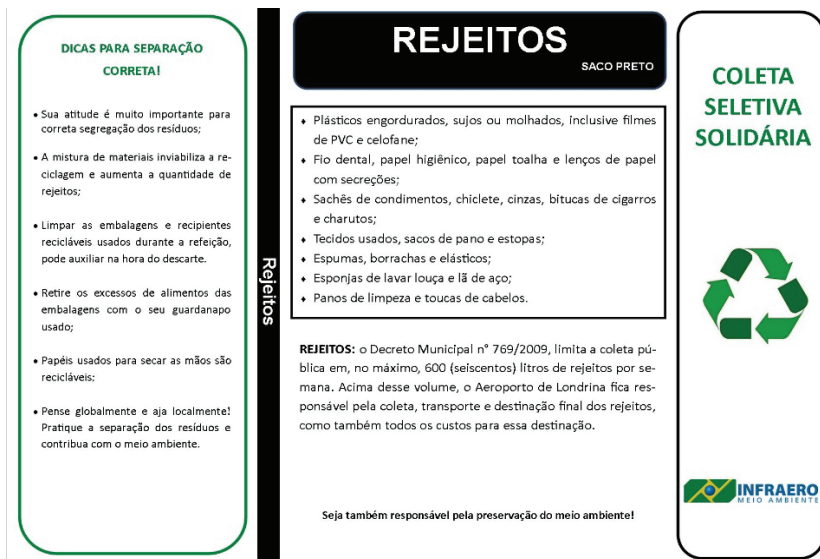


Figura 8.3 Folhetos produzidos para a conscientização ambiental dos passageiros e funcionários do aeroporto de Londrina. (Continua)



Figura 8.3 Folhetos produzidos para a conscientização ambiental dos passageiros e funcionários do aeroporto de Londrina. (Continuação)

5 Tratamentos dos resíduos sólidos orgânicos

A implementação do tratamento de materiais orgânicos gerados no Aeroporto de Londrina buscou fortalecer a Coleta Seletiva Solidária, a correta separação dos resíduos nas fontes geradoras, a conscientização ambiental (tanto para as concessionárias quanto para os passageiros) e a redução da disposição de resíduos orgânicos aos aterros sanitários.

O programa previu duas etapas de tratamento: compostagem seguida de vermicompostagem.

O processo de montagem das leiras de compostagem seguiu o seguinte roteiro:

1. Coleta do material nos contêineres que ficaram na área de triagem de resíduos sólidos;
2. Os materiais foram direcionados para a casa de vegetação, onde eram feitas as leiras de compostagem;
3. A primeira camada da leira foi feita por aparas de gramas, depois coloca-se o material orgânico e, posteriormente, aparas de gramas novamente, assim sucessivamente até a utilização de todos os resíduos orgânicos (Figura 8.4). A última camada da leira tem que ser de aparas de grama para evitar a atração de vetores. A cada revolvimento das leiras a camada superior de aparas de grama era retirada e depois recolocada para que o material orgânico em maturação não ficasse exposto.



Figura 8.4 Montagem da leira por camadas com aparas de gramas e os resíduos orgânicos.

A compostagem, se for bem conduzida e monitorada, não apresentará mau cheiro e muito menos a presença de vetores (KIEHL, 2002). Deste modo, os parâmetros analisados no processo do Aeroporto de Londrina foram a temperatura, presença de animais e insetos, umidade e revolvimentos quinzenais. As leiras podiam permanecer no pátio durante 60 a 90 dias. Esse tempo dependia do tipo do material orgânico e sua quantidade.

O processo de compostagem foi conduzido na casa de vegetação presente no sítio aeroportuário, ambiente coberto com sombrite e piso com cimento impermeabilizante (Figura 8.5).

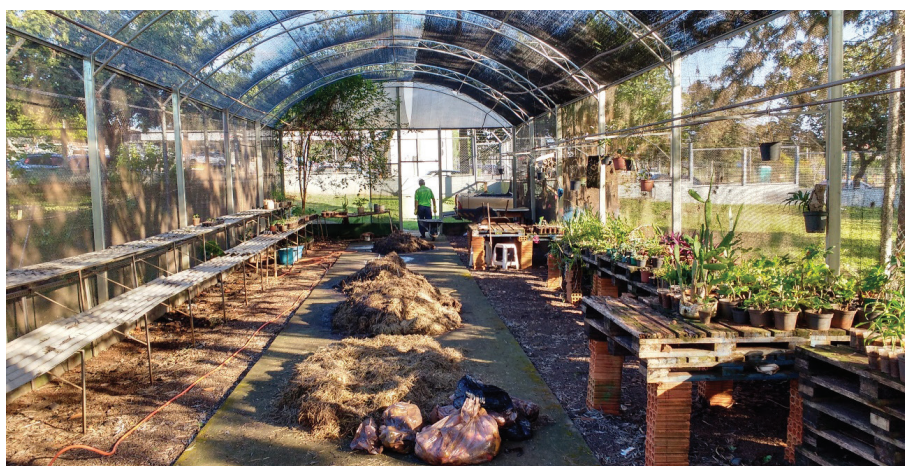


Figura 8.5 Estufa vegetal onde foram instaladas as leiras de compostagem no Aeroporto de Londrina.

A quantidade de resíduos orgânicos e aparas de gramas utilizados na compostagem foi de 50% de volume de cada material. Essa quantidade foi considerada devido à alta diversidade de material orgânico, impossibilitando uma caracterização inicial dos resíduos.

Na Figura 8.6 mostra-se o comportamento da temperatura durante o processo de compostagem dos resíduos orgânicos. Percebe-se um aumento da temperatura nos primeiros dias (15 dias) devido à ação microbiana. Após esse período, inicia-se o processo de maturação, onde a temperatura da leira fica próxima à temperatura ambiente (KIEHL, 1985). Os picos de temperaturas no decorrer dos dias são referentes aos revolvimentos realizados.

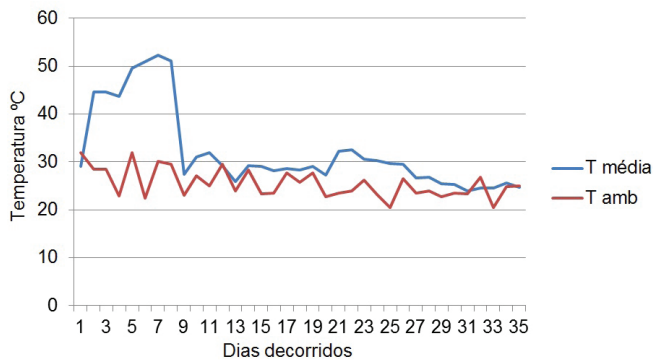


Figura 8.6 Comportamento da temperatura durante o processo de compostagem.

As dimensões das leiras podem variar conforme a geração dos resíduos orgânicos. Contudo, a média do tamanho foi 1,20x2,20x0,8 (largura, comprimento e altura, respectivamente), com um volume total (material orgânico + aparas de grama) de 1250 L (Figura 8.7).



Figura 8.7 Leira montada com os resíduos orgânicos e aparas de grama.

Uma segunda etapa e aprimoramento do tratamento dos resíduos orgânicos foi o processo de vermicompostagem que consiste em uma técnica que se utilizam minhocas para digerir a matéria orgânica, acelerando sua degradação. O processo da vermicompostagem é rápido e eficiente quanto à humificação de compostos orgânicos, devido ao procedimento de digestão da minhoca, resultando em um produto com alto grau de degradação e estabilização.

Após cerca de 60 a 90 dias da compostagem, o material das leiras foi direcionado para a vermicompostagem, realizada em baias de 1 m³ de volume (Figura 8.8). O local é coberto para que a chuva não incida diretamente no composto e há uma tubulação no piso para drenar eventuais acúmulos de água. Um sombrite foi colocado para proferir sombra no local.



Figura 8.8 Local onde foi realizado o processo de vermicompostagem.

As minhocas utilizadas foram da espécie *Eisenia Foetida* (Figura 8.9) ou Vermelha da Califórnia (OLIVEIRA et al., 2008; DAS et al., 2016). Foram inseridas 130 minhocas nas baias do local da vermicompostagem. Após um período de 30 dias, as minhocas foram contadas para avaliar a sua adaptação no composto.



Figura 8.9 Minhocas da espécie *Eisenia Foetida* inseridas na vermicompostagem.

Após 30 dias de vermicompostagem, foi possível observar que o material ficou com menos torrões e granulometria mais uniforme (Figura 8.10). As minhocas foram contadas e foram observados mais de 500 entre casulos, filhotes e adultas, totalizando um aumento de 384,62%.

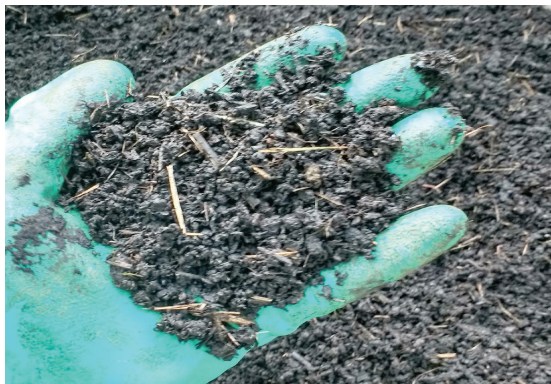


Figura 8.10 Característica do material após a vermicompostagem.

6 Utilização do composto e vermicomposto como adubação orgânica

Os compostos e vermicompostos foram direcionados para o laboratório de Saneamento da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), câmpus Londrina, para a verificação da sua qualidade.

A Instrução Normativa nº 25 de 23/07/2009 (MAPA, 2009) descreve 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. Na Tabela 8.1 são apresentados alguns parâmetros que devem ser considerados para a utilização de compostos e vermicompostos como adubos orgânicos.

Tabela 8.1 Parâmetros da Instrução Normativa nº 25 de 23/07/2009.

| Parâmetro | Composto | | | | Vermicomposto |
|-------------------------|----------|----------|----------|----------|------------------|
| | Classe A | Classe B | Classe C | Classe D | Classes A, B,C,D |
| Umidade (máx.) | 50% | 50% | 50% | 70% | 50% |
| Nitrogênio total | 0,5% | | | | |
| Carbono orgânico (min.) | 15% | | | | 10% |

Continua

Tabela 8.1 Parâmetros da Instrução Normativa nº 25 de 23/07/2009. (Continuação)

| Parâmetro | Composto | | | | Vermicomposto |
|--------------------|----------|----------|----------|----------|------------------|
| | Classe A | Classe B | Classe C | Classe D | Classes A, B,C,D |
| pH (min) | 6,0 | 6,0 | 6,5 | 6,0 | 6,0 |
| Relação C/N (máx.) | 20 | | | | 14 |

Fonte: MAPA, 2009.

Os materiais produzidos a partir dos resíduos orgânicos de restaurantes podem ser classificados segundo o Art. 2 dessa mesma instrução, como, Classe “C”: fertilizante orgânico que, em sua produção, utiliza qualquer quantidade de matéria-prima oriunda de lixo domiciliar, resultando em produto de utilização segura na agricultura.

Os dados obtidos das análises para os compostos e vermicompostos produzidos no Aeroporto de Londrina, são mostrados na Tabela 8.2.

Tabela 8.2 Parâmetros obtidos da análise dos compostos e vermicompostos gerados no Aeroporto de Londrina.

| | Composto | Vermicomposto |
|------------------|----------|---------------|
| Umidade | 71,38% | 70,90% |
| Nitrogênio total | 3,89% | 3,64% |
| Carbono orgânico | 28,98% | 28,01% |
| pH | 7,12 | 7,88 |
| Relação C/N | 7,45 | 7,71 |

Todos os parâmetros analisados, com exceção da umidade, estão de acordo com a Instrução Normativa (MAPA, 2009).

7 Conclusão

A conscientização e a educação ambiental no Aeroporto de Londrina foram importantes para minimizar a quantidade de resíduos que são direcionados para o aterro sanitário. Com o gerenciamento dos resíduos sólidos, os aeroportos, em geral, podem destinar os materiais para um destino mais nobre, por exemplo, os resíduos recicláveis para as cooperativas e os resíduos orgânicos para o tratamento via compostagem e posterior uso ao redor do sítio aeroportuário.

A compostagem foi um processo que apresentou resultados quando utilizado para o tratamento do resíduo orgânico com as aparas de grama. O composto e vermicomposto podem ser utilizados como adubo orgânico segundo parâmetros estabelecidos pela Instrução Normativa nº 25 de 23/07/2009 – MAPA.

Para que o gerenciamento adequado dos resíduos sólidos tenha êxito, é fundamental que se faça um trabalho contínuo e permanente de sensibilização e orientação, haja visto, principalmente, que a maior parte dos geradores de resíduos do aeroporto encontra-se em trânsito e está em constante renovação. Além disso, os resíduos orgânicos gerados no aeroporto deixam de ser um problema para se tornarem um material que pode ser utilizado como adubação orgânica.

O modelo de gerenciamento de resíduos sólidos praticado pelo Aeroporto de Londrina pode ser aplicado em outros aeroportos, ressalvadas as particularidades.

Referências

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2015**. Disponível em < <http://www.abrelpe.org.br/Panorama/panorama2015.pdf>>. Acesso em 10 novembro, 2016.
- ANVISA – Agência Nacional De Vigilância Sanitária. **Resolução RDC nº 351, de 20 de dezembro de 2002. Para fins da Gestão de Resíduos Sólidos em Portos, Aeroportos e Fronteiras**. Diário Oficial da União, Brasília, de 23 dez. 2002.
- ABNT – Associação Brasileira De Normas Técnicas – **NBR 8843: Aeroportos – Gerenciamento de resíduos sólidos**. São Paulo, 1996.
- BRASIL. **Política Nacional de Resíduos Sólidos. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010**. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm>. Acesso em: 24 mai. 2016.
- CUNHA, V.; CAIXETA FILHO, J.V. Gerenciamento da coleta de resíduos sólidos urbanos: estruturação e aplicação de modelo não-linear de programação por metas. **Gestão & Produção**, v. 9, n. 2, p. 143-161, 2002.
- DAS, D.; BHATTACHARYYA, P.; GHOSH, B.C.; BANIK, P. Bioconversion and biodynamics of *Eisenia foetida* in different organic wastes through microbially enriched vermicomposition technologies. **Ecological Engineering**, v. 86, p. 154-161, 2016.

- INFRAERO - Empresa Brasileira de Infraestrutura Aeroportuária. **Aeroporto de Londrina**. Disponível em: <<http://www.infraero.gov.br/index.php/br/aeroportos/parana/aeroporto-de-londrina.html>>. Acesso em 11 de jan. 2016.
- KIEHL, E.J. **Fertilizantes orgânicos**. Piracicaba, Editora Agronômica Ceres Ltda, 1985. p. 492.
- KIEHL, E.J. **Manual da Compostagem: Maturação e Qualidade do Composto**. 4ª ed. Piracicaba, p. 173. 2004.
- LONDRINA. Decreto nº 769 de 23 de setembro de 2009. **Regulamenta a gestão dos resíduos orgânicos e rejeitos de responsabilidade pública e privada no Município de Londrina e dá outras providências**. Prefeito do município de Londrina, Estado do Paraná. Disponível em: <http://www1.londrina.pr.gov.br/dados/images/stories/Storage/sec_ambiente/gestao%20residuos/decreto_769_2009.pdf>. Acesso em: 24 de mai. 2016.
- MAPA – Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Instrução Normativa nº 25**. BRASIL, 2009.
- OLIVEIRA, E. C. A.; SARTORI, R. H.; GARCEZ, T. B. **Compostagem**. Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas. Universidade de São Paulo. Piracicaba, 2008.
- PEREIRA NETO, J. T. **Manual de compostagem**. Belo Horizonte: UNICEF, p. 56, 1996.
- PITT, M.; SMITH, A. Waste management efficiency at UK airports. **Journal of Air Transport Management**, v. 9, n. 2, p. 103-111, 2003.
- SCHNEIDER, S.C.R.F. **Gerenciamento de resíduos sólidos em aeroportos: estudo de caso Aeroporto Internacional Salgado Filho**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2004.
- SAC – Secretaria De Aviação Civil. **Aeroportos**. Presidência da República, 2014. Disponível em: <<http://www.aviacao.gov.br/assuntos/aeroportos>>. Acesso em: 24 de abr. 2016.

SORRENTINO, M.; TRAJBER, R.; MENDONÇA, P.; FERRARO JUNIOR, L.A.
Educação ambiental como política pública. *Educação e Pesquisa*, v. 31, n. 2,
2005.

Importância da automação e da estatística no processo de compostagem

Roger Nabeyama Michels
Janksyn Bertozzi
Elizabeth Mie Hashimoto

Ivan Taiatele Junior
Tatiane Cristina Dal Bosco

Resumo: No monitoramento da compostagem a temperatura é um importante indicador da evolução do processo e da qualidade do composto, sendo, portanto, fundamental para a tomada de decisões quanto ao manejo das leiras e reatores. Porém, a coleta dessa informação, na maioria dos casos, é realizada de forma manual, o que é oneroso e resulta na aquisição de poucos dados. O objetivo deste capítulo é relatar o desenvolvimento de um sistema automatizado de coleta de dados de temperatura e recomendar uma frequência para a coleta destes dados. O *datalogger* foi desenvolvido utilizando plataforma *open source* Arduino, *shields* de memória e tempo e sensores de temperatura DB18S20. O sistema coletou dados de temperatura com frequência de 1 minuto em 8 leiras de compostagem formadas por poda de árvore + resíduo orgânico domiciliar. Foram instalados quatro sensores em regiões distintas em cada leira. As temperaturas coletadas foram utilizadas como uma amostra piloto e assim, foi estimada a frequência ideal de coleta da temperatura para diferentes limites de erro de estimativa. Constatou-se que a automação da coleta de dados de temperatura é recomendada para maior confiabilidade das informações obtidas e representação do que está ocorrendo no processo, contribuindo para a tomada de decisões. Para tanto, é fundamental a definição da melhor frequência de coleta, conforme o erro de estimativa, para não ocorrer falta de informações nas análises e nem o excesso de dados.

Palavras-chave: Arduino. *Open source*. Temperatura.

1 Introdução

1.1 A temperatura no processo de compostagem

A temperatura é um dos mais importantes parâmetros de monitoramento do processo de compostagem, visto que indica a intensidade da atividade biológica de degradação da matéria orgânica. A temperatura influencia também na sucessão das populações microbianas nas fases de aquecimento, degradação ativa/termofílica e maturação/mesofílica, sendo, portanto, utilizada na indicação da evolução e qualidade do processo.

Além disso, dependendo das temperaturas alcançadas pelo processo na fase termofílica pode ocorrer a eliminação de microrganismos patogênicos presentes no resíduo. Vale ressaltar que a eficiência da sanitização depende do tempo de exposição do material a temperaturas mais elevadas, da sua uniformidade em toda a leira e do monitoramento cauteloso durante o processo de compostagem (HECK et al., 2013).

Deste modo, sendo a temperatura um fator de importância no processo de compostagem, o monitoramento contínuo, com vários dados coletados ao longo do dia e do processo, é relevante. No entanto, o que se observa nos trabalhos disponíveis na literatura é uma baixa frequência da coleta de dados de temperatura, como é o caso do estudo de COTTA et al. (2015) onde os autores monitoraram as temperaturas apenas aos 7, 14, 21 e 28 dias após o início do experimento e de MARIN et al. (2014) que coletaram os dados semanalmente, por sete semanas. Outros trabalhos monitoraram diariamente, porém com uma coleta de dados apenas. É o caso dos estudos de SUNADA et al. (2015) e FUJII et al. (2014) que utilizaram termômetros de mercúrio ou digital e fizeram a coleta dos dados de forma manual, fator que limita a possibilidade de coleta com frequência maiores.

1.2 Automatização no processo de compostagem

A automatização de processos representa um grande avanço tecnológico em diversas áreas de conhecimento e setores produtivos. Esta técnica só foi possível com o surgimento de computadores e o desenvolvimento de programas para serem utilizados em máquinas. Assim, processos antes desempenhados por pessoas passaram a ser realizados por máquinas, de forma a otimizar a utilização de recursos, tais como tempo, dinheiro e pessoal (SOUSA et al., 2015).

A necessidade de automatizar atividades ocorre devido ao tempo gasto para realizá-las, que é maior do que se elas fossem programadas para serem executadas por máquinas (SOUSA et al., 2015). Sistemas automatizados realizam a determinação rápida de fatores como as condições de solo, vegetação,

meteorológicas ou outros fatores, desde que sejam utilizados os sensores corretos (MILAN et al., 2015).

A automatização de um sistema pode ser realizada de diversas formas, pois há no mercado uma infinidade de dispositivos para este fim. É o caso dos *data-logger* da *National Instruments*, *Campbell Scientific*, *Novus*, entre outros, que normalmente apresentam custos consideráveis. Há também dispositivos de baixo custo e portáteis, como no caso dos microcontroladores do tipo PIC (*Programmable Interrupt Controller*), porém que necessitam da construção dos circuitos eletrônicos. Neste sentido, o uso da plataforma comercial Arduino surge como uma alternativa.

1.3 A plataforma Arduino

A plataforma Arduino apresenta *hardware* de código fonte aberta com comunicação serial, USB, de baixo custo, *software* livre e de fácil operação. Utiliza microcontroladores da Atmel de 10 bits e componentes complementares que facilitam a programação e a interligação com outros circuitos. O Arduino está disponível comercialmente em diferentes modelos, possuindo de 14 a 54 pinos digitais de entrada e saída de dados, que podem ser utilizadas para aquisição de dados ou controlar dispositivos (KAMOGAWA e MIRANDA, 2013).

Um ponto forte da plataforma Arduino é a possibilidade de carregar o programa na memória da placa e deixá-lo executar sem a interface com computadores, garantindo assim, total independência e portabilidade. Uma grande comunidade tem surgido em torno da “tecnologia Arduino”, disponibilizando centenas de programas livres para diferentes projetos. Além disso, testes de precisão mostram que placas Arduino podem ser uma ferramenta de baixo custo para projetos e laboratórios (D’AUSILIO, 2012; KUBÍNOVÁ e ŠLÉGR, 2015).

Há vários sensores disponíveis para a averiguação da temperatura, com funcionamentos distintos, como é o caso dos termistores, dos RTD (*Resistance Temperature Detectors*), dos pares termoeletrônicos ou dos CI (Circuitos Integrados). Um sensor que apresenta interface amigável com a plataforma Arduino é o sensor DS18B20, que apresenta saída digital, tamanho pequeno (que pode ser facilmente inserido em uma leira de compostagem), mede temperaturas entre -55°C e 125°C , com resolução configurável de 9 a 12 bits e em sua memória interna armazena um código de série 64 bits, único do dispositivo.

A comunicação entre a placa Arduino e o sensor é realizada por meio do barramento *1-wire* que possibilita aquisição no modo master/slave. Neste sistema de barramento, a placa Arduino (dispositivo master) identifica o sensor usando o código de 64 bits, permitindo aquisição de dados de um grande número de sensores em rede por meio de um único cabo de comunicação.

O intervalo de tempo entre leituras de sensores em rede deve ser de no mínimo 60 microssegundos (μs), que somado ao tempo necessário para o processamento do sensor, pode assegurar coleta e registro automatizado de dezenas de sensores deste tipo, coletando dados com frequência de até 1 segundo (POPA e POPA, 2013).

Para a adequada comunicação entre a placa de aquisição e o sensor é necessário a utilização de um resistor de *pull up* colocado entre o cabo de comunicação e a alimentação do sensor (Figura 9.1).

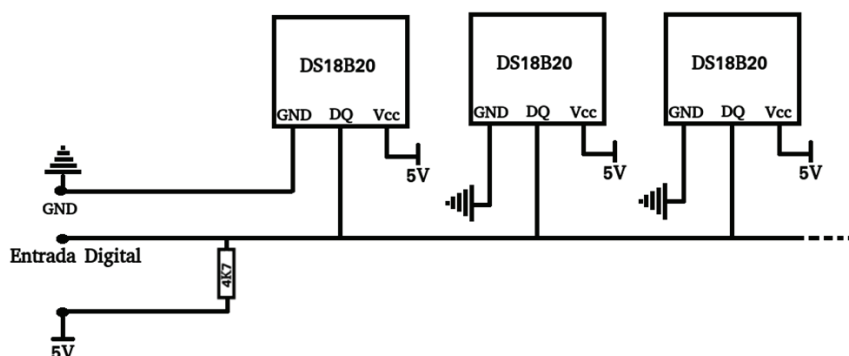


Figura 9.1 Diagrama esquemático de ligação do sensor DS18B20.

Para redes com até 30 sensores, a utilização de resistência de *pull up* de 4,7k ohn (Ω), recomendada pelo fabricante, apresenta funcionamento adequado. Para redes com número maior de sensores, o valor da resistência deve ser dimensionado de forma a garantir a mínima tensão de *pull up*, tipicamente 2 k Ω para redes de 60 sensores.

O armazenamento dos dados coletados do sensor pode ser realizado pelo envio, por meio de *shield wi-fi*, para uma unidade de armazenamento remoto ou nuvem, armazenamento na memória EEPROM do microcontrolador da placa Arduino ou armazenamento em dispositivos ligados à placa, como por exemplo, um cartão de memória.

A utilização do armazenamento por meio do cartão de memória apresenta vantagens em relação ao envio por *wi-fi* devido à maior simplicidade da construção e possibilidade de utilização em locais onde o sinal de *wi-fi* não é disponível. Quando comparado ao armazenamento na memória EEPROM o emprego do cartão de memória apresenta capacidade superior e número de gravações ilimitado, diferente da memória, que apresenta limite de gravações (de 100 mil a 1 milhão).

O registro do horário no monitoramento da temperatura em uma leira de compostagem é de grande importância, visto que se conhece a influência da temperatura ambiente no comportamento da temperatura da leira. A forma mais

prática de garantir o referencial de tempo do sistema de aquisição de dados é por meio da utilização de sistema de *real time clock* (RTC) empregando o circuito integrado DS1307. Este apresenta baixo consumo elétrico e quando ligado a uma bateria, o circuito mantém o referencial de hora mesmo em caso de interrupção do fornecimento de energia ao sistema de aquisição de dados.

1.4 A estatística no processo de compostagem

O excesso de dados coletados pode encarecer, inviabilizar ou dificultar a execução de um experimento. Por outro lado, um tamanho de amostra “pequeno”, pode comprometer a credibilidade dos dados por falta de representatividade. Ou seja, o erro experimental pode levar ao retrabalho. A economia de recursos humanos e financeiros, sem perder a precisão experimental, é, portanto, um fator importante no planejamento de experimentos (MICHELS et al., 2015).

Desta forma, a estatística é fundamental não só para as análises dos resultados obtidos em um projeto, mas também para planejar a forma de conduzir o experimento, definindo, por exemplo, a frequência ideal para a coleta de dados. Por essa razão, técnicas de amostragem são essenciais para descrever a melhor forma de coleta dos dados e, também, para determinar o tamanho amostral adequado.

Na literatura, existem várias técnicas de amostragem. Cada uma é específica de um determinado problema. No caso da compostagem, a automatização das atividades permite a coleta dos dados a cada minuto, o que se assemelha a um processo de produção em série. Nesse caso, a técnica de amostragem adequada para coleta das temperaturas em uma leira é a amostragem sistemática.

2 Objetivo

Neste capítulo serão apresentados os resultados de um trabalho que objetivou implementar um sistema automático de coleta de temperatura para leiras de compostagem, utilizando sistema *open source*, e determinar a frequência ideal de coleta destes dados.

3 Material e métodos

O experimento foi realizado na Casa de Vegetação da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, câmpus Londrina (Latitude: -23° 18' 37", Longitude: -51° 09' 46" e Altitude: 585 metros). Foram montadas 8 leiras utilizando poda de árvore e resíduo orgânico domiciliar.

BIDONE e POVINELLI (1999) descreveram sobre a granulometria dos resíduos no início do processo de compostagem, a qual deve contemplar materiais

com dimensões de 1 a 5 centímetros (cm). Os resíduos orgânicos já estavam disponíveis em granulometrias adequadas, uma vez que compreendem restos de alimentos descartados, assim como a poda das árvores, que foi triturada logo após a poda, momentos antes da coleta.

Uma vez adequada a granulometria, a montagem das leiras se deu por meio da superposição de camadas alternadas de cada resíduo. A primeira e a última camada de cada leira foram sempre constituídas de poda, uma vez que se trata do resíduo de estrutura e desempenharia o papel de encobrir os resíduos orgânicos, de modo a evitar mau cheiro e a proliferação de vetores durante a primeira semana de compostagem.

A aeração foi controlada por meio de revolvimentos realizados manualmente, duas vezes por semana. Simultaneamente, a umidade aparente foi controlada por meio do teste da mão, e, quando houve necessidade, foi adicionada água até que a umidade estivesse adequada, ou seja, quando era possível bolear o composto (NUNES, 2009). O controle da umidade foi realizado durante os revolvimentos de modo a garantir uma distribuição mais homogênea da água na leira.

O sistema de aquisição de dados de temperatura foi constituído por uma placa Arduino Mega 2560, e na etapa de desenvolvimento, para a conexão dos componentes periféricos ao Arduino, foi confeccionada uma placa auxiliar, proporcionando maior robustez ao sistema.

A comunicação entre a rede de sensores de temperatura DB18S20 (Figura 9.2), modelo 560, envelopado em aço inox, com amplitude de temperatura de -55 a 125°C fabricado pela Maxim Integrated Products (San José, CA, EUA) e a placa Arduino pode ser realizada por meio de uma das portas digitais. Considerando que o valor do resistor de *pull up* foi 2k Ω e que o consumo de cada sensor foi de 4 miliampères (mA), o consumo total da rede de sensores superou a capacidade máxima do regulador de tensão da placa Arduino Mega. Deste modo, foi necessário que a alimentação fosse realizada por meio do circuito integrado LM7805, com posterior estabilização por meio de um capacitor eletrolítico de 400micro Faraday (μ F). A alimentação de todo o sistema foi realizada utilizando uma fonte chaveada 9,0V.



Figura 9.2 Exemplo de sensor de temperatura.

O posicionamento dos sensores no interior de cada leira se deu em diferentes pontos, de modo a avaliar a estratificação das temperaturas, conforme proposto no esquema da Figura 9.3, e o armazenamento dos dados de temperatura pelo sistema ocorreu a cada 1 minuto, por 10 semanas, ou seja, ao longo de todo o período de compostagem.

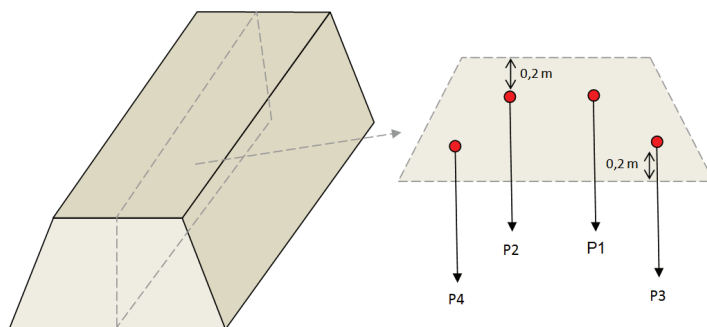


Figura 9.3 Posicionamento dos sensores de temperatura no interior das leiras.

Como referencial de tempo utilizou-se um *shield* RTC (*Real Time Clock*) que possui um circuito integrado DS1307 e bateria recarregável. A comunicação foi realizada ligando diretamente os pinos 20 e 21 da placa Arduino aos pinos SCL e SDA do *shield*.

O armazenamento dos dados foi realizado em um cartão de memória empregando um *shield* Micro SD. Este utiliza tensão de 3,3V, que pode ser utilizada da própria placa Arduino. O *shield* micro SD apresenta divisor de tensão interno permitindo que a comunicação com a placa Arduino seja feita diretamente sem a necessidade de conversores de nível lógico.

A escrita e a compilação do algoritmo de controle foram realizadas utilizando o ambiente de desenvolvimento integrado (IDE) do Arduino, um *software* livre baseado em linguagem C++. A implementação do código fonte utilizando bibliotecas desenvolvidas especificamente para o *shield* facilitou a programação, muitas dessas já disponibilizadas na IDE, ou disponíveis para *download* no site do fabricante (ARDUINO, 2016).

Então, assumindo que todos os tempos coletados são elementos de uma amostra piloto, o tamanho da população representado pela amostra piloto é denotado por N e o tamanho da amostra que se deseja estimar é denotado por n . Portanto, como o interesse é estimar a temperatura média, o número de elementos da amostra é determinado a partir da Equação 1.

$$n = \frac{Ns^2}{(N-1)D+s^2} \quad \text{Equação (1)}$$

em que $D = 4^{-1}B^2$, B é o limite de erro da estimativa e s^2 é a estimativa da variância da amostra piloto (SCHEAFFER et al., 2012).

Dessa forma, de acordo com SCHEAFFER et al. (2012) o procedimento para uma amostragem sistemática é definido como:

- i. Determinar o intervalo de amostragem denotado por (Equação 2):

$$k = \frac{N}{n} \quad \text{Equação (2)}$$

- ii. Selecionar aleatoriamente um elemento dos k primeiros elementos.
- iii. A partir do ponto sorteado no item anterior, selecionar o elemento sistematicamente a cada intervalo de amostragem k até obter o tamanho de amostra n .

Entretanto, para determinar um intervalo de tempo para coleta da temperatura dentro das leiras de compostagem, o elemento não foi selecionado entre os k primeiros elementos, mas sim a partir do primeiro tempo.

4 Resultados e discussão

O processo de automatização de coleta de dados de temperatura em leiras de compostagem possibilitou realizar análises mais precisas, pois os dados têm maior resolução, como pode ser vista na Figura 9.4, onde são apresentados dados diários em fases distintas das leiras.

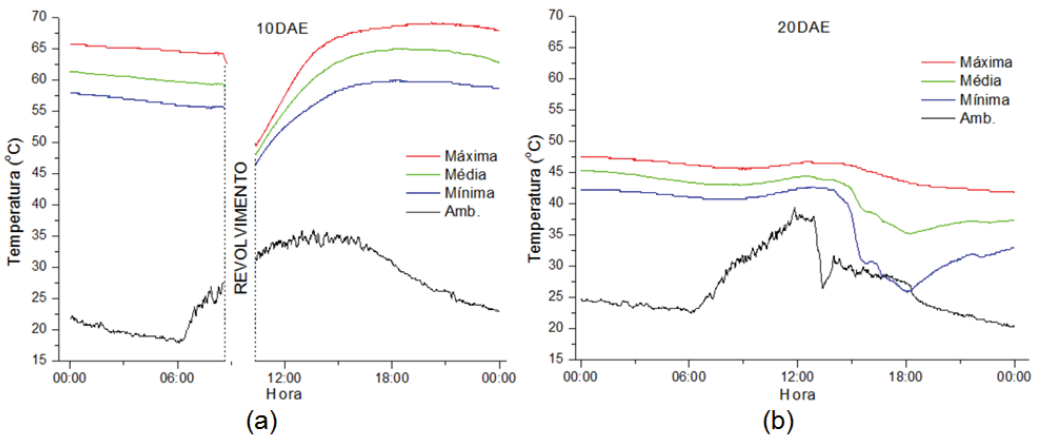


Figura 9.4 Variação diária de temperatura na leira aos 10 (a), 20 (b), 30 (c) e 40 (d) Dias Após o Enleiramento (DAE).
(*Continua*)

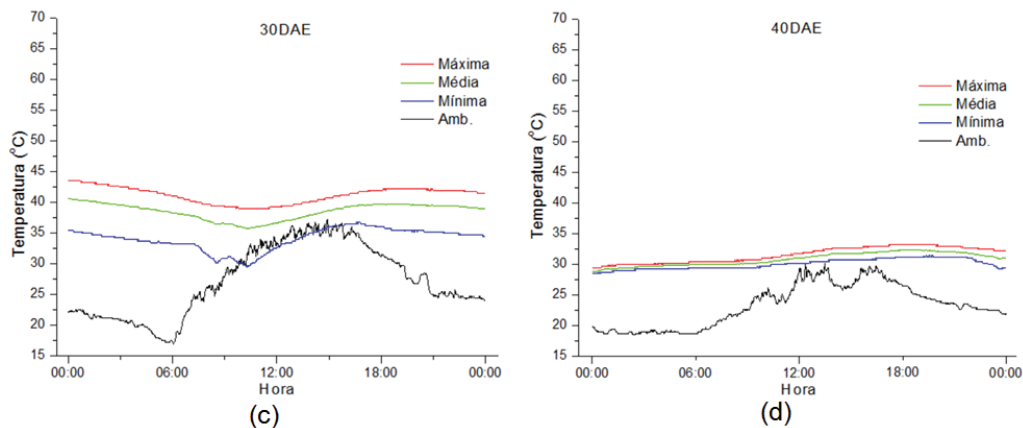


Figura 9.4 Variação diária de temperatura na leira aos 10 (a), 20 (b), 30 (c) e 40 (d) Dias Após o Enleiramento (DAE).
(Continuação)

Na Figura 9.5 são apresentados os dados de todo o período de coleta, ou seja, 70 dias. Para cada objetivo do trabalho pode-se ter uma frequência distinta de coleta. Neste tipo de análise, por exemplo, pode-se afirmar que uma frequência de coleta maior que 1 dado por minuto seria possível.

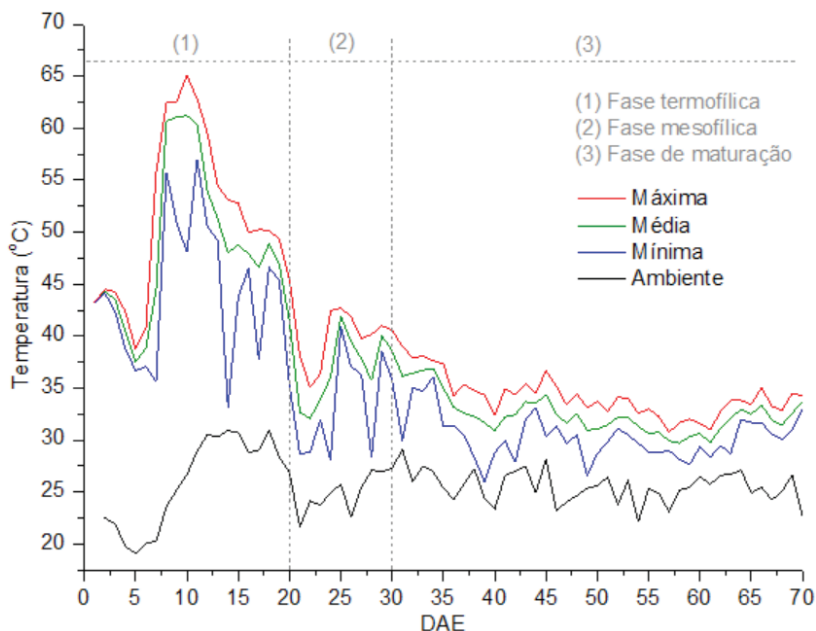


Figura 9.5 Variação da temperatura da leira e temperatura ambiente ao longo dos 70 dias de compostagem.

4.1 Determinação da frequência de coleta de dados

A partir da amostra piloto de tamanho $N = 15938$ (todos os dados coletados), obteve-se uma variância estimada de $s^2 = 88,22977$. Então, substituindo a estimativa da variância e o N na Equação 1, o tamanho da amostra é obtido como função do limite de erro da estimativa B (ou seja, como função da variação do erro admissível).

Os resultados são apresentados na Tabela 9.1 e observa-se que à medida que o limite do erro da estimativa aumenta, o tamanho da amostra diminui e a diferença de uma amostra para outra também é reduzida. Por outro lado, à medida que o tamanho da amostra aumenta, o intervalo de amostragem diminui, por exemplo, se a variação do erro admissível é de 1°C o tamanho da amostra será de 345 (Tabela 9.1), assim, a coleta da temperatura deve ser feita de 46 em 46 minutos, enquanto que para uma amostra de tamanho $n=1297$, a coleta da temperatura deve ser feita de 12 em 12 minutos.

Tabela 9.1 Tamanho da amostra estimada de acordo com o limite de erro de estimativa (em $^\circ\text{C}$) e intervalo de amostragem (em minutos).

| | | | | | | | | | |
|----------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| B | 0,50 | 0,75 | 1,00 | 1,50 | 2,00 | 2,50 | 3,00 | 3,50 | 4,00 |
| n | 1297 | 604 | 345 | 155 | 87 | 56 | 39 | 29 | 22 |
| k | 12 | 26 | 46 | 103 | 183 | 185 | 409 | 550 | 724 |

Nota: B é o limite do erro da estimativa; n é o tamanho da amostra; k intervalo de amostragem.

4.2 Aspectos práticos do uso dos sensores em leiras de compostagem

A instalação de sensores de temperatura em leiras de compostagem, em geral, apresentam dificuldades decorrentes do ambiente úmido e, muitas vezes, com baixos valores de pH. Deste modo, o sistema de cabeamento dos sensores deve ser devidamente isolado, de forma a evitar contato com umidade e resíduos, impedindo, portanto, a degradação dos cabos.

É recomendável que os cabos sejam dispostos longe do chão, minimizando o contato com eventual chorume gerado ao longo do processo. O isolamento deve ser preferencialmente duplo com fita isolante de policloreto de vinila (PVC) e tubo termo retrátil.

A programação deve ser feita de forma a possibilitar que o operador visualize falhas no sistema de forma rápida e simples. Os dados coletados devem ser gravados no cartão de memória e simultaneamente impressos através da porta serial, conectada à saída USB da placa. Isso permite que através do monitor da

IDE de programação do Arduino ou outro programa de terminal, os dados sejam visualizados possibilitando que falhas sejam detectadas sem a necessidade da remoção do cartão SD.

A frequência de coleta dos dados pode ser programada por meio da utilização de pausas na programação. O programador deve considerar o tempo para aquisição da rede de sensores e a esse valor somar o tempo de pausa de forma que a frequência de coleta seja a desejada. É recomendado que no *loop* de execução a impressão dos dados através da porta serial conectada seja configurada antes da pausa. Isso possibilita que o usuário visualize os dados coletados sem a necessidade de aguardar a pausa, o que seria muito tedioso em sistemas onde a frequência de coleta é baixa. Essa medida facilita a detecção de falhas, permitindo que o usuário visualize os dados em tempo real.

A alimentação do sistema pode ser feita por meio de fontes estabilizadas quando o local da compostagem apresenta rede de eletricidade disponível, caso contrário baterias de chumbo de 12V apresentam bom desempenho. É desaconselhável a utilização de baterias de chumbo até a tensão reduzir a valores inferiores a 10V sob pena de perda da capacidade de recarga da bateria. O emprego de bateria de chumbo com capacidade nominal de 60 Ah apresenta queda de tensão de 0,16V por dia, permitindo a utilização por cerca de 12 dias sem a necessidade de recarga.

O *firmware* deve ser programado de forma a criar arquivos de armazenamento de dados no cartão de memória. Esses podem ser do tipo arquivo de texto txt ou arquivo CSV facilmente aberto em *software* de edição de banco de dados como o pacote livre LibreOffice.

A formatação lógica do cartão de memória deve ser FAT16, pois apresenta maior compatibilidade, evitando erros de comunicação com a placa Arduino. A recomendação do fabricante é a utilização de cartões com capacidade máxima de 2 gigabytes, no entanto devido à maior demanda por espaço nos dispositivos modernos, a disponibilidade de cartões de pequena capacidade tem diminuído no comércio. Testes utilizando cartões de até 32 gigabytes de capacidade foram realizados e demonstraram o funcionamento adequado.

5 Conclusão

A automação no processo de coleta de dados de temperatura para estudos relacionados à compostagem é recomendada, principalmente quando se deseja ser mais criterioso no processo de avaliação, pois fornece um número significativo de dados, acarretando em respostas confiáveis e detalhadas.

A frequência ótima da coleta de dados é particular para cada objetivo que se espera do projeto, assim, pode-se estimar uma frequência maior quando forem

necessárias análises diárias e frequência menor quando forem necessárias análises semanais, porém em todos os casos é possível estimar a frequência considerando o erro admissível.

Referências

- ARDUINO. *Libraries*. Disponível em: <<https://www.arduino.cc/en/Reference/Libraries>>. Acesso em: 19 de jun. de 2016.
- BIDONE, F. R. A., POVINELLI, J. Conceitos básicos de resíduos sólidos. São Carlos: EDUSP, 109 p. 1999.
- COTTA, J. A. de O., CARVALHO, N. L. C., BRUM, T. da S., REZENDE, M. O. de O. Compostagem versus vermicompostagem: comparação das técnicas utilizando resíduos vegetais, esterco bovino e serragem. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v.20, n. 1, p. 65-78, 2015.
- D'AUSILIO, A. Arduino: A low-cost multipurpose lab equipment. *Behavior Research Methods*, v.44, n.2, p.305-313, 2012.
- FUJII, K. Y., DITTRICH, J. R., CASTRO, E. A. de, SILVEIRA, E. O. da. Processos de tratamento de resíduos de coqueira e a redução ou eliminação de ovos de larvas infectantes do gênero *Strongylus* ssp. *Arquivos do Instituto Biológico*, v. 81, n. 3, p. 226-231, 2014.
- 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.
- KAMOGAWA, M. Y., MIRANDA, J. C. Uso de hardware de código fonte aberto "Arduino" para acionamento de dispositivo solenoide em sistemas de análises em fluxo. *Química Nova*, v. 36, n. 8, p. 1232-1235, 2013.
- KUBÍNOVÁ, Š., ŠLÉGR, J. Physics demonstrations with the Arduino board. *Physics Education*, v. 50, n. 4, p. 472-474, 2015.
- MICHELS, R. N., CANTERI, M. G., FONSECA, I. C. B., AGUIAR e SILVA, M. A., FRANÇA, J. A. de. Estimation of optimal size of plots for experiments

- with radiometer in beans. *African Journal of Biotechnology*, v. 14, n. 30, p. 2361-2366, 2015.
- MILAN, H. R. de las C., RAVELO, I. G., ÁLVARES, M. D., FABRE, F. DE C., RONDÓN, P. P. P. Sistema automatizado para la determinación de las condiciones de ensayo em los conjuntos agrícolas. *Revista Ciências Técnicas Agropecuárias*, v. 24, n. 2, p. 61-67, 2015.
- MARIN, J. M., MALUTA, R. P., BORGES, C. A., BERALDO, L. G., MAESTA, S. A., LEMOS, M. V. F., RUIZ, U. S., ÁVILA, F. A., RIGOBELLO, E. C. Fate of non O157 Shigatoxigenic *Escherichia coli* in ovine manure composting. *Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia*. v. 66, n. 6, p. 1771-1778, 2014.
- NUNES, M. U. C. Compostagem de resíduos para produção de adubo orgânico na pequena propriedade. *Circular técnico – Embrapa Tabuleiros Costeiros*, Aracaju, n.59, 7p., dez. 2009. Disponível em: <http://www.cpatc.embrapa.br/publicacoes_2010/ct_59.pdf>. Acesso em: 4 jun. 2014.
- POPA, V., POPA, E. Graphical interface for measuring and recording temperature with the DS18B20 digital output sensor. *Pro Ligno*, v. 9, n. 2, p. 28-38, 2013.
- SCHEAFFER, R. L., MENDENHALL III, W., OTT, R. L., GEROW, K. *Elementary survey sampling*, Boston: Cengage Learning, 2012.
- SOUSA, M. M., DRUMOND, L. C. D., NALDI, M. C. Sistema computacional para aquisição automática e disponibilização de dados meteorológicos. *Engenharia Agrícola*, v. 35, n. 3, p. 606-612, 2015.
- SUNADA, N. da S., ORRICO, A. C. A., ORRICO JUNIOR, M. A. P., CENTURION, S. R., OLIVEIRA, A. B. de M., FERNANDES, A. R. M., LUCAS JUNIOR, J. de, SENO, L. de O. Compostagem de resíduo sólido de abatedouro avícola. *Ciência Rural*. v. 45, n. 1, p. 178-183, 2015.

Projetos temáticos como alternativa para o ensino de compostagem: um relato de experiência

Tatiane Cristina Dal Bosco
Cristiane Beatriz Dal Bosco
Rezzadori

Flávia Gonçalves

Resumo: O desenvolvimento de projetos temáticos permite aos alunos analisar os problemas e acontecimentos dentro de um contexto e em sua globalidade, utilizando para isso, os conhecimentos presentes nas disciplinas e sua bagagem sociocultural. Por meio dele, o aprendizado deixa de ser uma mera reprodução do conhecimento, pois o aluno torna-se corresponsável pela sua aprendizagem e o professor torna-se um orientador, a ponte entre o que se sabe e o conhecimento novo. Baseado nestes aspectos, neste capítulo será relatada a experiência do desenvolvimento de um projeto temático na disciplina Gerenciamento e Tratamento de Resíduos Sólidos, do Curso de Engenharia Ambiental da UTFPR – Londrina, experiência que vem sendo realizada desde 2010. A partir da temática “compostagem” os alunos foram levados a analisar o problema levantado, planejar ações, resolver problemas, tomar decisões, desenvolver estratégias e a envolver-se na tarefa de aprendizagem a partir da vivência das mais variadas atividades (pesquisas, trabalhos em grupo e de campo, entre outros). Pode-se afirmar que o trabalho realizado nesta disciplina teve boa aceitação por parte dos alunos, sendo uma proposta alternativa viável para o ensino de engenharia, pois considera a formação global do aluno e torna o processo de ensino e aprendizagem mais significativo, cooperativo e interessante.

Palavras-Chave: Ensino de Engenharia. Gerenciamento e Tratamento de Resíduos Sólidos. Vermicompostagem.

1 Introdução ao estudo

Não é incomum, ao avaliar as propostas de ensino e aprendizagem presentes nas escolas e universidades brasileiras, deparar-se com práticas pedagógicas influenciadas por uma visão tipicamente conservadora, que leva à reprodução do conhecimento com a ênfase apenas na repetição, na memorização e na cópia. Para estes casos, a avaliação ministrada nada mais é do que um indicativo de acúmulo de informações registradas e não necessariamente das capacidades apreendidas pelo aluno (BERBEL et al., 2000). Essa concepção revela que “os alunos se colocam como sujeitos passivos, sempre à mercê das ordens dos professores, lidando com um conteúdo completamente alienado de sua realidade e em situações artificiais de ensino e aprendizagem” (LEITE, 1996).

Essa forma tradicional de ensinar contribui muito pouco para o desenvolvimento do aluno e por isso é preciso ressignificar o espaço educativo, promover a reflexão, a pesquisa e a investigação sobre pressupostos teóricos abordados (SANTOS e BUENO, 2002). A proposta de uma prática pedagógica baseada nestes objetivos atinge seu verdadeiro sentido no que concerne à preparação profissional no ensino superior, o que por fundamento requerer do sujeito uma ampla compreensão da realidade, de modo que, frente a uma adversidade, o mesmo consiga contornar situações desafiadoras por meio do raciocínio e da tomada de decisão, o que lhe exigirá flexibilidade, capacidade de análises, articulações pessoais, entre outros requisitos (BERBEL et al., 2000).

Portanto, segundo Behrens (2000), faz-se necessário promover atividades que permitam a participação ativa do aluno no processo de produção e compreensão do conhecimento, garantindo a ele uma aprendizagem significativa com autonomia. Uma das alternativas que vem de encontro com esta abordagem, sobretudo com a busca por uma visão holística, é o desenvolvimento de projetos de trabalho ou projetos temáticos, que surgiram no início do século passado com os membros da Pedagogia Ativa¹. Conforme defende Hernández (1998),

1 “A Pedagogia Ativa tem como fundamento os estudos do suíço Adolphe Ferrière, que no início do século XX foi um dos primeiros a usar o termo “ativo” em publicações escolares. É uma das bases da “Educação Nova”, tendência pedagógica iniciada na França. Pedagogos como Freinet, Montessori, Steiner ou Decroly também defendem uma metodologia diferente da “tradicional” pedagogia de transmissão. A Pedagogia Ativa é mais flexível que o ensino ‘tradicional’, para o qual há uma referência (programa a seguir) e avaliações para testar o conhecimento. Com métodos ativos, o aluno é enquadrado no processo de aprendizagem, porém se mantém independente e autônomo em sua abordagem. O trabalho é feito em grupos e o aluno é envolvido em situações (reais ou imaginárias) para que possa utilizar suas habilidades e desenvolvê-las durante o treinamento” (MAHÉ, 2016).

Os projetos assim entendidos apontam outra maneira de representar o conhecimento escolar baseado na aprendizagem da interpretação da realidade, orientada para o estabelecimento de relações entre a vida dos alunos e professores e o conhecimento que as disciplinas [...] e outros saberes não disciplinares vão elaborando. Tudo isso para favorecer o desenvolvimento de estratégias de indagação, interpretação e apresentação do processo seguido ao estudar um tema ou um problema que, por sua complexidade, favorece o melhor conhecimento dos alunos e dos docentes de si mesmos e do mundo em que vivem (HERNÁNDEZ, 1998).

Esse enfoque possibilita a análise de problemas e acontecimentos dentro de um contexto e em sua globalidade, utilizando para isso, os conhecimentos presentes nas disciplinas e a bagagem sociocultural do aluno e do professor. A aprendizagem deixa de ser uma mera reprodução do conhecimento para se tornar uma tentativa de resolver uma situação problemática. Ela passa a ser colaborativa, exigindo o envolvimento de todos: o professor deixa de ser o transmissor dos conteúdos para ser um guia, um orientador de caminhos, a ponte entre o que se sabe e o conhecimento novo, ao mesmo tempo em que desperta novas inquietações e questões de investigação; o aluno, por sua vez, que era o receptor das informações, torna-se agora o sujeito do processo, corresponsável e comprometido com a sua aprendizagem, uma vez que necessita buscar soluções aos problemas por ele elaborados.

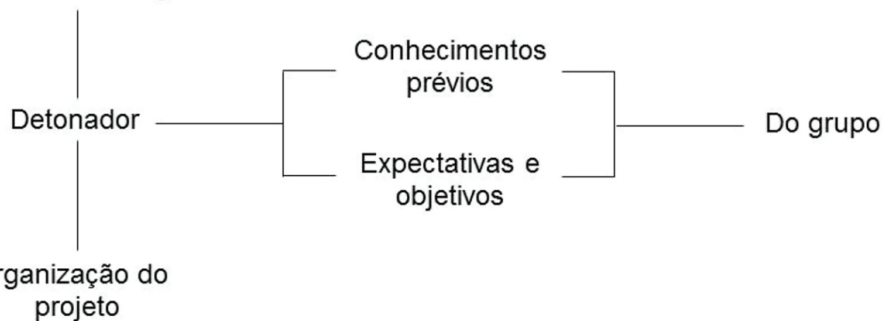
Ao se promover o desenvolvimento de um projeto temático, o tema pode surgir de um aluno, de um grupo de alunos, da turma, do professor ou da própria conjuntura. Independentemente de quem o propõe, deve-se considerar o tratamento dado ao tema escolhido e o envolvimento de todo o grupo no processo, ou seja, o importante é criar condições para que o “problema passe a ser de todos, com um envolvimento efetivo na definição dos objetivos e das etapas para alcançá-los, na participação das atividades vivenciadas e no processo de avaliação” (LEITE, 1996).

Para tanto, três momentos devem ser configurados, conforme pode ser observado na Figura 10.1. Apesar da necessidade da existência desses momentos no desenvolvimento de um projeto, é fundamental destacar que eles não são etapas estanques, mas sim

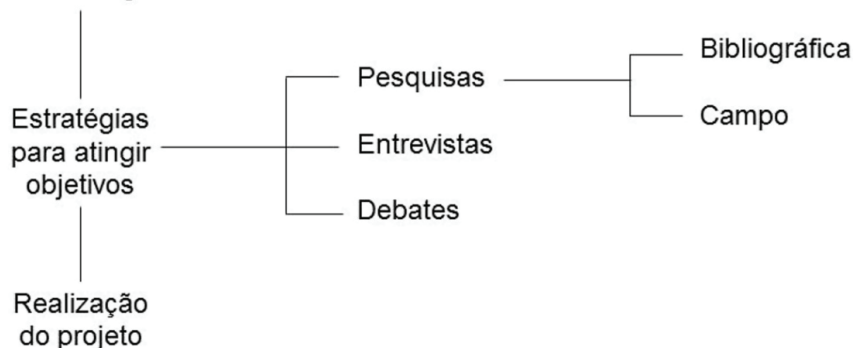
processos contínuos que não podem ser reduzidos a uma lista de objetivos e etapas. Refletem uma concepção de conhecimento como produção coletiva, onde a experiência vivida e a produção cultural sistematizada se entrelaçam, dando significado às aprendizagens construídas. Por sua vez, estas são utilizadas em outras situações, mostrando, assim, que os

educandos são capazes de estabelecer relações e utilizar o conhecimento apreendido, quando necessário (LEITE, 1996).

PROBLEMATIZAÇÃO



ORGANIZAÇÃO



SÍNTESE

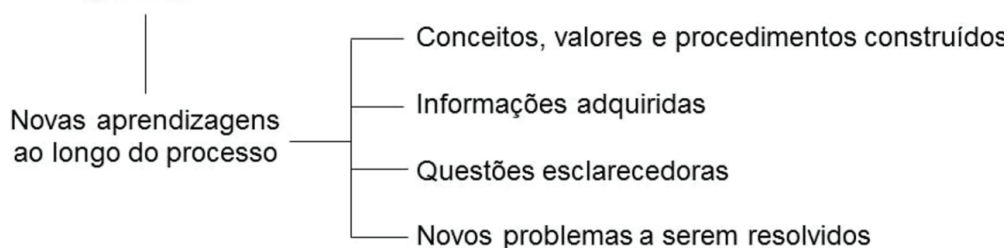


Figura 10.1 Esquema ilustrativo do desenvolvimento de um projeto.

Fonte: LEITE, 1996

Uma vez definido o tema, que pode nascer “do currículo oficial, proceder de uma experiência comum [...], originar-se de um fato da atualidade, surgir de um problema proposto pela professora ou emergir de uma questão que ficou pendente em outro projeto” (HERNÁNDEZ; VENTURA, 1998), acontece a problematização do mesmo. Nesta etapa, os alunos expressam seus conhecimentos e levantam hipóteses sobre o problema em questão. É aqui que o professor percebe o que os alunos já sabem e o que ainda não sabem sobre o tema. É também a partir das questões levantadas nesta etapa que o projeto é organizado pelo grupo (LEITE, 1996).

Posteriormente, acontece o desenvolvimento do projeto. Aqui criam-se as estratégias e propostas de trabalho para buscar respostas às questões e hipóteses levantadas. Os alunos pesquisam sobre o tema, trazem para o grande grupo as informações obtidas, discutem para, então, produzir o conhecimento coletivamente. Nesse processo, a ação do aluno é fundamental, pois eles

descobrem que também têm uma responsabilidade na sua própria aprendizagem, que não podem esperar passivamente que o professor tenha todas as respostas e lhes ofereça todas as soluções, especialmente porque, como já foi dito, o educador é um facilitador e, com frequência, um estudante a mais (HERNÁNDEZ; VENTURA, 1998).

Por fim, realiza-se a síntese do projeto em que são apresentados os resultados da aprendizagem e a avaliação do processo. Na apresentação dos resultados, alunos e professor ordenam as atividades que realizaram durante todo o desenvolvimento do projeto e compartilham o conhecimento obtido entre eles e com a comunidade. A avaliação, por sua vez, é mediada pelo professor que dialoga e discute com os alunos o envolvimento, desenvolvimento e qualidade do que foi proposto.

Entendida nessa perspectiva, a opção pelo desenvolvimento de projetos temáticos possibilita uma aprendizagem pluralista e o acesso a maneiras diferenciadas de aprender (BEHRENS; JOSÉ, 2001). De modo geral, a inclusão de projetos no contexto da aprendizagem leva o aluno inicialmente a um contato mais direto com a pesquisa, gerando posteriormente discussões coletivas críticas e reflexivas que lhes proporciona a convivência com a diversidade de opiniões, fazendo das atividades metodológicas situações de aprendizagem significativas para todos que dela participam.

Deste modo, a fim de apresentar um relato pautado neste tipo de proposta pedagógica, este capítulo apresenta a análise do projeto temático intitulado “Projeto de Compostagem” realizado no primeiro semestre de 2015, com 24 alunos

matriculados na disciplina Gerenciamento e Tratamento de Resíduos Sólidos, do Curso de Engenharia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná – câmpus Londrina. O projeto teve por objetivo proporcionar aos alunos a vivência de uma situação concreta para o tratamento de resíduos sólidos por meio da técnica da compostagem.

2 O desenvolvimento do projeto de compostagem

A professora responsável pela disciplina escolheu o tema Compostagem por se tratar de uma técnica de ampla aplicação no tratamento de resíduos sólidos e porque a Política Nacional de Resíduos Sólidos, promulgada pela Lei n. 12305/2010 (BRASIL, 2010) sugere a adoção desta técnica para os municípios tratarem a fração orgânica de seus resíduos, aumentando a vida útil de aterros sanitários, que devem ser destinados a receber apenas rejeitos. Deste modo, trata-se de um tema de suma importância para o engenheiro ambiental que vivenciará na prática da profissão situações que demandarão dele habilidades para a condução de processos de tratamento por meio desta técnica.

Conforme pode ser observado na Figura 10.2, a primeira etapa do projeto foi a problematização, em que os alunos foram estimulados a pensar em resíduos do meio urbano ou rural passíveis de serem tratados por meio da compostagem e que representassem um passivo ambiental se não bem gerenciados, como por exemplo, dejetos animais, restos de comida provenientes de restaurantes, podas de árvores, resíduos agroindustriais, entre outros. Tal decisão esteve pautada nas experiências pessoais, nas visitas técnicas realizadas ao longo do curso, no local onde residem ou estagiam, em palestras em que participam e conhecem a realidade dos passivos ambientais relacionados a resíduos no âmbito local/regional.

Uma vez realizado esse momento inicial, a professora apresentou a abordagem teórica do tema “compostagem”, que contemplou a definição, importância para o gerenciamento de resíduos sólidos, vantagens da realização do processo, explicação quanto aos resíduos que podem ser compostados, parâmetros que precisam ser monitorados ao longo do processo, métodos para sua realização e, por fim, o dimensionamento de pátios de compostagem.

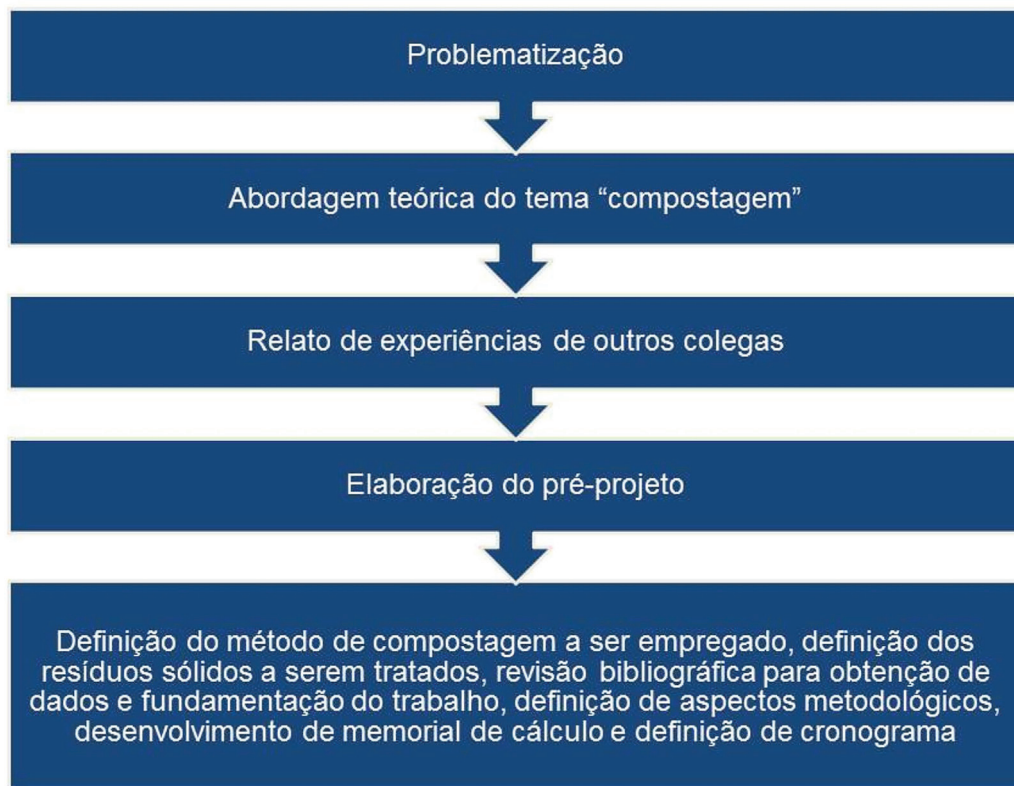


Figura 10.2 Momentos do desenvolvimento do projeto.

Em busca de maiores informações sobre a temática, alunos que já haviam realizado a disciplina e desenvolvido projetos de compostagem foram convidados a apresentar suas experiências e ressaltar dicas práticas para a condução do processo. A partir deste embasamento teórico-prático, os alunos se organizaram em grupos de quatro pessoas e foram direcionados para a elaboração de um pré-projeto, que continha: Introdução, Objetivos, Metodologia, Resultados esperados, Cronograma e Referências bibliográficas. Neste pré-projeto foram especificados os resíduos a serem utilizados, o método, os cálculos de quantidades de resíduos e o dimensionamento do pátio de compostagem. Para tanto, necessitaram fazer pesquisas na região para verificar onde conseguir os resíduos para a compostagem e pensar na justificativa do projeto, visando resolver uma problemática real do gerenciamento de resíduos sólidos.

Este pré-projeto foi corrigido pela professora, que deu *feedback* aos grupos, de modo a realizarem possíveis correções e a pensarem em detalhes práticos da metodologia. Em seguida, definiu-se um dia para a execução do projeto, ou seja, para a montagem das leiras de compostagem. A partir de então, diariamente

os alunos precisavam coletar, manualmente, dados de temperatura, monitorar a umidade e, ao menos duas vezes por semana, promover a aeração por meio de revolvimentos manuais. Quatro aulas de laboratório, para monitoramento de parâmetros físico-químicos foram realizadas ao longo do processo. O monitoramento teve duração aproximada de 60 dias.

No momento da síntese das atividades, os alunos foram orientados a elaborar um relatório técnico, contendo: Introdução, Objetivos, Metodologia, Resultados e Discussão, Conclusões, Referências bibliográficas e Avaliação pessoal dos integrantes do grupo acerca do processo de aprendizagem proporcionado pelo projeto. Depois de entregue o relatório, os alunos fizeram a sua apresentação em sala de aula, utilizando-se de slides e projeções, para socializar a experiência, avaliar e receber o *feedback* acerca dos resultados e do processo.

Por fim, um questionário, composto pelas questões abaixo, foi respondido pelos alunos envolvidos com o intuito de obter uma avaliação do processo vivenciado.

- De 0 a 10, que nota você atribui ao projeto de compostagem utilizado no processo de ensino e aprendizagem?
- A aprendizagem do tema compostagem por meio de projeto foi válida?
- Qual é a importância do projeto de compostagem para a sua formação?

As respostas obtidas foram catalogadas e serão apresentadas e discutidas a seguir, juntamente com a análise do projeto realizado.

3 Análise dos resultados

Conforme discutido anteriormente, a escolha do tema a ser desenvolvido em um projeto pode ser apontado tanto pelo professor quanto pelo aluno. O importante é que o tema escolhido propicie crescimento e o envolvimento de todos. A temática “Compostagem” foi de grande relevância uma vez que é um assunto de vasta aplicação no tratamento de resíduos sólidos, relativamente fácil de ser realizada e de baixo custo, o que possibilita o uso dessa técnica pelo engenheiro ambiental para a solução de passivos ambientais em diferentes situações. A sua escolha garantiu uma nova organização dos conteúdos estudados tendo em vista que alunos e professora estiveram envolvidos em discussões e atividades voltadas para o conhecimento da temática em questão.

Definido o tema, deve-se considerar o que os alunos já sabem sobre o mesmo. É a partir daí que o projeto pode ser organizado e desenvolvido. A partir dos relatos apresentados pelos alunos, pôde-se perceber que a maior parte conhecia pouco sobre o tema e quando o conhecia, estas informações careciam de maior detalhamento e fundamentação. Por este motivo, foi de fundamental importância a abordagem teórica do assunto e o relato de experiências apresentado pelos colegas que já haviam cursado a disciplina e vivenciado um momento semelhante.

No desenvolvimento do projeto, notou-se que os alunos se sentiam inicialmente confusos e dependentes da professora no momento de definição dos resíduos e dos métodos de compostagem. Havia insegurança na tomada de decisão e na busca de soluções para problemas que eles mesmos levantaram. Além disso, não acreditavam que poderiam ser corresponsáveis pela aprendizagem e que conseguiriam produzir o seu próprio conhecimento. No entanto, conforme o cronograma foi sendo cumprido, passaram a compreender seu papel no processo de ensino e aprendizagem e, mediados pela professora, tornaram-se agentes do processo e cumpridores dos compromissos firmados com o grupo para a construção individual e coletiva do conhecimento.

Os conteúdos trabalhados nas disciplinas do curso deixaram de ser cumulativos para se tornar uma alternativa para resolver a situação-problema proposta, sanar os conflitos gerados, aprofundar as necessidades e auxiliar na formação global do aluno. Pode-se citar como exemplo os conhecimentos advindos de áreas como a Química, Matemática, Biologia e Gestão.

Com relação à síntese do projeto, notou-se que os alunos foram capazes de confrontar a teoria e a prática, apresentaram explicações para os resultados obtidos e se deram conta da importância do trabalho coletivo para o sucesso do projeto proposto. Além disso, fizeram sugestões para futuras experiências e sentiram-se motivados a compartilhá-las com os demais colegas e professores, bem como a conduzir processos de compostagem na sua atuação profissional futura.

Por fim, quando convidados a atribuir uma nota para o projeto de compostagem vivenciado, observa-se que 95% dos alunos atribuíram nota acima de 8 (Figura 10.3).

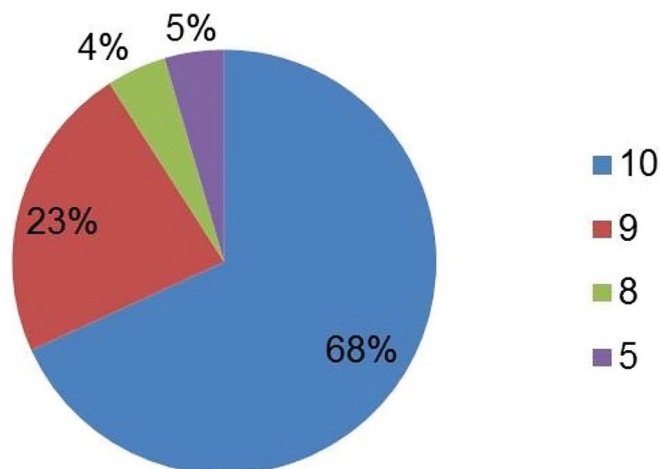


Figura 10.3 Notas atribuídas pelos alunos (de 0 a 10) para o projeto de compostagem utilizado no processo de ensino-aprendizagem.

Pode-se inferir a partir das notas atribuídas e dos relatos apresentados pelos alunos acerca do trabalho realizado, que o desenvolvimento do referido projeto temático teve uma boa aceitação por parte dos alunos envolvidos. Segundo os relatos abaixo apresentados, apesar de ser uma proposta diferenciada, que demanda tempo e envolvimento, cansativa por requerer o monitoramento do processo diariamente por cerca de dois meses, ela despertou o interesse e tornou o ensino e a aprendizagem dos conceitos mais significativos uma vez que o aluno conseguiu vivenciar na prática o que poderia ser trabalhado apenas na teoria.

1. *“Muito importante do ponto de vista prático. Vimos na prática a teoria. E isso é necessário”.*
2. *“Dá trabalho. Porém, é muito válido adquirir prática em algo que podemos trabalhar. No final, valeu a pena. Foi gratificante”.*
3. *“Muito bom! Foi um dos trabalhos mais interessantes que fiz durante o curso até agora”.*

No que diz respeito à importância do trabalho com projeto para a formação dos alunos, destacaram-se os seguintes comentários:

1. *“Acredito que tenha sido uma ótima forma de aprendizado ter feito esta prática. Com certeza para o futuro, caso for preciso utilizar a compostagem, já saberemos como proceder e o que evitar”.*
2. *“A proposta mostrou-se extremamente didática e proveitosa”.*
3. *“Apesar do tempo da presente atividade ser relativamente longo, demandando tempo durante o semestre todo, por vezes sendo cansativa com relação à frequência das aferições da temperatura, a prática foi, sem sombra de dúvidas, a melhor atividade do curso, uma vez que pudemos compreender tecnicamente um novo método para dispor os resíduos orgânicos, uma vez que os aterros se encontram cada vez mais saturados”.*
4. *“O trabalho de compostagem foi realmente muito proveitoso e legal de se realizar. Proveitoso no sentido de saber detalhadamente e na prática o funcionamento da compostagem, que pode ser uma grande opção no gerenciamento de resíduos. E legal, pois foi uma atividade diferente, em que nós realmente podemos nos sentir aplicando aquilo que aprendemos na sala de aula, tendo responsabilidades quase que diariamente para monitoramento do processo, assim como experimentar de uma forma mais realista o espírito do trabalho em equipe e de divisão de tarefas”.*
5. *“Minha sugestão é a flexibilização, fazendo menor e em casa. Eu sei que isso poderia gerar um certo descontrole, mas imagina que bacana seria se toda a família participasse. Isso poderia acabar se tornando uma rotina em casa”.*

A partir da avaliação realizada pelos alunos, percebeu-se que o desenvolvimento do projeto temático em questão foi uma proposta pedagógica importante para a formação dos futuros engenheiros uma vez que ela proporcionou a eles um maior envolvimento com o processo de ensino e aprendizagem e um posicionamento crítico, criativo, reflexivo e construtivo frente à comunidade na resolução de problemas.

Além disso, a partir de interações, cooperações, trocas e comprometimentos entre alunos e educadores, ela garantiu a formação de profissionais capacitados para resolver problemas reais e buscar respostas às suas inquietações, pois permitiu conhecer e intervir no real, uma vez que estas duas instâncias não se encontram dissociadas.

Por fim, observou-se que o valor atribuído à experiência não se limitou apenas à aprendizagem em âmbito acadêmico, mas também despertou o interesse em disseminar a técnica da compostagem com a família e a comunidade, uma vez que perceberam que é de simples realização, baixo custo, possibilita a transformação de um resíduo orgânico em um composto para uso no solo e que o processo, se bem conduzido, não atrai vetores, não gera chorume e não é mal cheiroso, podendo ser perfeitamente realizado desde um ambiente doméstico até em escalas industriais ou municipais.

4 Considerações finais

O desenvolvimento de projetos temáticos ressignifica o ambiente educativo, transformando-o em um espaço interativo e aberto às múltiplas dimensões do real, em especial, na forma de lidar com os conteúdos das diversas áreas e na configuração daquilo que se entende por ensino e aprendizagem. Nesta proposta, o conhecimento foi construído dentro de um contexto que proporcionou ao aluno o acesso às informações, à investigação, ao aprender a aprender, desafiando-o a buscar uma formação humana, crítica e competente, baseada em uma visão holística para a resolução de seus futuros trabalhos.

O projeto de trabalho realizado na disciplina Gerenciamento e Tratamento de Resíduos Sólidos teve boa aceitação por parte dos alunos, sendo uma proposta alternativa viável para o Ensino de Engenharia, pois considerou a formação global do aluno e tornou o processo de ensino e aprendizagem mais significativo, cooperativo e interessante. Conforme defende Leite (1996), foi possibilitado aos alunos aprender

participando, vivenciando sentimentos, tomando atitudes diante dos fatos, escolhendo procedimentos para atingir determinados objetivos. Ensina-se não só pelas respostas dadas, mas principalmente pelas experiências proporcionadas, pelos problemas criados, pela ação desencadeada.

Referências

- BEHRENS, M. **O paradigma emergente e a prática pedagógica**. Curitiba: Champagnat, 2000.
- BEHRENS, M.A.; JOSÉ, E.M.A. Aprendizagem por projetos e os contratos didáticos. *Diálogo educacional*, n. 3, v. 2, p. 79-98, 2001.
- BERBEL. N.A.N.; CARVALHO, M. de; DE SORDE, M. R. L.; GIANNASI, M. J.; GUARIENTE, M. H. D. M.; OLIVEIRA, C. C.; SOUZA, M. I. P. de O.; RODRIGUES, S. C.. Avaliação da aprendizagem no ensino superior: Um projeto integrado de investigação através da metodologia da problematização. In: Reunião Anual da ANPED, n. 23, 2000. Caxambu-MG. *Anais...*, Caxambu: ANPED, p. 6, 2000.
- BRASIL. Lei nº 12305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998 e dá outras providências. *Diário Oficial da União República Federativa do Brasil*, Brasília, DF, 3 ago. 2010b. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm>. Acesso em: 22 fev. 2014.
- HERNÁNDEZ, F. **Transgressão e mudança na educação: os projetos de trabalho**. Trad. Jussara Haubert Rodrigues. Porto Alegre, ArtMed, 1998.
- HERNÁNDEZ, F; VENTURA, Montserrat. **A organização do currículo por projetos de trabalho**. Trad. Jussara Haubert Rodrigues. Porto Alegre, ArtMed, 1998.
- LEITE, L. H. A. Pedagogia de projetos: intervenção no presente. *Presença Pedagógica*. Belo Horizonte, n.8, v.2, p.25-33, 1996. Disponível em: < <https://edufisescolar.files.wordpress.com/2011/03/pedagogia-de-projetos-de-lc3ba-cia-alvarez.pdf>>. Acesso em: 06 dez. 2016.
- MAHÉ, V. **A pedagogia ativa**. 2016. Disponível em: < <http://www.pedagogiativa.org/pedagogia-ativa->>>. Acesso em: 05 dez. 2016.
- SANTOS, G.M. **A metodologia de aprendizagem por projetos e a prática pedagógica no ensino superior**, 10p. 2002. Disponível em: < http://www.portalanped-sul.com.br/admin/uploads/2004/Poster/Poster/02_31_10_A_METODOLOGIA_DE_APRENDIZAGEM_POR_PROJETOS_E_A_PRATICA_PEDAG.pdf > Acesso em: 20 out. 2016.