



**Cátia Araujo Farias**

# **Resíduos orgânicos alternativos nos processos de compostagem e vermicompostagem**

Cátia Araujo Farias

RESÍDUOS ORGÂNICOS ALTERNATIVOS NOS  
PROCESSOS DE COMPOSTAGEM E  
VERMICOMPOSTAGEM

UNIFESO

2019

## **CONSELHO DIRETOR**

Antônio Luiz da Silva Laginestra  
**Presidente**

Jorge Farah  
**Vice-Presidente**

Luiz Fernando da Silva  
**Secretário**

José Luiz da Rosa Ponte  
Kival Simão Arbex  
Paulo Cezar Wiertz Cordeiro  
Wilson José Fernando Vianna Pedrosa  
**Vogais**

Luis Eduardo Possidente Tostes  
**Diretor Geral**

## **CENTRO UNIVERSITÁRIO SERRA DOS ÓRGÃOS – UNIFESO**

Antônio Luiz da Silva Laginestra  
**Chanceler**

Verônica Santos Albuquerque  
**Reitora**

José Feres Abido de Miranda  
**Pró-Reitor Acadêmico**

Elaine Maria de Andrade Senra  
**Diretora de Pós-Graduação, Pesquisa e Extensão**

Edenise da Silva Antas  
**Diretora de Educação a Distância**

Ana Maria Gomes de Almeida  
**Diretora do Centro de Ciências Humanas e Sociais**

Mariana Beatriz Arcuri  
**Diretora do Centro de Ciências da Saúde**

Vivian Telles Paim  
**Diretora do Centro de Ciências e Tecnologia**

Michele Mendes Hiath Silva  
**Diretoria de Planejamento**

Solange Soares Diaz Horta  
**Diretoria Administrativa**

Rosane Rodrigues Costa  
**Diretoria Geral do Hospital das Clínicas de Teresópolis Costantino Ottaviano**

Roberta Franco de Moura Monteiro  
**Diretoria do Centro Educacional Serra dos Órgãos**

Copyright© 2019

Direitos adquiridos para esta edição pela Editora UNIFESO

**Coordenação Editorial**

João Cardoso de Castro

**Assessoria Editorial**

Jessica Motta da Graça

**Diagramação**

Jessica Motta da Graça

**Capa**

**Thiago Pereira Dantas (Thierry)**

**Cátia Araujo Farias**

**Revisão realizada pelo autor**

F238 Farias, Cátia Araújo

Resíduos orgânicos alternativos nos processos de compostagem e vermicompostagem. / Cátia Araújo Farias. --- Teresópolis: Editora UNIFESO (Coleção FESO), 2019.

150 p.

ISBN: 978-85-93361-31-9

Inclui bibliografia

1. Resíduo sólido. 2. Resíduo orgânico. 3. Tratamento do resíduo sólido. 4. Estação de compostagem. 5. Aterro sanitário. 6. Humus. I. Farias, Cátia Araújo. II. Título.

CDD 628.445

**EDITORA UNIFESO**

Avenida Alberto Torres, nº 111

Alto - Teresópolis - RJ - CEP: 25.964-004

Telefone: (21)2641-7184

E-mail: [editora@unifeso.edu.br](mailto:editora@unifeso.edu.br)

Endereço Eletrônico: [www.unifeso.edu.br](http://www.unifeso.edu.br)

## Coleção FESO

A **Coleção FESO**, desde 2004, tem sido o principal meio de difusão da produção acadêmica do Centro Universitário Serra dos Órgãos - UNIFESO, realizada a partir das atividades de ensino, pesquisa e extensão dos seus cursos de graduação e pós-graduação, assim como das suas unidades assistenciais e administrativas.

Primando pela qualidade dos produtos editorados e publicados, a Editora UNIFESO publica conteúdos relevantes nas mais diversas áreas do conhecimento através de um cuidadoso processo de revisão e diagramação.

É uma das mais importantes contribuições da Instituição para a sociedade, uma vez que a sua divulgação influencia na recondução de políticas e programas na esfera pública e privada, de forma a fomentar o desenvolvimento social da cidade e região. Todo esse processo fortalece o projeto de excelência do UNIFESO como Centro Universitário. Nossas publicações encontram-se subdivididas entre as seguintes categorias:

**Série Teses:** Contempla as pesquisas defendidas para obtenção do grau de “Doutor” em programas devidamente autorizados ou credenciados pela CAPES, publicadas em formato de livro.

**Série Dissertações:** Abarca as pesquisas defendidas para obtenção do grau de Mestre.

**Série Pesquisas:** Contempla artigos científicos, resenhas e resumos expandidos/textos completos. Estas produções são divulgadas em formato de livros (coletâneas), periódicos ou anais.

**Séries Especiais:** Esta publicação contempla textos acadêmicos oriundos de processo de certificação de docentes como pós-doutores.

**Série Produções Técnicas:** Abrange produções técnicas advindas de trabalhos de docentes, discentes e funcionários técnico-administrativos sobre uma área específica do conhecimento que contemplem produtos ou serviços tecnológicos (com ou sem registro de proteção intelectual); processos ou técnicas aplicados; cartas e mapas geográficos. As formas de divulgação destas produções podem ser em meios impressos ou digitais, no formato de cartilhas, POPs (Procedimento Operacional Padrão), relatórios técnicos ou científicos e catálogos.

**Série Materiais Didáticos:** Reúne os trabalhos produzidos pelos docentes e discentes com vinculação aos componentes curriculares previstos nos projetos pedagógicos dos cursos ofertados no UNIFESO.

**Série Arte e Cultura:** Abarca as produções artístico-culturais realizadas por docentes, técnicos-administrativos, estudantes, instrutores de cursos livres e

artistas locais, assim como as produções desenvolvidas junto aos eventos do Centro Cultural FESO Pró-Arte (CCFP), podendo ser constituída por livros, partituras, roteiros de peças teatrais e filmes, catálogos etc.

**Série Documentos:** Engloba toda a produção de documentos institucionais da FESO e do UNIFESO.

A abrangência de uma iniciativa desta natureza é difícil de ser mensurada, mas é certo que fortalece ainda mais a relação entre a comunidade acadêmica e a sociedade. Trata-se, portanto, de um passo decisivo da Instituição no que diz respeito a compreensão sobre a importância da difusão de conhecimentos para a formação da sociedade que queremos: mais crítica, solidária e capaz de enfrentar as dificuldades que se apresentam.

Desejo a todos uma ótima leitura!

*Elaine Maria de Andrade Senra*

**Diretora de Pós-Graduação, Pesquisa e Extensão – UNIFESO**

*Aos meus pais, in memoriam, dedico este trabalho.*

# ÍNDICE

PREFÁCIO	11
INTRODUÇÃO	14
2. REVISÃO DE LITERATURA	17
2.1. Classificação e composição dos resíduos sólidos	17
2.2. Características dos resíduos sólidos	22
2.3. Disposição dos resíduos sólidos - riscos de contaminação	25
2.4. Disposição e tratamento de resíduos sólidos	26
2.4.1. Aterro sanitário	26
2.4.2. Usina de incineração	32
2.4.3. Usina de compostagem	33
2.5. Compostagem	34
2.6. Vermicompostagem	38
2.6.1. Características gerais das matérias-primas ou substratos	41
2.6.2. Características gerais das minhocas	45
2.6.3. Eficiência do emprego da vermicompostagem na produção de húmus a partir de resíduos sólidos	47
3. MATERIAIS E MÉTODOS	50
3.1. Local	50
3.2. Matéria-prima utilizada como substrato	51
3.3. Emprego da espécie <i>Eisenia foetida</i>	52
3.4. Montagem do experimento	52
3.4.1. Construção das células	52
3.4.2. Preparo das células-tratamento	54
3.4.4. Procedimentos na condução do experimento	56
3.5 Caracterização física, química e biológica do substrato	57

<b>3.6 Sistema automático de medição de temperatura</b>	<b>57</b>
<b>3.7 Modelo cinético para avaliação da taxa de decomposição</b>	<b>59</b>
<b>3.8. Análise estatística</b>	<b>60</b>
3.8.1. Análise de variância multivariada a dois fatores (MANOVA two-way)	60
3.8.2. Teste de Kruskal-Wallis	63
<b>4. RESULTADOS E DISCUSSÕES</b>	<b>66</b>
<b>4.1. Resíduos orgânicos</b>	<b>66</b>
4.1.1. Resíduos orgânicos no processo de compostagem	66
<b>PARÂMETRO</b>	<b>67</b>
4.1.2. Resíduos orgânicos no processo de vermicompostagem	67
<b>4.2. Temperatura</b>	<b>68</b>
4.2.1. Temperatura durante o processo de compostagem	68
4.2.2. Temperatura no final do processo de compostagem	70
4.2.3. Temperatura no processo de vermicompostagem	72
<b>4.3. Umidade</b>	<b>74</b>
4.3.1. Teor de umidade no processo de compostagem	74
4.3.2. Teor de umidade no processo de vermicompostagem	79
<b>4.4. Resultados das análises do modelo cinético</b>	<b>82</b>
4.4.1. Teor de matéria orgânica total no processo de compostagem	82
4.4.2. Teor de matéria orgânica total no processo de vermicompostagem	85
<b>4.5 C total, N total e relação C:N</b>	<b>87</b>
4.5.1 Teor de C total, N total e relação C:N no processo de compostagem	87
4.5.2. Teor de C total, N total e relação C:N no processo de vermicompostagem	92
<b>4.6 P total e K total</b>	<b>98</b>
4.6.1 Teor de P total e K total no processo de compostagem	98
4.6.2 Teor de P total e K total no processo de vermicompostagem	100
<b>4.7. Ca total e Mg total</b>	<b>102</b>
4.7.1 Teor de Ca total e Mg total no processo de compostagem	102
<b>4.8 Zn total, Mn total e Cu total</b>	<b>104</b>
4.8.1 Teor de Zn total, Mn total e Cu total no processo de compostagem	104
4.8.2 Teor de Zn total, Mn total e Cu total no processo de vermicompostagem	105
<b>4.9 Coliformes totais e fecais</b>	<b>106</b>
4.9.1 Número mais provável (NMP) de coliformes totais e fecais nos processos de compostagem e de vermicompostagem	106
<b>4.10 Análise Estatística</b>	<b>108</b>
4.10.1 Teste de Kruskal-Wallis para a variável Matéria Orgânica Total (MOT)	109
4.10.2 Teste de Kruskal-Wallis para a variável Carbono Total (CT)	112
4.10.3 Teste de Kruskal-Wallis para a variável Nitrogênio Total (N)	114

---

4.10.4 Teste de Kruskal-Wallis para a variável relação Carbono / Nitrogênio (C:N)	117
4.10.5 Teste de Kruskal-Wallis para a variável Fósforo (P).	120
4.10.6 Teste de Kruskal-Wallis para a variável Potássio (K).	122
4.10.7 Teste de Kruskal-Wallis para a variável Sólidos Totais Fixos (STF).	125
4.10.8 Teste de Kruskal-Wallis para a variável Coliformes Totais (CTotais).	125
4.10.9 Teste de Kruskal-Wallis para a variável Coliformes Fecais (CFecais).	126
5. RESUMO E CONCLUSÕES	128
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	131
SOBRE O AUTOR	143

## PREFÁCIO

Resíduos Orgânicos Alternativos nos Processos de Compostagem e Vermicompostagem representa uma parcela ínfima de contribuição para os estudos de saneamento básico no Brasil. Este estudo fez parte do Programa de Pesquisa em Saneamento Básico – PROSAB, financiado pela FINEP, pelo CNPq e pela Caixa Econômica Federal (CAIXA), no desenvolvimento de estudos e projetos relacionados aos resíduos sólidos de origem urbana e de coletas especiais. Na ocasião, tivemos a grata satisfação de participar com essa pesquisa junto à EESC-USP e outras pesquisas relacionadas ao tema, com os participantes da rede de pesquisa formada com esse programa, como a UNICAMP, a UFSCar, a UFMT e a UNISINOS. Com isso, houve a possibilidade de compartilhamento de outros estudos que nos proporcionou engajamento e ampliação dos conhecimentos científicos para um entendimento da relação solo-planta, no que tange as propriedades físico-químicas do solo quanto controlador de suprimento e perdas de nutrientes, bem como quanto à cinética de absorção/aquisição de nutrientes pelas plantas, base de minha especialização em Solos e Nutrição de Plantas.

A compostagem e a vermicompostagem na reciclagem de resíduos orgânicos domiciliares são processos alternativos de redução na disposição desses resíduos. Tais processos muito contribuem no âmbito da sustentabilidade ambiental, uma vez que reprocessa descartes volumosos desses resíduos que são produzidos diariamente pela ação humana. Uma alternativa comportamental sustentável de disposição de resíduos surge com tais técnicas, auxiliando na proposta de educação ambiental, quanto à minimização de impactos ambientais advindos dessa prática concebida pelos processos da vida cotidiana das grandes, médias e pequenas aglomerações, como também no gerenciamento de resíduos sólidos estabelecidos com a Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei 12.305/2010), constituindo critérios comportamentais de gestão do próprio resíduo domiciliar.

Nosso trabalho de pesquisa buscou estudar a associação de substratos alternativos em diferentes proporções de volume com a fração orgânica de resíduos sólidos urbanos, atendendo a proposta do programa. Pelo observado, na condução do trabalho, quaisquer substratos podem ser empregados nos processos de compostagem e de vermicompostagem. No entanto, é necessário

observar certas características desses resíduos para prever qual o emprego mais adequado do produto gerado, uma vez que de alguma forma pode-se estar introduzindo contaminantes ao meio. Neste sentido, outros estudos vêm sendo desenvolvidos para que os produtos gerados da compostagem, principalmente, tenham destinação que não cause contaminação nos solos. Dos substratos que estudamos, podemos observar que houve uma preferência alimentar da minhoca “Vermelha da Califórnia” (*Eisenia foetida*) para o esterco bovino (E) e resíduo de poda/capina (R). Essa seletividade degustativa deve-se a algumas características como a constituição dos materiais em termos de microflora, macroflora, tamanho das partículas, condição de retenção de água, evidenciando que tais condições alimentares podem ser suprimidas quando outros fatores ambientais forem limitantes, como a escassez de água no ambiente.

Esse estudo possibilitou observarmos ainda, que a taxa relativa de decomposição dos resíduos (K) incorporados, permaneceu constante, independentemente dos diferentes substratos empregados e dos teores de inóculo massal. Isto nos sugere que experimentos que se queiram avaliar a velocidade de decomposição com a introdução de resíduos orgânicos, na função de inóculo massal, esse poderia ser a uma dosagem de 50% em volume, por exemplo, sendo conduzido com uma testemunha ou controle, por um período de 60 dias, durante o verão. Com isso, seria possível verificar a influência ou não desse inóculo na velocidade de decomposição e, conseqüentemente, se determinaria a taxa relativa de decomposição K. No caso dos valores de K obtidos, a 50% e a 100% do substrato serem constantes, torna-se possível a determinação do teor de matéria orgânica total no instante final da compostagem (T<sub>2</sub>), para qualquer proporção (diferente de 50% e 100%) que se tenha de substrato, uma vez que  $n(T_2) = K \cdot n(T_1)$ , sendo  $n(T_1)$  o teor de matéria orgânica inicial. Desta maneira, se K for constante para os experimentos a 50% e a 100% do substrato, outros ensaios envolvendo diferentes percentagens do mesmo tornam-se desnecessários. E isto permitiria uma redução de etapas em experimentos de interesse que envolvam processos de compostagem e de vermicompostagem. Dessa forma, no estudo da avaliação da decomposição de resíduos, a velocidade de decomposição e a taxa K representam os parâmetros mais adequados para uma melhor análise quantitativa do que possa estar ocorrendo no processo.

É necessário verificar, mais detalhadamente, as características do material que poderá servir de inóculo massal, uma vez que essas podem interferir nas rotas bioquímicas do processo de decomposição dos resíduos. A integração desses dois processos para o tratamento e reciclagem de resíduos sólidos tem sido uma alternativa de “enriquecimento” de fatores físico-químicos que favorecem uma adubação do solo mais eficaz. Com a compostagem, que consideramos como primeiro estágio de transformação dos resíduos tem-se a produção do composto orgânico, de característica mais estável. Reprocessando-o a partir da vermicompostagem, esse composto orgânico se modifica, adquirindo aspecto mais estável com relação ao estágio de maturação, ganhando uma aparência mais de adubo (cor, odor, estrutura e textura).

O produto gerado a partir do processo de decomposição apresenta os mesmos teores de nutrientes disponíveis existentes na matéria-prima que o gerou. No entanto, observa-se que os processos estudados apenas os disponibilizam, não havendo, portanto, ganhos substanciais em conteúdo de nutrientes que qualifique o composto gerado como um substituto de fertilizantes.

Ambos os processos (compostagem e vermicompostagem) devem ser incentivados nas gestões públicas de municípios de médio a pequeno porte, e incluindo nas práticas de Educação Ambiental nos estabelecimentos urbanos, tanto de serviços como nos de processos de formação educacional para o tratamento de resíduos sólidos de origem orgânica, em pequena escala, em decorrência da necessidade de constante monitoramento, demandando maior emprego de mão-de-obra e energia.

Desejo que as práticas aqui trabalhadas possam inspirá-los na adoção de outras para a garantia da sustentabilidade de nosso ambiente.

Profa. Dra. Cátia Araujo Farias  
PhD em Recursos Hídricos

## INTRODUÇÃO

O desenvolvimento industrial, o crescimento desordenado das cidades e a superpopulação têm sido considerados alguns dos problemas críticos que podem levar à degradação ambiental, devido aos seus agentes poluidores. O acúmulo de quantidades consideráveis de resíduos sólidos industriais e urbanos constitui um dos maiores problemas da civilização moderna, cujas soluções demandam emprego maciço de capital e energia.

A Pesquisa Nacional de Saneamento Básico, concluída pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE (1995), revelou que são produzidos cerca de 32 Mt/ano de resíduos sólidos no país, sendo 60% coletados. Desses, apenas 23% sofrem alguma forma de tratamento ou disposição final, sendo o restante despejado em áreas sem tratamento algum, nem melhoria nas condições de disposição. Pelos dados levantados, os 60% de lixo coletados são constituídos, em sua maioria, de matéria orgânica putrescível, com 12% de materiais recicláveis e 28% considerados rejeitos. Um levantamento realizado em 2016 mostrou que 59,7% dos municípios no Brasil (cerca de 3.326) ainda continuam dispendo de forma inadequada seus resíduos. Assim, pode-se avaliar que a disposição inadequada do lixo urbano tem favorecido a contaminação dos corpos receptores de água, a poluição atmosférica, bem como a contaminação da cadeia alimentar terrestre, por meio de bactérias patogênicas, a partir da fração orgânica, com conseqüente redução do nível da qualidade de vida da população.

Como alternativa, ainda que incipiente no país, alguns municípios estão buscando adotar sistemas operacionais de tratamento de resíduos sólidos urbanos para a minimização dos impactos decorrentes do acúmulo dos mesmos. Há aqueles que, visando aperfeiçoar os sistemas de limpeza urbana, adotam o sistema de compostagem e reciclagem, por meio de usina de beneficiamento. GOTAAS (1956); HARRY e REED (1972); GUNTER (1980); CORREA et al. (1982); TIBAU (1983); PETRUZZELLI et al. (1989) lembram que esse procedimento representa uma alternativa mais eficiente, em termos de benefícios sócio-econômicos à comunidade, por oferecer métodos adequados ao desenvolvimento comunitário, bem como a que mais se adequa aos princípios sanitários e ambientais (PEREIRA NETO, 1980; SCHALCH e LEITE, 1991; KIEHL, 1998).

A adoção da reciclagem e compostagem de resíduos sólidos urbanos, como medida mitigadora dos impactos ambientais negativos, tem sido uma solução eficiente para a redução desse resíduo, em relação às questões de estética ambiental. Todavia, em função da composição física e química dos produtos, podem-se observar outros impactos decorrentes dos materiais tóxicos que estarão sendo transportados ao composto, provenientes da presença de outros materiais junto à matéria orgânica dos resíduos sólidos urbanos no processo de decomposição.

A falta de uma coleta seletiva no processo inicial de acondicionamento do resíduo sólido urbano contribui, de maneira significativa, para a produção de um composto de pouca qualidade, em virtude dos materiais inertes presentes no estágio final de compostagem, bem como a contaminação do composto por metais pesados.

A preocupação com o produto final das usinas de compostagem tem levado pesquisadores a buscarem mais um processo de decomposição, ou seja, o processo de vermicompostagem (BIDONE, 1995; VERAS, 1996). Todavia, esse processo surge como uma das alternativas, também, de utilização do composto que poderá seguir objetivos distintos, como a produção de minhocas (minhocultura) e, ou, de húmus.

A reciclagem dos resíduos sólidos urbanos, bem como os industriais que contenham alguma fração orgânica, tem sido uma das alternativas viáveis para a produção de ração, substratos alternativos, biogás, adubo orgânico, dentre outros.

No que se refere à produção do “adubo orgânico”, quando da utilização da técnica de compostagem, faz-se necessário desenvolver mais estudos com objetivos voltados à melhoria da qualidade química e física do material produzido. Como auxílio para que isso possa ocorrer, poder-se-á empregar até a vermicompostagem.

LANDGRAF (1996) e ALVES (1998) verificaram a possibilidade de melhorias nas características químicas e físicas do solo, ao perceberem que o húmus produzido na vermicompostagem apresentou-se de forma mais estável.

Apesar de ser considerada uma técnica relativamente nova, a vermicompostagem tem sido adotada por pequenos e médios produtores rurais como alternativa para a redução dos próprios resíduos e, conseqüentemente, na

produção de adubo orgânico. Atualmente, no Estado de São Paulo, a minhocultura vem sendo uma prática promissora de recursos, uma vez que a demanda tem sido favorável em função do crescimento do turismo de pesca e das atividades de pesca paga.

Dentro deste contexto, o presente trabalho teve como objetivo principal avaliar a contribuição de alguns substratos alternativos nos processos de compostagem e posterior vermicompostagem, por meio da caracterização de alguns parâmetros químicos e físicos, bem como da análise de coliformes nesse material produzido.

## 2. REVISÃO DE LITERATURA

A geração de resíduos sólidos tem sido fator de preocupação desde os primórdios dos tempos. O dinamismo industrial, aliado à produção de tecnologia, vem conduzindo a humanidade à geração de maiores quantidades de resíduos, em que parte deles apresenta uma resistência à ação natural de decomposição. Assim, vêm-se acumulando nas encostas e nos vales, oferecendo riscos de contaminação ao meio ambiente. Diante disso, surgiu a necessidade de se estabelecer classes de resíduos, objetivando, principalmente, nomear aqueles reaproveitáveis, com a finalidade, inclusive, de retorná-los à fonte produtora, bem como reduzir ou substituir os considerados tóxicos, por meio de técnicas apropriadas.

Seja qual for o objetivo de classificação adotado, tal medida parece ser oportuna diante dos problemas atuais de disposição inadequada de resíduos sólidos.

### 2.1. Classificação e composição dos resíduos sólidos

Quanto aos critérios de classificação, esses podem ser segundo os estabelecidos pelo autor ou pela área de interesse de estudo. Para uma classe de resíduos, definida por um dado critério, há de se encontrar uma nova classificação ou novos subgrupos, de acordo com a necessidade de destinação dos mesmos. Se a classificação for em relação à natureza ou ao estado dos resíduos, esta pode ser sólida, líquida, gasosa e pastosa.

De acordo com a NBR-10.007 da ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT (1987a), os resíduos sólidos são classificados segundo os estados sólido e semi-sólido, resultados de atividades da comunidade, podendo ser de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição.

Também podem ser considerados resíduos sólidos os gerados em sistemas de tratamento de água, bem como os líquidos que, devido às suas características, sejam inviáveis para lançamento em rede de esgoto e corpos d'água.

Os resíduos sólidos urbanos representam todo material gerado a partir das atividades humanas e podem ser classificados, segundo Lima e Viet (1988), citados por GROSSI (1989), em:

a) Resíduo sólido residencial (domiciliar ou doméstico) - esse tipo de resíduo sólido é gerado por meio das atividades domésticas (sobras de alimentos, invólucros, papéis, papelões, plásticos, vidros, trapos e outros resíduos variados). A composição e a quantidade desse tipo de resíduo sólido urbano vai depender do poder aquisitivo e número de habitantes. Atualmente, é constituído de vários materiais, dentre os quais têm-se os não-degradáveis como, por exemplo, plásticos e materiais tóxicos (pilhas e baterias).

b) Resíduo sólido comercial - o que inclui papéis gerados, em sua maioria, pelos estabelecimentos comerciais.

c) Resíduo sólido de feira - materiais de embalagem e alimentos (frutas, verduras, legumes, restos de carne etc.).

d) Resíduo sólido hospitalar - caso particular do resíduo sólido urbano, que contém, além de restos de alimentos, papéis, restos de farmácia, de laboratório de análises clínicas, de bancos de sangue, de cirurgia etc. É constituído, geralmente, de uma fração potencialmente patogênica (de 25 a 30%). O *Staphylococcus aureus* é um dos organismos patogênicos mais comumente encontrado nesse tipo de resíduo.

Ainda na categoria de resíduo sólido hospitalar, têm-se pedaços de gesso, talas, ataduras e embalagens diversas. Os produzidos na área de manutenção do estabelecimento gerador do resíduo, referem-se a serragem, pedaços de madeira, estopa, latas, papelão, arames etc.

Segundo a ABNT (1993), na Norma NBR-12.808/93, os resíduos do serviço de saúde são classificados em:

- Resíduos infecciosos - material proveniente de isolamentos, sangue humano e derivados, material patológico, materiais perfurantes e cortantes, resíduos de diagnósticos e tratamento (gaze, sondas, absorventes e qualquer material sujo com resíduos e fluídos corpóreos) e peças anatômicas provenientes de amputações e biópsias, denominado Grupo 1. Geralmente são encontrados em fosso junto aos hospitais, mas devem ser encaminhados ao cemitério local.
- Resíduos especiais - material radioativo, farmacêutico e químico, denominado Grupo 2.
- Resíduos gerais ou comuns - materiais provenientes das áreas administrativas, resíduos da produção de alimentos, áreas externas e jardins, sucatas e embalagens reaproveitáveis, denominado Grupo 3.

Em geral, a totalidade do lixo hospitalar no país é encaminhada para sistemas de coleta especial dos departamentos de limpeza municipais que, comumente, lançam diretamente em “lixões” ou incineram em valas (MOROSINO, 1998).

e) Resíduo sólido industrial - é todo e qualquer resíduo resultante das atividades industriais. Sua composição é variada (Quadro 1), sendo o tipo de rejeito que mais compromete o meio ambiente. Em sua grande maioria é lançado na atmosfera, rios e mares, sem o devido tratamento por parte das indústrias.

Quadro 1 - Principais resíduos produzidos nas indústrias.

INDÚSTRIA	RESÍDUO TÍPICO GERADO
Galvanoplastia	- Lodo contendo metais pesados
Têxtil	- Solventes residuais, resíduos de tintas e óleos
Tintas e Vernizes	- Resíduos orgânicos, borras oleosas, catalisadores contendo metais pesados
Couro e produtos	- Lodo curtido, graxas, óleos, lodo de tratamento de efluentes, solventes halogenados e não-halogenados
Madeira e produtos	- Solução misturada e ácida, lodo de fundo de tanque, lodo de tratamento de efluentes, solventes não-halogenados
Papel e produtos	- Solventes halogenados e não-halogenados, lodos de metais pesados, lodos ácidos, óleos residuais, resinas e tintas, lodo de fundo de tanque
Produtos químicos e afins	- Solventes halogenados e não-halogenados, óleos residuais, soluções ácidas e alcalinas, lodos de metais pesados, solventes inorgânicos, fenóis, resinas
Petróleo	- Borras oleosas e catalisadores contendo metais pesados
Petroquímica	- Resíduos sintéticos, produtos químicos, metais pesados
Borracha e plástico	- Óleos de processos aromáticos, solventes halogenados e não-halogenados, sólidos e lodos fenólicos, óleos residuais, resíduos de pintura, resinas
Acabamento de metais	- Lodo com metais pesados, resíduos de lavagem, soluções ácidas e alcalinas, resíduos de neutralização cáustica, óleos residuais, lodos de acabamento de metais, solventes halogenados e não-halogenados, sólidos inorgânicos, lodos de depuração

Fabricação de produtos metálicos	- Solventes halogenados e não-halogenados, lodos de pintura e de metais pesados, soluções ácidas e alcalinas, óleos residuais, resíduos altamente tóxicos, substâncias orgânicas policloradas, resíduos explosivos, lodos inorgânicos
Beneficiamento de minério	- Metais pesados
Pesticidas	- Compostos organoclorados, fosforados, nitrogenados e sulfurados

---

Fonte: Adaptado de TEIXEIRA (1996)

Ao final dos anos 70, os órgãos de gerenciamento ambiental indicavam que 50 milhões de toneladas de resíduos perigosos eram produzidos anualmente, sendo que 90% desses resíduos eram gerados nas nações desenvolvidas (PINTO, 1979). No Brasil, são gerados anualmente cerca de um milhão e oitocentos mil toneladas de resíduos industriais, classificados como perigosos, sendo que cerca de 45,5% desses são provenientes do Estado de São Paulo (MATOS, 1997).

Segundo LIMA (1995), os resíduos industriais podem ser subdivididos em quatro categorias, de acordo com critérios estabelecidos pela COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB (1979):

Categoria 1 - *“Os resíduos considerados perigosos, ou seja, que requerem cuidados quanto à coleta, acondicionamento, transporte e destino final, pois apresentam substancial periculosidade, real ou potencial, à saúde humana ou aos organismos vivos e se caracterizam pela letalidade, não degradabilidade e pelos efeitos acumulativos adversos.”*

Categoria 2 - *“Os resíduos potencialmente biodegradáveis e, ou, combustíveis.”*

Categoria 3 - *“Os resíduos considerados inertes e incombustíveis.”*

Categoria 4 - *“Os resíduos constituídos por uma mistura variável e heterogênea de substâncias que individualmente poderiam ser classificadas nas categorias 2 e 3.”*

Segundo o grau de biodegradabilidade dos resíduos, eles podem ser classificados em:

- F.D. - Facilmente degradáveis - matéria orgânica.
- M.D. - Moderadamente degradáveis - papel, papelão e outros produtos celulósicos.
- D.D. - Difícilmente degradáveis - trapo, couro, borracha e madeira.
- N.D. - Não-degradáveis - vidro, metal, plástico, pedras, solo e outros.

De acordo com os riscos potenciais que os resíduos industriais causam ao meio ambiente e à saúde pública, eles são classificados, segundo a ABNT (1987a), em:

Resíduos classe I - *perigosos* - que em função de suas propriedades físicas, químicas ou infecto-contagiosas podem:

- apresentar riscos à saúde pública, provocando ou contribuindo de forma significativa para um aumento de mortalidade ou incidência de doenças;
- apresentar riscos ao meio ambiente, quando manuseados ou destinados de forma inadequada;
- ser inflamáveis, corrosivos, reativos, tóxicos ou patogênicos.

Resíduos classe II - *não-inertes* - são aqueles que não se enquadram nas classificações de resíduo classe I - *perigosos* - ou de resíduos classe III - inertes. Esses resíduos podem ter propriedades, tais como: combustibilidade, biodegradabilidade ou solubilidade em água.

Resíduos classe III - *inertes* - são quaisquer resíduos que, quando amostrados de forma representativa, segundo a NBR-10.007 da ABNT (1987a), e submetidos a um contato estático ou dinâmico com a água destilada, à temperatura ambiente, conforme teste de solubilização, segundo a NBR-10.006 da ABNT (1987b), não tiverem nenhum de seus constituintes solubilizados a concentrações superiores aos padrões de aspecto, cor, turbidez e sabor. Como exemplo desses materiais, têm-se rochas, tijolos, vidros e certos plásticos e borrachas que não são decompostos plenamente.

f) Resíduo sólido radioativo - no que se a resíduo sólido radioativo, a Comissão Nacional de Energia Nuclear estabelece normas para resíduos dessa natureza. Em escala inferior aos países que se utilizam das usinas nucleares, o Brasil apresenta rejeitos em função de sua utilização para fins de pesquisas médicas, energéticas ou industriais. Cuidados especiais são necessários para o manuseio desses rejeitos, devido à radioatividade.

Para JAMES (1992), os radioativos são classificados como todo e qualquer resíduo advindo de material radioativo utilizado na agricultura, indústria, medicina, pesquisas científicas, geração de energia, dentre outros. SCHALCH (1991) agrupa-os em três níveis, em função da radioatividade:

- Baixo nível de radiação - são, em geral, as roupas de proteção contaminadas, podendo compreender alguns equipamentos hospitalares.

- Nível intermediário de radiação - são os equipamentos utilizados, frascos para o transporte e lama de usinas atômicas e materiais descartados após o processamento de armas nucleares.

- Alto nível de radiação - pertencem a este grupo os combustíveis usados em usinas de energia nuclear.

g) Resíduo especial - tal classe de resíduos sólidos urbanos é decorrente do descarte de poda de árvores e capinação, do descarte de bens de consumo (veículos, eletrodomésticos, mobiliário etc.), animais mortos, além de resíduos oriundos de varrição e limpeza de galerias, dentre outros.

A classificação e o estudo da composição dos resíduos em grupos, subgrupos, classes, subclasses, e daí por diante, auxilia na dinamização do sistema operacional para os diversos tratamentos de resíduos. O avanço tecnológico sempre coloca no meio ambiente uma variedade desses resíduos que precisam ser agrupados e classificados, para que possam ser dispostos adequadamente, de modo a não causar impactos negativos ao meio ambiente.

Atualmente, a necessidade de classificação tem sido intensificada, em virtude dos procedimentos previstos pelas ISO (International Standardization of Organization) para o estabelecimento de uma política ambiental nas empresas. Para obtenção da Certificação ISO, grande número de empresários tem adotado critérios de seleção de seus resíduos, visto que tal certificação lhes garante algumas vantagens competitivas junto ao mercado industrial. A minimização de custos de seus produtos, evitando taxações e redução da produção - penas impostas às empresas poluidoras, parece ser relevante, dentro de uma política econômica, além da ambiental.

A necessidade, então, de se atender às exigências legais e ao licenciamento para uma Certificação ISO, tem levado grande parte do meio empresarial brasileiro a adotar práticas de reciclagem ou reaproveitamento de resíduos. Para tanto, uma classificação criteriosa desses resíduos gerados surge como modelo de modernização e competitividade para um sistema de gestão ambiental.

## 2.2. Características dos resíduos sólidos

Os resíduos sólidos apresentam características, tais como: volume, composição química, peso específico, poder calorífico, umidade, componentes principais e índice de compactação, bem como outras variáveis, todas condicionadas aos hábitos da população, às épocas climáticas do ano e à região

geográfica (Quadro 2). Esta variação está geralmente relacionada com os níveis de desenvolvimento econômico, tecnológico, sanitário e cultural da população (CARTIER e BALDIT, 1983) e com as práticas de reciclagem, incineração e os hábitos de desperdícios da sociedade (COWLAND e COOR, 1995).

Quadro 2 - Composição do resíduo sólido urbano (%) para diferentes cidades do mundo.

Componentes	----- Cidade / País -----							
	Bangkok Tailândia	Peking China	Nairobi Kênia	Hong Kong China	New York EUA	Istambul Turquia	Atenas Grécia	São Paulo Brasil
Metal (%)	1	1	3	3	5	2	4	5
Papel (%)	25	5	12	3	22	10	19	14
Plástico (%)	-	1	5	-	-	3	7	14
Borracha/Couro/ Madeira (%)	7	1	-	7	3	6	4	7
Têxteis (%)	3	-	-	10	-	3	-	3
Mat. Orgânica (%)	44	45	74	15	20	61	59	51
Vidro (%)	1	1	4	10	6	1	2	1
Outros (%)	19	46	2	52	44	14	5	5

Fonte: Adaptado de MANASSERO et al. (1998)

O conhecimento desses parâmetros e a forma como variam ao longo do ano podem auxiliar os setores de limpeza pública dos municípios na busca de soluções práticas para um melhor gerenciamento de seus resíduos. Para tanto, com a estimativa do volume e do peso específico, pode-se dimensionar a frota de veículos coletores, o número de coletas e pessoal de serviço necessários à operacionalização de um sistema de limpeza urbano mais eficiente. Com a análise da composição química, dimensionam-se os incineradores, em função do conteúdo de hidrogênio, oxigênio, carbono e enxofre, obtendo, portanto, uma quantidade teórica de ar para a queima dos materiais.

Em relação ao peso específico, um baixo valor é indicativo de que o mesmo apresenta altos teores de papéis, de plásticos e de pouca matéria orgânica. Com isso, o gerenciamento desses resíduos poderia ser voltado para o sistema de coleta seletiva, com ênfase aos materiais recicláveis, uma vez que os mesmos apresentam valor de comercialização junto às empresas beneficiadoras. Todavia, o poder calorífico, umidade, componentes principais e índice de compactação são parâmetros igualmente importantes para determinação do tipo de destinação do

resíduo, sobretudo para aqueles que poderão ser levados ao reaproveitamento pelo processo de reciclagem.

A composição dos resíduos sólidos urbanos domiciliares, além de variar segundo os parâmetros citados anteriormente, dependem, ainda, dos diferentes aspectos setoriais dos locais, em uma mesma cidade.

Tem sido de responsabilidade das prefeituras, a coleta e disposição final dos resíduos sólidos. Mas, existe, ainda, a falta de uma política de gerenciamento desses resíduos, que tem levado grande parte dos municípios a adotarem disposições inadequadas aos padrões de controle de poluição ambiental. Como justificativa da adoção de tal medida, o poder público local alega a falta de recursos financeiros para investir em sistemas de coleta de resíduos menos impactantes ao meio ambiente.

Outra justificativa para pouco investimento no setor está relacionada à constituição dos resíduos, em que a percentagem de material reciclável (papel, vidro, plástico, metal e têxtil) apresenta-se menor em relação à dos considerados orgânicos, sobretudo para os países subdesenvolvidos. O Brasil apresenta, em grande parte de seus municípios, uma variação de 60-70% de resíduos orgânicos, para 40-30% de recicláveis e rejeitos (LIMA, 1995).

O Estado de São Paulo, em particular, considerado o mais produtivo do país, ainda apresenta sérios problemas na coleta e disposição de resíduos sólidos, com um pequeno percentual destinado à reciclagem ou aproveitamento de resíduos. Isso demonstra que, mesmo diante de um avanço tecnológico expressivo, o estado não conseguiu realizar o trabalho básico de conscientização sobre a geração e o reaproveitamento de resíduos entre seus habitantes. Tal situação é comprovada em um cadastramento realizado em 1998 pela Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, citado por GENTILE (1998), onde foi registrado que 27 municípios (4,2%) manipulam de forma segura os resíduos sólidos urbanos. Embora a maior parte desses resíduos seja constituída de matéria orgânica, há no estado apenas 23 usinas de compostagem para o beneficiamento do resíduo orgânico. Dessas, apenas 11 estão operando de forma eficiente.

A falta de gerenciamento adequado, de uma coleta seletiva ou diferenciada e a limitação do próprio sistema têm levado as usinas a gerarem um produto considerado de baixa qualidade.

Não obstante, as indústrias paulistas seguem modelo de reciclagem que melhor se adapte aos seus resíduos, segundo as exigências das normas da ABNT, para que os auditores possam liberar a certificação ambiental.

Na realidade, empresa x comunidade (população) ainda representam diversidades quanto aos objetivos relacionados aos impactos ambientais negativos provenientes da disposição inadequada dos resíduos sólidos.

### 2.3. Disposição dos resíduos sólidos - riscos de contaminação

Tradicionalmente, nas cidades brasileiras não há um critério científico ou ecológico para a disposição dos resíduos sólidos coletados nas residências, vias públicas etc. Na maioria das cidades, os resíduos são lançados nas encostas de morros, córregos, terrenos baldios e vazadouros, refletindo a falta de uma política de gerenciamento de resíduos.

A disposição inadequada vem causando sérios problemas de ordem social e higiênica, devido à contaminação com bactérias patogênicas, propagadas por macro-vetores, expondo, assim, a saúde humana a riscos desnecessários.

Esses vetores biológicos, quando em contato com o homem, são responsáveis pelo surgimento de doenças respiratórias, epidérmicas, intestinais e outras, lesivas ou até letais, como o cólera, a febre tifóide, a leptospirose, a pólio, a leishmaniose, a salmonelose, a giardíase e a toxoplasmose (LIMA, 1984).

Os chamados “garimpeiros (ou catadores) de lixo” são os mais suscetíveis aos impactos dos resíduos sólidos à saúde humana. As condições de insalubridade, o consumo de água colhidas em fontes contaminadas e a ingestão de alimentos deteriorados são fatores que agravam a saúde da população catadora.

Não menos críticos, surgem os problemas ambientais, com a contaminação dos solos e da água, com ácidos orgânicos, gás sulfídrico, álcoois, cetonas e metais pesados (LATTERELL et al., 1978; MATTHEWS, 1984), por meio dos líquidos percolados (chorume) (BENN e McAULIFFE, 1980). A situação torna-se preocupante para o estado de São Paulo, onde mais de 70% dos municípios são abastecidos de água para o consumo humano através de poços artesianos.

A presença de contaminantes tóxicos, como os metais pesados, nos resíduos sólidos domiciliares e em líquidos percolados, tem sido motivo de grande preocupação. Cobre, cobalto, crômio, níquel, chumbo, cádmio, manganês, ferro e

zinco em níveis traços (menor do que  $1,0 \text{ mg.L}^{-1}$ ) têm funções significantes em reações controladas, inorgânicas e biológicas.

Muitos desses íons metálicos são micronutrientes essenciais para os organismos vivos; todavia, em concentrações maiores, chegam a ser inibidores ou tóxicos para os mesmos organismos (VOGL e ANGINO, 1985; SRIDHAR e BAMMEKE, 1986; CRY et al. 1987).

A queima de resíduos sólidos urbanos por meio de incineradores pode, também, emitir poluentes inorgânicos (metais pesados,  $\text{HClO}_x$ ,  $\text{NO}_x$ ,  $\text{SO}_2$ ) e orgânicos (dibenzeno-p-dioxina e dibenzofurano) no ar (CETESB, 1986; HERLESS et al., 1986). Por ser extremamente oneroso, a utilização de tais dispositivos torna-se restrita.

#### 2.4. Disposição e tratamento de resíduos sólidos

Segundo a CONSULTEC (1977) e CETESB (1979), os principais processos que têm sido utilizados para a disposição adequada dos resíduos sólidos, visando a eliminação dos problemas mencionados anteriormente, são:

- disposição em aterros sanitários;
- usina de incineração;
- usina de compostagem; e
- vermicompostagem.

##### 2.4.1. Aterro sanitário

É um processo utilizado para disposição de resíduos sólidos no solo, particularmente os de origem domiciliar que, fundamentado em critérios de engenharia e norma operacionais específicas, permite uma confiança segura em termos de controle de poluição ambiental e proteção à saúde pública (CAMPOS, 1996). Esse método apresenta-se como a solução mais econômica, quando comparada a outros, como incineração, compostagem e pirólise (SCHALCH et al., 1995), caracterizando-se por:

- evitar a poluição e, ou, contaminação ambiental, especificamente das águas superficiais ou subterrâneas;
- garantir, tanto quanto possível, uma decomposição aeróbica da matéria orgânica, reduzindo a formação de gases mal cheirosos;

- impedir o surgimento de focos de fogo e fumaça, bem como de vetores (moscas, ratos, urubus etc.); e

- evitar a atividade social marginal da catação.

O resíduo sólido urbano é disposto no solo em camadas sucessivas, de espessura predeterminada, recebendo uma camada de solo argiloso, que é compactado, formando células recheadas.

A SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE - SMA (1998), ao fazer um levantamento sobre a disposição final de resíduos para o estado de São Paulo, constatou que dos 645 municípios, 479 dispõem seus resíduos a céu aberto, 143 apresentam aterros sanitários e 23 possuem usinas de compostagem. Logo, cerca de 74% dos municípios estão buscando uma alternativa de tratamento de seus resíduos, em função da nova política de recursos hídricos no estado, embora haja uma necessidade de averiguação ou acompanhamento por parte dos órgãos competentes, nos aterros sanitários existentes, pois os mesmos podem não estar de acordo com as técnicas estabelecidas.

Em relação à técnica de implantação dos aterros, são comumente empregados três tipos de métodos (CETESB, 1979; LIMA, 1988):

- de trincheira - comumente empregado em áreas de topografia plana e suave. Escava-se, inicialmente, uma trincheira de dimensões adequadas, de forma a permitir a operação dos equipamentos utilizados no aterramento. O material removido é estocado para posterior emprego. O resíduo sólido depositado diretamente na trincheira é confinado em um dos seus extremos, formando células de 2 a 4 m de altura, em camadas sucessivas. Ao final do dia o resíduo sólido é coberto com o material escavado do fundo ou da lateral da trincheira. Uma vez preenchida a trincheira, nova camada de célula pode ser superposta, utilizando-se, na cobertura, a terra previamente estocada.

- de rampa - chamado de escavação progressiva, é empregado em áreas relativamente secas e planas, que apresentem disponibilidade de material de cobertura. Inicialmente, é feita uma pequena escavação no lado oposto à área de operação, onde já existe um aclave. O material removido é amontoado nas proximidades. O resíduo sólido é, então, depositado, empurrado contra este aclave, compactado de baixo para cima e, finalmente, coberto com terra proveniente da escavação efetuada.

- de área - diferencia do método de trincheira por ser empregado em áreas de baixada, de topografia irregular, onde o lençol freático encontra-se próximo à superfície. O resíduo sólido é descarregado, disposto e compactado conforme já mencionado. A importação do material de cobertura torna-se muito onerosa para esse tipo de área. A viabilidade econômica desse tipo de aterramento está, em geral, condicionada à possibilidade de áreas deterioradas, de baixo valor venal.

Todavia, dependendo do local a ser implantado, pode-se ter:

- aterro em lagoas - são executados em lagoas abandonadas, ou seja, em região de topografia acidentada. Nesse sistema, todo o lodo de fundo é dragado. Para manter o lençol freático abaixo do nível de compactação do resíduo sólido, o fundo da lagoa deve ser drenado, sendo a água encaminhada a um poço de bombeamento.

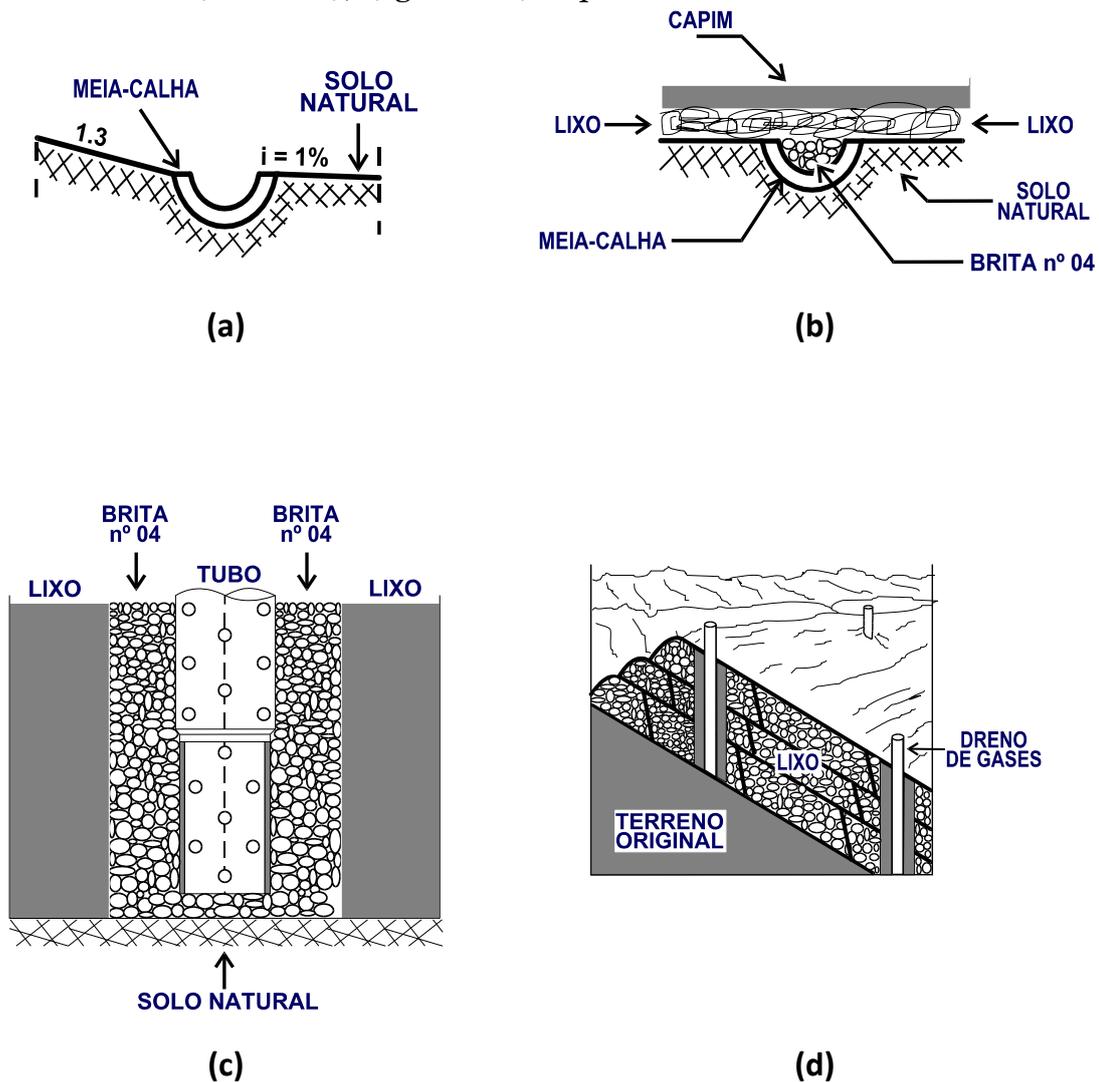
- aterros em depressões e ondulações - são localizados em grotas profundas ou fundo de vales. A vantagem desse aterro, em relação aos outros, é o fato de oferecerem material de cobertura localizados nas encostas adjacentes. Contudo, fazem-se necessárias a captação e canalização dos córregos e nascentes, geralmente existentes nesses locais, e sua proteção com uma camada de argila de, no mínimo, três metros de espessura. Sobre esta camada constrói-se, então, o sistema de drenagem.

Nos aterros sanitários, as redes de drenagem, ilustradas na Figura 1, se dividem, basicamente, em:

- Drenagem de Líquidos - na drenagem de águas de chuva, nascentes e percolados, os drenos devem ter inclinações de aproximadamente 2%, preenchidos com brita.

- Drenagem de Gases - o controle da geração e migração de gases deve ser feito por meio de um sistema de drenagem vertical. Esses drenos são constituídos por superposição de tubos de concreto ou PVC ( $\varnothing 12''$ ), revestidos de brita nº 4, perfazendo ao todo um diâmetro de um metro, distanciados entre 50 e 100 metros um do outro.

Figura 1 - Sistemas de drenagem: a) águas pluviais, b) líquidos percolados (chorume), c) gases e d) esquema de um aterro.



A constante lixiviação do resíduo sólido pelas águas de chuva, assim como a sua decomposição, resulta na formação de um líquido de cor acentuada e odor fétido, fonte de microrganismos patogênicos, de elevado potencial poluidor, denominado chorume ou sumeiro. A drenagem do líquido percolado (chorume), assim como a interceptação e o desvio do escoamento superficial (águas pluviais), devem estar interligados, constituindo-se em medidas necessárias, não só em termos de proteção do aquífero, bem como em garantir a operacionalização do aterro sob qualquer condição.

O chorume caracteriza-se por um elevado teor de matéria orgânica biodegradável, representando uma demanda potencial de oxigênio, quando encaminhado para cursos d'água.

Em termos de demanda bioquímica do oxigênio (DBO), ou seja, quantidade de oxigênio requerida por organismos aeróbicos para estabilizar a matéria orgânica presente em um determinado resíduo, o chorume apresenta teores da ordem de 30 a 100 vezes a do esgoto doméstico, cujo valor oscila entre 200 a 300 mg.L<sup>-1</sup> (CETESB, 1984).

Luz (1981) relata que o chorume pode surgir a partir de três fontes principais:

- umidade natural do resíduo sólido, agravada nos períodos de chuva;
- água de constituição dos vários materiais, durante a decomposição; e
- proveniente da dissolução de matéria orgânica, pelas enzimas expelidas pelas bactérias.

Quando o chorume sofre diluições pela adição das águas pluviais, ocorre o surgimento dos teoricamente denominados líquidos percolados. Todavia, o volume desse líquido vai depender, principalmente, da precipitação na área do aterro, do escoamento superficial e, ou, infiltração subterrânea, da umidade natural do resíduo sólido, bem como do grau de compactação do mesmo.

A dificuldade em precisar o volume de chorume produzido em um aterro sanitário faz com que se utilizem coeficientes empíricos, correlacionados com os fatores anteriores (CETESB, 1984). Alguns destes coeficientes são apresentados na sequência. No que se refere à vazão média do chorume, esta é dada por:

$$Q = \left( \frac{P \cdot A}{1000 T} \right) K$$

em que:

Q = vazão média de líquido percolado (L/s);

P = precipitação média anual (m);

A = área do aterro (m<sup>2</sup>);

T = número de segundos em um ano (31.536.000 s); e

K = coeficiente que depende do grau de compactação do resíduo sólido.

Em relação às águas superficiais, o dimensionamento de drenagem implica no conhecimento prévio da vazão contribuinte, que pode ser calculada pela expressão:

$$Q = C \cdot i \cdot A$$

em que:

$Q$  = vazão na seção considerada ( $m^3/s$ );

$C$  = coeficiente de escoamento superficial, que depende das características da bacia hidrográfica contribuinte;

$i$  = intensidade da chuva crítica, que varia de local para local ( $m/s$ ); e

$A$  = área da bacia contribuinte ( $m^2$ ).

Conhecida a vazão, as características geométricas do dreno são determinadas pela expressão:

$$Q = \frac{R_h^{2/3} \cdot S \cdot i^{1/2}}{n}$$

em que:

$Q$  = vazão na seção considerada ( $m^3/s$ );

$n$  = coeficiente de rugosidade;

$R_h^{2/3}$  = raio hidráulico da seção = seção molhada/perímetro molhado =  $S/P$ ;

$S$  = área da seção transversal ocupada pelo líquido ( $m^2$ );

$P$  = perímetro da seção transversal ocupada pelo líquido, descontando-se a linha da superfície livre ( $m$ ); e

$i$  = declividade do canal ( $m/m$ ).

Para Luz (1981), a classificação dos aterros sanitários estaria de acordo com a forma e a disposição final:

- aterro controlado - caracteriza-se, basicamente, pelo simples aterramento do resíduo sólido, não se levando em conta os problemas ambientais resultantes da sua decomposição. Esses aterros se originam, na maioria das vezes, da desativação dos “lixões”.
- aterros comuns - onde ocorre a descarga de resíduo sólido sem qualquer controle do chorume, havendo o risco de contaminação das águas subterrâneas e superficiais, bem como a proliferação de vetores. No caso de nesses locais ocorrer a criação e engorda de animais, como suínos e galináceos, estes podem contrair e transmitir doenças ao homem. Esses aterros são chamados de “lixões”, sendo muito comuns nas cidades brasileiras.

#### 2.4.2. Usina de incineração

Consiste em um processo de combustão controlada do resíduo sólido, exigindo altos investimentos. A principal vantagem do incinerador é reduzir o resíduo sólido a apenas 5 ou 10% do volume inicial, dependendo da decomposição (CETESB, 1986).

Nos incineradores, para a obtenção de bons rendimentos, devem ser mantidos os níveis de ar necessários à combustão e à transferência do máximo de calor gerado na combustão para o material que será incinerado (LIMA, 1995).

Segundo a Resolução CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente) nº 01, de 25 de abril de 1991, editada em 1992, “os equipamentos utilizados nos procedimentos de incineração estão sendo rejeitados no Primeiro Mundo, por promoverem a poluição ambiental e comprometerem a qualidade de vida ao liberarem na atmosfera elementos e compostos comprovadamente carcinogênicos, mutagênicos e teratogênicos (tumores), como furanos, dioxinas e metais pesados ...”. E mais: “... avaliações bacteriológicas de incineradores hospitalares, referidas em estudos técnicos, cuja câmara de combustão primária funcionava a 800°C e a segunda a 1.100°C, onde se constatou que alguns microrganismos continuavam vivos, levou à conclusão que a incineração não é um método absolutamente seguro para a esterilização do chamado lixo hospitalar.”

Embora o processo de combustão de resíduos sólidos não seja uma prática aceita por lei, ela vem sendo empregada, sobretudo, sem controle adequado e de forma indiscriminada por diversos municípios, quando em valões queimam seus resíduos hospitalares, expondo, assim, gases e material particulado na atmosfera.

Ademais, o grande inconveniente ambiental no processo de incineração, além da emissão de gases e material particulado na atmosfera, é a produção de uma escória, que contém sobras da combustão que, mesmo sendo um resíduo estéril, apresenta alto teor de metais pesados (BENN e MCAULIFFE, 1980; LIMA, 1988; MOREL, 1988).

Na tentativa de minimizar os impactos ambientais oriundos da queima de resíduos, o Instituto de Pesquisas Tecnológicas de São Paulo - IPT (BENDER, 1996) desenvolveu um projeto para o tratamento do lixo hospitalar e de lodo de galvanoplastia, em que tais resíduos são submetidos a temperaturas da ordem de 10.000°C a 20.000°C, por meio de energização de gases. Essa técnica, conhecida como tocha de plasma, funde os resíduos, tornando-os inertes. Para os

pesquisadores, tal processo minimizaria os problemas decorrentes da incineração convencional, em que a disposição final das cinzas ainda é uma ameaça aos cursos de água.

#### 2.4.3. Usina de compostagem

A industrialização do resíduo sólido tem sido uma prática adotada por alguns municípios do país, como uma alternativa de minimizar os impactos ambientais negativos provenientes da disposição inadequada desse resíduo. Todavia, tal processo pouco se efetivou, em virtude da adoção de modelos importados, visto que os mesmos eram aptos para resíduos diferentes dos da realidade nacional. Assim, houve a necessidade de adaptação dos anteriores, considerando a percentagem de resíduos diferenciados e material gerado.

Do modelo anterior, eliminou-se o bioestabilizador, principal peça do maquinário, por não haver necessidade de se dar um início ao processo de fermentação, devido à temperatura ambiente ser naturalmente propícia a tal etapa.

O processo de compostagem consiste, basicamente, na fermentação da fração orgânica facilmente degradável dos resíduos sólidos urbanos.

Para o início do beneficiamento faz-se necessário que ocorra o processo de “catação”, ou seja, coleta manual dos resíduos inorgânicos existentes (alumínio, cobre, cacos de vidro, latas etc.) ou resíduos orgânicos não biodegradáveis (plásticos). O restante, considerado a fração orgânica, segue para a segunda fase. Nesta, tem-se a trituração em moinhos de martelo, com a finalidade de aumentar a superfície específica do material e, assim, melhorar a ocorrência da decomposição microbiana. Como o processo biológico é essencialmente aeróbico, há necessidade de injeção de ar. Esta, assim como a umidade (50 a 60%), deve ser devidamente controlada (PÁDUA, 1992; REZENDE e PEREIRA NETO, 1993), podendo ser feita manualmente por meio do revolvimento das leiras de compostagem (KIEHL, 1998).

Os componentes ou núcleos básicos de uma usina, são:

- a) administração - onde se faz o controle de chegada e saída dos resíduos recicláveis, bem como o gerenciamento da usina;
- b) recepção do resíduo sólido - triagem de materiais recicláveis;
- c) separação de inertes - redução do tamanho de partículas;
- d) compostagem e cura - biodigestão, revolvimento de leiras;

- e) armazenamento de recicláveis, revenda; e
- f) remoção de rejeitos para aterros sanitários localizados na própria usina.

A viabilização desse tipo de tratamento dos resíduos sólidos urbanos constitui uma forma eficiente de reduzir o problema de poluição ambiental, favorecendo fontes alternativas de energia.

Nos países do Terceiro Mundo, onde a fração orgânica do resíduo sólido chega a representar até 80% da massa dos resíduos sólidos produzidos, a compostagem aparece como uma ótima solução para tratamento dos mesmos (PEREIRA NETO, 1980). Todavia, essa prática envolve mudanças de paradigmas, o que ainda parece ser uma atitude de difícil compreensão e aceitação por parte das autoridades públicas, muito mais do que pela própria comunidade. A adoção desse modelo ainda é pontual, ou seja, alguns municípios estão adotando-o em função de programas de geração de emprego e renda, principal dificuldade administrativa atual.

As indústrias estão buscando, através da reciclagem de seus resíduos, condições favoráveis à obtenção da Certificação ISO, como ferramenta de modernização e competitividade. Assim, dentro da gestão ambiental, o procedimento mais utilizado por elas tem sido a reciclagem ou aproveitamento de resíduos, sucatas ou refugos, alcançando a ordem de 40%, seguido pela disposição adequada de resíduos sólidos de 30%. Ou seja, 70% do que é descartado nas indústrias vêm recebendo destinação final adequada, como reportado em REVISTA MEIO AMBIENTE INDUSTRIAL (1999).

## 2.5. Compostagem

Segundo KIEHL (1998), a compostagem pode ser definida como sendo um processo controlado de decomposição microbiana, de oxidação de uma massa heterogênea de material orgânico, nos estados sólido e úmido, apresentando fases ou estádios distintos de decomposição. A primeira fase, considerada rápida, gerada pelo metabolismo dos organismos existentes nos substratos orgânicos, apresenta características de fitotoxicidade, pela formação de ácidos orgânicos, principalmente ácido acético, quando do metabolismo dos organismos presentes. Dessa fase à de maturação, o material em decomposição sofre alterações até que sua estrutura não possa ser mais reconhecida, e moléculas orgânicas complexas são fragmentadas em dióxido de carbono, água e componentes minerais.

As diversas frações orgânicas, por apresentarem estrutura e composição química bem diferentes, podem apresentar velocidades distintas de decomposição. Assim, o estabelecimento de tempo ideal de compostagem pode levar à produção de material orgânico impróprio à germinação das sementes.

No entanto, para subestabelecer o grau de maturação do material orgânico, tem-se a medição da temperatura do substrato. A produção de calor e o desprendimento de gás carbônico e água em estado de vapor são características relacionadas ao metabolismo exotérmico dos microrganismos.

Nos estágios precoces de decomposição prevalecem os microrganismos mesófilos e suas atividades causam um aumento da temperatura. Acima de 40°C a flora mesofílica é substituída por uma termofílica, mais quente, e o pH aumenta. A 60°C, os fungos termófilos morrem, restando apenas bactérias e actinomicetos. Para KIEHL (1998), a faixa de temperatura entre 50-55°C corresponde à mais favorável para eliminação dos microrganismos patogênicos da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos.

Na fase final de decomposição, tecnicamente conhecida como humificação, a atividade microbiana diminui e a temperatura cai, permitindo uma recolonização por fungos termófilos. Ao longo dos estádios, caracterizados pelas temperaturas, há a geração do composto por meio da condensação e polimerização dos materiais disponíveis à decomposição.

O tempo em que a compostagem atinge o estágio final depende do manejo adequado (revolvimento e rega), bem como das diversidades de origem e estrutura dos materiais destinados à decomposição. Essas diferenças constitucionais implicam em uma decomposição relativamente rápida ou não. A diversidade bioquímica dos componentes detriticos praticamente regula as reações decomponíveis.

Os sistemas de compostagem são classificados segundo a disponibilidade de oxigênio, a temperatura, ao ambiente e ao processamento, ou seja, ao revolvimento sistemático ou não. Sendo assim, há diversos tipos de sistemas de compostagem. SCHALCH *et al.* (1998) citam pelo menos 34 sistemas. Entretanto, o Sistema Kiehl é o mais empregado, por apresentar baixo custo, onde os meios de fermentação são considerados espontâneos, muitas vezes servindo de inoculantes do processo.

O processo mais comum utilizado na compostagem municipal é o conhecido como sistema aberto, onde a matéria orgânica, após a triagem de separação de

materiais inertes e trituração, é colocado em pilhas ou leiras de seção transversal, geralmente triangular e com altura de 1,5 e 1,8 m, para maturação em um período que varia de 60 a 90 dias (KIEHL, 1998), dependendo das condições climáticas locais. Após o período de maturação, o fertilizante organomineral resultante é incorporado ao solo.

Segundo PINTO (1979), as vantagens na aplicação do composto organomineral produzido a partir de resíduos sólidos domiciliares sobressaem em relação à física do solo, ou seja, em relação à retenção da umidade do solo, permeabilidade e microestrutura. Em relação à química do solo, sua contribuição está relacionada à retenção de nitrogênio orgânico, em função do conteúdo de matéria orgânica existente. O composto é mais favorável às frutíferas, vinhedos, plantas ornamentais, dentre outras.

Apesar do benefício da transformação em um produto útil à população, de modo geral, pesquisas vêm demonstrando a presença de teores elevados de metais pesados nesse material organomineral em consideração (GROSSI, 1989; EGREJA FILHO, 1993; SANTOS, 1995).

Segundo Krans *et al.* (1986), citados por EGREJA FILHO (1993), o teor de metais pesados em compostos provenientes de resíduo sólido urbano depende de vários fatores, tais como grau de industrialização, época do ano, sistema de compostagem utilizado, pré-tratamento da matéria-prima, metodologia de análise, dentre outros. Todavia, devido ao efeito acumulativo de muitos metais, os mesmos poderão contaminar o solo e a água, entrando na cadeia alimentar.

Os metais pesados podem ser encontrados dissolvidos ou associados aos materiais que compõem os resíduos e, dependendo de fatores ambientais como pH, salinidade, temperatura e outros, podem provocar a toxicidade na biosfera (BROWNING, 1969; SITTING, 1976; FRIBERG *et al.*, 1979; MENDES, 1981, ALBERT, 1985; CASSARETT e DOULL'S, 1996).

Em relação aos solos, a retenção de metais pesados e tóxicos pode ocorrer por diferentes maneiras (LINDSAY, 1979; STEVENSON, 1982; BAES e SHARP, 1983; AMACHER *et al.*, 1986; LAKE, 1987a; KING, 1988; AMARAL SOBRINHO, 1993; MATOS, 1995):

- na base de íons, em complexos solúveis, na solução do solo;
- como íons prontamente trocáveis, adsorvidos às cargas negativas de origem orgânica ou inorgânica;

- como quelatos, com ligantes orgânicos ou organominerais;
- oclusos em óxidos de ferro e alumínio;
- incorporados aos microrganismos e aos resíduos biológicos;
- ligados à rede cristalina de minerais silicatados, primários ou secundários; e
- como íons mais fortemente ligados aos sítios de troca.

As propriedades químicas, as concentrações e certos fatores, como pH e potencial redox (Eh), afetam a distribuição dos metais pesados na solução do solo, bem como sua disponibilidade e mobilidade no ambiente (VERLOO *et al.*, 1985; CANÃDAS *et al.*, 1986; XIAN, 1987). Suas interações com a fase sólida do solo são complexas e envolvem mecanismos de adsorção, dessorção, precipitação, dissolução, complexação e oxirredução, com as fases inorgânicas e orgânicas do sistema (AMARAL SOBRINHO, 1993; MATOS, 1995) e, por difusão (SCHWERTMANN e TAYLOR, 1989; VAN RIEMSDIJK e VAN DER ZEE, 1991).

Trabalhos como o de ELLIOTT *et al.* (1986) e SWIFT e McLAREN (1991) demonstram que os mecanismos de adsorção/dessorção são os mais significativos no comportamento dos metais nos solos, sobretudo para os mais intemperizados.

O solo, por ser um meio natural adsorvente, possui capacidade de reter metais pesados. Todavia, se esta capacidade for ultrapassada, eles poderão ser lixiviados e passados ao meio biológico. Como são elementos muitas vezes acumulativos, podem estar concentrados, mesmo a níveis baixos, nas espécies vegetais.

A acumulação de metais pesados em plantas vai depender de fatores, tais como: espécie, variedade, órgão ou parte estudada (SIMOENI *et al.*, 1984; MAEDA *et al.*, 1990). Segundo LAKE (1987b), cereais, gramíneas e leguminosas tendem a acumular menos metal em relação às plantas folhosas de crescimento rápido, como o espinafre e a alface (SANTOS, 1995).

As plantas, de modo geral, retêm a maior parte dos metais pesados em suas raízes. A porção móvel, geralmente, concentra-se no tecido vegetativo, sendo que pouco é translocado para os órgãos de reserva das plantas (LATTERELL *et al.*, 1978). De forma geral, por exemplo, o cádmio e o zinco são translocados intensivamente para a parte aérea; já o cobre e o chumbo ficam fortemente retidos na raiz, enquanto o níquel distribui-se igualmente pela planta (MATTHEWS, 1984; LAKE, 1987b).

Os metais pesados acumulados nas partes comestíveis das plantas afetam os seres humanos (LAKE, 1987a). Esse efeito é direto quando da ingestão de vegetais

contaminados e, indireto, pelo consumo de carne de animais previamente contaminados. Segundo CASSARETT e DOULL'S (1986), a maior preocupação, em relação ao consumo de alimentos contaminados, deve ser quanto ao efeito acumulativo dos metais pesados nos organismos, que podem levar a intoxicações crônicas. Neste aspecto, é importante salientar a ponderação de ORTEGA (1981), destacando que as plantas são mais resistentes a quantidades altas de metais pesados que os animais.

No entanto, doses, tempo de exposição, via de absorção, características populacionais (sexo, raça, idade, nível nutricional) e químicas do elemento tóxico são fatores que podem modificar os efeitos nocivos desses elementos nos seres humanos (TAVARES e CARVALHO, 1992).

Uma vez absorvidos, os metais são geralmente transportados através do fluxo sanguíneo, ligados a macromoléculas, e passam para o fluido celular, onde exercem seus efeitos tóxicos (NEFUSSI, 1985; BASTOS e NEFUSSI, 1986; GALVÃO e COREY, 1987; TAVARES e CARVALHO, 1992).

Um grande número de fatores que interagem, influenciam na contaminação da cadeia alimentar por metais pesados. Entretanto, caso seja via fertilizantes orgânicos, essa contaminação pode ser minimizada por meio de uma separação seletiva dos resíduos sólidos na fonte de produção, ou seja, uma separação de forma a distinguir o material orgânico, para ser compostado, do inorgânico, os considerados recicláveis, que apresentam certos componentes (tintas) em sua apresentação.

Embora a presença desses metais esteja associada, muitas vezes, às tintas, há de se considerar as outras vias, como produtos agrícolas contaminados por tratamentos à base de pesticidas e até mesmo fertilizantes inorgânicos.

## 2.6. Vermicompostagem

A vermicompostagem é um processo de dois estádios de compostagem: o primeiro, em que a fração orgânica dos resíduos é compostada até atingir a temperatura ambiente, de acordo com métodos convencionais, como por exemplo, o sistema aberto (KIEHL, 1985); o segundo, constituindo-se da adição de minhocas à fração orgânica compostada para que a mesma, após um determinado período, seja convertida em húmus (HARRIS et al., 1990).

BOUCHÉ (1994) sugere o termo "bissanitização" para a vermicompostagem, por representar um processo de dois passos, durante o qual o resíduo é compostado pelo processo convencional, antes de ser passado à condição de alimento para as minhocas.

Para Grapelli *et al.* (1983), citado por ALBANELL *et al.* (1988), a vermicompostagem é um processo resultante de ações combinadas entre as minhocas e a microflora dos intestinos das mesmas, na digestão da matéria orgânica, provocando sua degradação (KNÄPPER, 1977; KIEHL, 1985). É possível perceber que, para esses autores, a conversão de resíduos orgânicos por minhocas pode ou não ser realizada com o auxílio de tratamento prévio como a compostagem. Os microrganismos que colonizam o sistema digestivo das minhocas podem decompor o substrato diretamente, usando a energia obtida para sua sobrevivência, ou podem, ainda, utilizar o substrato como um sítio de fixação, enquanto obtêm suas necessidades nutricionais do meio que os cerca. Dessa forma, os excrementos das minhocas são enriquecidos, a princípio, por essa decomposição.

Já, segundo CETESB (1987), o vermicomposto é o nome do composto constituído pela mistura de matéria orgânica humificada e excrementos das minhocas, material esse também conhecido com o nome de coprólito.

Tanto a compostagem como a vermicompostagem são processos de bio-oxidação e estabilização de matéria orgânica, diferindo no fato de que o último envolve a ação conjunta de minhocas e microrganismos, sem que haja um período termófilo. Em ambos os processos, DOMINGUES (1997) ressalta que o produto gerado pode não apresentar boa qualidade, devido ser freqüentemente conduzidos como processos naturais, requerendo poucos cuidados. Mas, no processo de vermicompostagem faz-se necessário conhecer e ter controle sobre alguns parâmetros, tais como: o local e a estrutura destinados aos leitos ou leiras para as minhocas, o tamanho das partículas dos resíduos, o tipo de resíduo orgânico empregado como substrato, bem como a temperatura, a umidade e a relação C:N desse substrato, antes da inoculação das minhocas.

O local escolhido para iniciar o processo de vermicompostagem deve estar longe de agentes estressantes ou inibidores, ser arejado e distante de possíveis predadores (formigueiros). A altura dos canteiros deve ser em torno de 0,30 m, isso para que não haja um aquecimento elevado do material a ser vermicompostado, bem como uma

compactação, pois tais fatores levariam à fuga, ou mesmo óbito das minhocas. Na prática, a altura útil fica em torno de 0,15 a 0,20 m (CETESB, 1987).

O tamanho da partícula seria aquele adequado ao processo digestivo, entretanto, partículas muito pequenas podem, dependendo do material empregado, levar a uma compactação, o que seria prejudicial à sobrevivência das minhocas. Neuhauser *et al.* (1980) relatam que menores partículas de alimento proporcionam maior taxa de crescimento das mesmas.

De certa forma, todo produto orgânico, seja de origem vegetal ou animal, constitui-se em fonte de matéria-prima para servir de substrato no processo de vermicompostagem, inclusive lixo em geral (LONGO, 1993), desde que selecionada a fração orgânica desse resíduo.

Em relação à temperatura, EDWARDS (1995) concluiu que os sistemas de vermicompostagem devem ser mantidos abaixo de 35°C, o que vem corroborar aos estudos da CETESB (1987) e REINECKE e VENTER (1987), que estabelecem uma faixa ideal entre 20 a 29°C, com a umidade do material em torno de 70 a 75%.

Para KNÄPPER *et al.* (1990), a relação C:N ideal estaria entre 26 a 35, relação esta que ocasionaria uma rápida e eficiente estabilização da matéria orgânica. Entretanto, há trabalhos que demonstram que essa relação pode estar em torno de 10 (KIEHL, 1985; CETESB, 1987), que favorece a mineralização do nitrogênio (MELLO *et al.*, 1989). Além desses fatores, a altitude e a poluição também podem afetar o desempenho do processo.

Após a inoculação, os cuidados na condução da vermicompostagem devem ser intensificados, uma vez que o desenvolvimento das minhocas requer o gerenciamento dos elementos de sobrevivência para as mesmas.

De modo geral, as espécies empregadas na vermicompostagem sobrevivem às condições químicas e ambientais dos resíduos orgânicos. Mas, se houver uma variação brusca nessas condições, as minhocas podem morrer ou serem levadas a migrar para áreas mais adequadas à sua sobrevivência ou, na melhor das hipóteses, adaptar-se às novas condições (EDWARDS, 1995).

Os requisitos para subestabelecer o processo de vermicompostagem são, de certa forma, muito maiores em relação ao de uma compostagem. Inicia-se com a aquisição de área, estimada em quatro vezes à necessária na compostagem em pilhas estáticas. Além de exigir mais mão-de-obra, o tempo de processamento para

a vermicompostagem é, aproximadamente, duas vezes aquele exigido na compostagem. E, conseqüentemente, o produto final, por apresentar uma qualidade melhor, aliada à aparência e ao odor de terra dos coprólitos, em relação a outros compostos tradicionais, possui valor que inviabiliza sua aquisição. Mesmo assim, parece que o vermicomposto vem sendo divulgado como um excelente adubo, conforme a Secretaria de Estado de Agricultura, Pecuária e Abastecimento - SEAPA (1998), do Estado de Minas Gerais, “*o húmus de minhoca, em relação ao mesmo volume de composto diretamente incorporado ao solo, garante maior e mais pronta disponibilidade de nutrientes para as plantas e maior eficiência no melhoramento físico do solo; o húmus de minhoca contém maior volume de nutrientes, vitaminas e microrganismos benéficos, que melhoram o estado nutricional das plantas, aumentando-lhes a resistência contra pragas e doenças e proporcionando melhores resultados em termos de produtividade; no húmus de minhoca não existe o perigo da presença de sementes de ervas daninhas, como costuma acontecer em outras formas de esterco.*”

A citação acima refere-se ao conteúdo de hormônio existente no húmus, uma vez que o nutriente pode apresentar-se em decréscimo em relação à matéria-prima que o originou (BIDONE, 1995). Assim, atribuir uma melhoria no conteúdo de nutrientes ao solo, por meio da adição de húmus de minhocas, deve ser questionado. Uma resposta do solo, em termos de produtividade elevada, pode estar relacionada a outros parâmetros além do fertilizante orgânico (húmus).

#### 2.6.1. Características gerais das matérias-primas ou substratos

Os resíduos orgânicos, ou material decomponível, são compostos ricos em carbono, encontrados na natureza, na forma de esterco de animais, restos de alimentos e vegetais (folhas, talos etc.), lodo de esgoto e outros (KIEHL, 1985). Uma boa porcentagem do resíduo urbano recolhido é composto desses materiais.

O reaproveitamento dos resíduos orgânicos tem sido diretamente ligado, em alguns casos, à produção de ração animal, como adubo orgânico, geração de biogás, obtenção de energia elétrica proveniente da combustão de resíduos, dentre outros.

Um exemplo de aplicação de resíduos orgânicos como ração animal está na produção de frangos. Conforme CAPELLI e SASSARÃO (1984), a substituição de parte da ração comum por uma porção de resíduo orgânico mostrou-se eficiente

para o desenvolvimento das aves. Segundo os pesquisadores, o lixo orgânico para ser processado e transformado em ração animal deve, obrigatoriamente, passar por uma coleta, permanecendo apenas a matéria orgânica.

Em etapas seguintes da preparação ocorrem o cozimento, secagem e, então, a dosagem da porcentagem do composto orgânico. O cozimento, no caso, torna-se uma etapa importante no processo, pois proporciona a eliminação de microorganismos patogênicos (Quadro 3).

Como auxiliar na adubação de solo, por meio da vermicompostagem, os resíduos orgânicos terão que passar por processos diferentes aos destinados para produção de ração. Todavia, Hand (1984), citado por VERAS (1996), estabelece alguns requerimentos básicos para que qualquer tipo de resíduo orgânico venha participar do sistema de vermicompostagem:

- a) fornecimento de um material sólido à população de minhocas;
- b) adição de fontes de nutrientes para o crescimento e reprodução dos partícipes;
- e
- c) remoção do vermicomposto após um intervalo de tempo apropriado.

Quadro 3 - Temperatura e tempo de exposição necessários para destruição de certos microrganismos.

ORGANISMO	OBSERVAÇÕES
<i>Salmonella typhosa</i>	- nenhum desenvolvimento acima de 46°C; morte em 30 minutos a 55-60°C e em 20 minutos a 60°C
<i>Salmonella sp</i>	- morte em 1 hora a 55°C e em 15-20 minutos a 60°C
<i>Shigella sp</i>	- morte em 1 hora a 55°C
<i>Escherichia coli</i>	- para a maioria, morte em 1 hora a 55°C e em 15-20 minutos a 60°C
<i>Entamoeba histolytica</i> (cistos)	- morte em alguns minutos a 45°C e, em alguns segundos, a 55°C
<i>Taenia saginata</i>	- morte em alguns minutos a 55°C
<i>Tricinella spiralis</i> (larvas)	- morte rapidamente a 55°C; instantaneamente, a 60°C
<i>Brucella abortus</i> ou <i>Br. suis</i>	- morte em 3 minutos a 62-63°C e em 1 hora a 55°C
<i>Micrococcus pyogenes</i> (aureus)	- morte em 10 minutos a 55°C
<i>Mycobacterium tuberculosis</i> (hominis)	- morte em 15-20 minutos a 66°C ou em alguns instantes a 67°C
<i>Corynebacterium diptheriae</i>	- morte em 45 minutos a 55°C
<i>Necator americanus</i>	- morte em 50 minutos a 45°C
<i>Ascaris lumbricoides</i> (ovos)	- morte em menos de 1 hora a temperatura acima de 50°C

Fonte: CAPPELLI e SASSARÃO (1984)

A matéria-prima escolhida para o processo, além de buscar atender às necessidades químicas e microbiológicas ao desenvolvimento das minhocas,

geralmente é aquela que pode estar em maior quantidade como rejeito nas atividades industriais (Quadro 4). A fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos, bem como lodos provenientes de lagoas de estabilização, vem sendo estudada com objetivos gerais na reciclagem de resíduos (CARMODY, 1979; BIDONE, 1995; VERAS, 1996).

Em decorrência da variabilidade dos resíduos orgânicos, diferentes sistemas de vermicompostagem têm sido desenvolvidos para que os mesmos se adaptem às características da matéria-prima empregada, juntamente às condições biológicas das minhocas (MITCHELL, 1977; HAND e HAYES, 1983; FISCH, 1990; KNÄPPER *et al.*, 1990; RIBEIRO, 1992).

Quadro 4 - Composição média de alguns resíduos sólidos industriais de interesse como fertilizante orgânico ou matéria-prima para prepará-lo (base seca).

MATERIAIS	MO (%)	N (%)	C:N (%)	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (%)	K <sub>2</sub> O (%)
Algodão: resíduo de máquina	96,39	1,98	27/1	1,07	1,76
Algodão: resíduo de sementes	96,14	1,06	50/1	0,23	0,83
Bicho-da-seda: crisálidas	91,12	9,49	5/1	1,41	0,76
Café: borra de café solúvel	90,46	2,30	22/1	0,42	1,26
Caju: cascas de castanha	98,04	0,74	74/1	0,24	0,64
Cana-de-açúcar: bagaço	71,44	1,07	37/1	0,25	0,94
Cana: borra de restilo	78,82	3,02	14/1	0,53	1,09
Cevada: bagaço	95,07	5,13	10/1	1,30	0,15
Couro: em pó	92,03	8,74	5/1	0,22	0,44
Fumo: resíduo	70,92	2,17	18/1	0,51	2,78
Goiaba: sementes	98,69	1,13	48/1	0,36	0,40
Laranja: bagaço	22,58	0,71	18/1	0,18	0,41
Mandioca: raspas	96,07	0,50	107/1	0,26	1,27
Penas de galinha	88,20	13,55	4/1	0,50	0,30
Rami: resíduo	60,64	3,20	11/1	3,68	4,02
Resíduo de cervejaria	95,80	4,42	12/1	0,57	0,10
Sangue seco	84,96	11,80	4/1	1,20	0,70
Sisal: polpa	67,38	5,85	12/1	0,49	0,43
Tomate: semente (torta)	94,31	5,34	10/1	2,05	2,37
Torta de algodão	92,40	5,68	9/1	2,11	1,33
Torta de amendoim	95,24	7,65	7/1	1,71	1,21
Torta de babaçu	95,35	3,70	14/1	1,95	1,09
Torta de cacau	64,90	3,28	11/1	2,43	1,46
Torta de coco	94,59	4,37	11/1	2,43	3,14
Torta de linhaça	94,85	5,66	9/1	1,72	1,38
Torta de mamona	92,20	5,44	10/1	1,91	1,54
Torta de soja	78,40	6,56	7/1	0,54	1,54
Torta de usina de cana	78,78	2,19	20/1	2,32	1,23
Turfa	38,89	0,39	57/1	0,01	0,32

Fonte: Modificada de KIEHL (1985), citada por VERAS (1996).

MO = matéria orgânica; N = nitrogênio; C:N = relação carbono/nitrogênio; P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> = anidrido fosfórico; K<sub>2</sub>O = óxido de potássio.

Os materiais utilizados para a produção de minhocas apresentam duas funções distintas: a de abrigo e a de alimento. Entretanto, dada a dificuldade de isolar estas duas funções, de tal forma que um certo material assume, por vezes, a função apenas de alimento, é comum a denominação de substrato para os resíduos utilizados para habitação (abrigo) e alimentação (suprimento) das minhocas.

Pode-se afirmar que não há exclusividade de função ao utilizar um material no processo de vermicompostagem. Todavia, as condições ambientais existentes, bem como o volume da matéria-prima disponível é que definirá qual a função do material no processo.

Uma matéria-prima comumente empregada é o esterco bovino. Todavia, Waksman (1938), citado por AQUINO *et al.* (1994), considera que uma avaliação dos resultados obtidos a partir da utilização do esterco bovino no processo de vermicompostagem torna-se difícil, algumas vezes, quando comparados a outros experimentos. Isto, em função da qualidade do próprio esterco ser consideravelmente variável em decorrência da espécie animal, a raça, a idade e o material utilizado como cama, sendo que o regime alimentar é o que mais pode sofrer interferência do criador, alterando a qualidade e quantidade do alimento e, conseqüentemente, a dos dejetos.

Assim, os animais que se alimentam de rações produzem esterco mais rico em nutrientes do que aqueles criados em pastos.

Para REINECKE e VILJOEN (1990), de maneira geral, o esterco bovino é considerado excelente fonte de alimento para a *Eisenia foetida*, dentre outras espécies. A matéria-prima utilizada para produção de húmus a partir da vermicompostagem pode ser advinda de uma variedade de rejeitos, desde que seja rica em matéria orgânica (WAKSMAN, 1939; HAND, 1984; KNÄPPER, 1984; KIEHL, 1985; KIEHL, 1993; VIEIRA, 1995). Não são aconselháveis a utilização de esterco provenientes de criações intensivas de aves em geral, uma vez que apresentam uma elevada temperatura de fermentação (90°C) e forte acidez (VIEIRA, 1995).

Os substratos provenientes de restos vegetais são materiais celulósicos e pobres em nitrogênio (Quadro 5). A maioria é constituída, além da celulose, por hemicelulose e ligninas, sendo todas de decomposição relativamente lenta.

Quadro 5 - Composição média de alguns restos vegetais de interesse como fertilizante orgânico ou matéria-prima para prepará-lo (base seca).

MATERIAL	MO (%)	N (%)	C:N	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (%)	K <sub>2</sub> O (%)
Abacaxi: fibras	71,41	0,90	44/1	Traços	0,46
Amoreira: fibras	86,08	3,77	13/1	1,07	-
Arroz: cascas	54,55	0,78	39/1	0,58	0,49
Arroz: palhas	54,34	0,78	39/1	0,58	0,41
Aveia: cascas	85,00	0,75	63/1	0,15	0,53
Aveia: palhas	85,00	0,66	72/1	0,33	1,91
Banana: folhas	88,99	2,58	19/1	0,19	-
Café: palhas	93,13	1,37	38/1	0,26	1,96
Capim gordura-catingueiro	92,38	0,63	81/1	0,17	-
Capim guiné	88,75	1,49	33/1	0,34	-
Capim jaraguá	90,51	0,79	64/1	0,27	-
Capim limão-cidreira	91,52	0,82	62/1	0,27	-
Capim mimoso	93,69	0,66	79/1	0,26	-
Cassia negra: cascas	96,24	1,40	38/1	0,10	traços
Crotalária júncea	91,42	1,95	26/1	0,40	1,81
Eucalipto: resíduos	77,60	2,83	15/1	0,35	1,52
Gramma batatais	90,80	1,39	36/1	0,36	-
Mandioca: cascas de raízes	58,94	0,34	96/1	0,30	0,44
Mandioca: folhas	91,64	4,35	12/1	0,72	-
Milho: palhas	96,75	0,48	112/1	0,38	1,64

Fonte: Modificada por Alvarez (1957), citada por KIEHL (1985).

MO = matéria orgânica; N = nitrogênio; C:N = relação carbono/nitrogênio; P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> = anidrido fosfórico; K<sub>2</sub>O = óxido de potássio.

Os restos vegetais apresentam uma quantidade de água muito variável chegando, em média, a percentagens entre 60 e 80% nas partes mais suculentas. Outras, como frutos, cascas e sementes encontram-se na faixa de 10 a 20% de umidade. Tais características podem tornar a decomposição química relativamente lenta. Entretanto, a decomposição química pode ser melhorada ou acelerada quando adicionada a outros materiais ricos em matéria orgânica. Logo, o tempo de compostagem desse produto, e posterior vermicompostagem em relação ao conteúdo de água e constituintes, torna-se variável e dependente de um manejo adequado.

#### 2.6.2. Características gerais das minhocas

Classificadas como vermes anelídeos, pelo fato de apresentarem o corpo totalmente dividido em anéis, as minhocas de interesse para a decomposição da matéria orgânica podem ser agrupadas segundo sua coloração: do grupo vermelho, tem-se a minhoca vermelha (*Lumbricus rubelles*) e a vermelha da

Califórnia (*Eisenia foetida*); do grupo cinzento, tem-se a minhoca do campo (*Allolobophora caliginosa*) e a minhoca da noite (*Lumbricus terrestris*) (MEINICKE, 1983).

Da classe dos *oligochaetas* (do grego oligo = pouco e chaeta = cerda, espinho), as minhocas são providas de pequena quantidade de projeções cutâneas espinhiformes, que as auxiliam quando da locomoção e da fixação pelas galerias subterrâneas (LONGO, 1993).

Sendo animais segmentados, sua boca localiza-se no primeiro segmento, recoberto por um pequeno lóbulo, chamado prostômio. O ânus encontra-se no último segmento, apresentando forma de fenda vertical. O trato digestivo é reto e relativamente simples (BARNES, s.d.)

A boca, localizada abaixo do prostômio, abre-se em uma pequena cavidade bucal que, por sua vez, comunica-se com uma faringe mais espaçosa. A parede dorsal da câmara faríngea é muito muscular e glandular, formando uma espécie de bulbo, que é o órgão principal de ingestão.

A faringe atua como bomba, ou seja, a parte anterior da minhoca se estende da galeria e a boca é pressionada contra partículas de resíduo. Nesse momento, ela sofre uma série de contrações que bombeiam o alimento até à boca. As glândulas faríngeas produzem a secreção salivar contendo muco e enzimas (amilase). A faringe desemboca em um esôfago tubular estreito.

Uma característica do esôfago dos oligoquetos é a presença de glândulas calcíferas, que são células glandulares situadas em evaginações especiais da parede esofágica, em diferentes níveis, segundo a espécie.

Essas glândulas estão envolvidas mais na regulação iônica do que na digestão. Funcionam, no corpo, como válvulas para liberar o excesso de cálcio ingerido com o alimento, para manter o pH no sangue e no líquido celomático, controlando os níveis de cálcio e de carbonato.

Quando o nível de gás carbônico no sangue se torna excessivo - consequentemente há um abaixamento do pH - o íon carbonato se liga ao cálcio nas glândulas calcíferas e é excretado no esôfago em forma de calcita. A calcita não é absorvida no intestino.

Os ovos das minhocas são envolvidos por um casulo que é formado por uma substância que lembra a quitina dos insetos. Após serem expelidos, em poucas semanas - 14 a 21 dias - eclodem-se. De cada casulo, em média, duas a três larvas

se desenvolvem (KNÄPPER, 1984; CETESB, 1987; LONGO, 1993). Dependendo da espécie e das condições ambientais, são produzidos de 03 a mais de 50 casulos por minhoca/ano.

No caso da *Eisenia foetida*, segundo KNÄPPER (1984), cada exemplar fornece um casulo a cada cinco dias, quando criada em cativeiro, sendo que em meses quentes a produção pode até aumentar.

As minhocas recém-nascidas apresentam cor branca e comprimento aproximado de 1 mm. Após alguns dias de vida, adquirem a cor característica da espécie. Crescem rapidamente e atingem a maturidade sexual com 30 dias de vida, desde que as condições de temperatura e umidade sejam favoráveis.

As minhocas são onívoras, ou seja, alimentam-se tanto de restos vegetais como de animais. Em sua dieta, o material predominante é a matéria orgânica ou qualquer rejeito rico desse material. Esse alimento, ao passar pela metade posterior do intestino, faz com que as células secretoras de absorção comecem a agir e, assim, várias enzimas digestivas passam a atuar, tais como: a protease, que age sobre as proteínas dos alimentos; a amilase, nos cecos, convertendo amido em açúcar; a lipase, intervindo na digestão de gorduras; a quitinase, que atua sobre a quitina; a celulase, que atua sobre a celulose.

Assim, o material ingerido, ao passar pelo trato digestivo, sofre ação mecânica, cabendo aos microrganismos existentes no intestino das minhocas as transformações bioquímicas na decomposição da matéria orgânica.

### 2.6.3. Eficiência do emprego da vermicompostagem na produção de húmus a partir de resíduos sólidos

O emprego da vermicompostagem no processo de reciclagem de resíduos sólidos já vem ocorrendo, em maior ou menor extensão, em diversos países. Nos Estados Unidos essa prática vem sendo desenvolvida nas residências por meio do uso de “caixas de minhocas”. Na Austrália e Nova Zelândia, além desse emprego, há a participação das minhocas na compostagem de biosólidos (lodo de esgoto sanitário) e esterco bovino em instalações municipais, enquanto que em Belgium, na Índia, onde os resíduos de esgotos sanitários de 500 residências são tratados pelo processo de vermicompostagem, desde julho de 1995 (APPELHOF *et al.*, 1996). Em Cuba há cerca de 170 centros de vermicultura que utilizam

esterco bovino e restos vegetais no processo de vermicompostagem (WERNER e CUEVAS, 1996).

Em La Route, no rio Rhonê, sul da França, a vermicompostagem vem sendo empregada desde 1991, onde processam-se 20 toneladas de resíduos domésticos por dia, segundo dados da WRF - WORLD RESOURCE FOUNDATION (1997).

Experiências realizadas desde a década de 70 vêm demonstrando que o processo de vermicompostagem pode apresentar-se como um eficiente método de tratamento de resíduos sólidos. Assim demonstrou MITCHELL (1977) ao avaliar o potencial da *Eisenia foetida* e da *Lumbricus terrestris* na degradação de lodos. Em seu trabalho, os vermes foram inoculados em quatro tipos de lodos, provenientes de estações de tratamento de esgotos sanitários, dos quais apenas um foi de tratamento aeróbico. Dos três anaeróbicos, dois foram extremamente tóxicos às minhocas, ao passo que um deles foi em menor escala.

Como resultado positivo, verificou-se uma eficiência na redução das taxas de carboidratos dos lodos e produção de húmus, com a população de minhocas do lodo aeróbico sendo da ordem de quatro vezes que a do anaeróbico, a qual permaneceu constante.

Franz (1978) e Camp Dresser e Mckee (1980), citados por VERAS (1996), concluíram em seus trabalhos a eficiência do processo de vermicompostagem usando lodos de estações de tratamento de esgotos sanitários na estabilização dos mesmos.

Para BIDONE (1995), utilizando a vermicompostagem nos resíduos sólidos de curtume, brutos e previamente lixiviados, tendo como substrato a fração orgânica de resíduos sólidos urbanos, a técnica mostrou-se viável, embora o crômio estudado nas raspas, aparas e serragem de curtume tenha se mostrado extremamente resistente ao processo. Ele observou que ao final de todas as fases de seu referido trabalho, as minhocas apresentaram concentrações elevadas de crômio, indicativo da capacidade de bioacumulação das mesmas. Todavia, ao serem submetidas a uma dieta apenas de substrato, após um período de cinco meses, houve uma eliminação do crômio ingerido.

Entretanto, HARRIS et al. (1990) verificou uma forte evidência da capacidade de bioacumulação de metais nesses animais, concluindo que a vermicompostagem pode propiciar ao lodo um adicional grau de tratamento quanto à redução de metais pesados a níveis toleráveis. Observou, ainda, que o

trabalho das minhocas no processamento das misturas levou a um aumento generalizado de pH para todos os tratamentos. Esse aumento também foi observado por VERAS (1996), quando analisou o consórcio lodo de lagoas de estabilização, composto de resíduo sólido orgânico urbano e vermicompostagem, atribuindo a essa elevação as possibilidades de adição de carbonato de cálcio, proveniente das glândulas calcíferas das minhocas.

Em experimentos de campo, Ferreira e Cruz (1992) citado por VERAS (1996), estudaram o efeito do vermicomposto nas propriedades do solo e na produção de matéria seca do milho, observando que para cada dose crescente de vermicomposto, a produção de matéria seca crescia na mesma ordem. Eles argumentaram que isto evidenciava um efeito favorável à aplicação do vermicomposto. É curioso observar, no entanto, que tais autores não discutem a influência direta das propriedades do solo e as condições ambientais do meio na produtividade.

De modo geral, os experimentos vêm demonstrando que o produto da vermicompostagem tem favorecido o desenvolvimento de culturas por meio de diversos processos metabólicos, acelerando o processo de absorção de nutrientes.

### 3. MATERIAIS E MÉTODOS

O presente trabalho buscou estudar o reaproveitamento de resíduos sólidos, classificados pela ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT (1987a), como de origem doméstica, biodegradável, podendo ser enquadrado na Classe II, ou seja, a de resíduos não-inertes. Dessa forma, não foi necessária a aplicação dos testes de lixiviação e solubilização, integrantes das normas de classificação, previstos pelas NBR-10.005 e NBR-10.006, respectivamente.

Para cada canteiro ou célula-tratamento do experimento adicionou-se cerca de 0,30 m<sup>3</sup> (1,00 m<sup>2</sup> x 0,30 m) da mistura das matérias-primas selecionadas para servirem de substratos. Durante 120 dias essas misturas sofreram o processo de compostagem. Com a estabilização da temperatura, ou seja, no estágio final da compostagem, realizou-se a inoculação da *Eisenia foetida*, também conhecida como minhoca “Vermelha da Califórnia”. Após a inoculação, iniciou-se o processo de vermicompostagem que teve duração de 60 dias. Durante esse período, foi avaliada a adaptação das minhocas aos substratos, considerando o teor de umidade, a temperatura e o pH, para que os mesmos pudessem ser controlados, levando-se em conta as melhores condições de adaptação da espécie (CETESB, 1987).

A parte experimental teve duração de seis meses, no período de 15/set/1997 a 15/mar/1998.

#### 3.1. Local

A fase de campo foi desenvolvida no Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada - CRHEA, no município de Itirapina-SP, na Estação Experimental do Departamento de Hidráulica e Saneamento - SHS, da Escola de Engenharia de São Carlos-SP - EESC/USP. A área escolhida foi a jusante da barragem do Broa, afastada das áreas de maior concentração de pessoas, dentro do Centro.

A avaliação dos substratos alternativos, bem como o produto advindo da compostagem e da vermicompostagem, foi realizada por meio de análises físicas, químicas e biológicas, nos laboratórios do SHS-EESC e no Instituto de Química, no Campus da Universidade de São Paulo, em São Carlos-SP.

### 3.2. Matéria-prima utilizada como substrato

Foram escolhidos quatro resíduos, dentre os diversos resíduos sólidos orgânicos que podem ser utilizados nos processos de compostagem e vermicompostagem. Dos quatro resíduos, um foi o composto orgânico advindo da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos domiciliares, supostamente em estágio avançado de maturação. Dessa forma, os resíduos utilizados no experimento foram:

- Lixo Cru (L)

Foi considerado como lixo cru, a fração orgânica proveniente do descarte de resíduos do restaurante universitário do Campus da USP em São Carlos-SP e de mercados da cidade, como cascas de frutas, folhagens e, de modo geral, resíduos característicos de cozinha. Para cada coleta, feita duas vezes por semana, o lixo cru foi triturado em moinho tipo JF2 desintegrador/picador - 4500 rpm. Em seguida, conduzido para o local do experimento, por meio de reservatórios de plástico com capacidade de 100 litros e disposto em célula-tratamento.

A coleta desse material foi efetuada por um período de quatro semanas, em que se obteve a quantidade necessária de resíduo para dar início ao processo de compostagem.

- Resíduo de Poda e Capina (R)

O resíduo de poda e capina utilizado foi proveniente da poda de árvores, de folhas, de gramíneas, dentre outros, resultantes das atividades de manutenção da área do CRHEA, realizada no mês de junho/97. Esse material foi triturado manualmente e disposto junto à estrutura (em canteiros) que serviu de abrigo ao experimento.

- Esterco Bovino Curado (E)

Proveniente das áreas de pasto do gado leiteiro da EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA, na Estação Experimental Fazenda Canchin, no município de São Carlos-SP. O resíduo foi acondicionado em sacos de 60 kg e conduzidos ao local do experimento.

- Material Orgânico Compostado (C)

Foi proveniente do Setor de Compostagem do Aterro Bandeirantes, localizado na região metropolitana de São Paulo-SP, retirado de uma leira formada em agosto/92. Por apresentar diversos elementos inertes, tais como seringas, cacos de vidros, tubos de plástico de canetas esferográficas, moedas e projéteis de revólver, dentre outros, o material foi passado por uma triagem, antes de ser conduzido ao experimento.

O material orgânico (C) foi adicionado às demais formas de matérias-primas selecionadas (L, R e E) com a função de inóculo massal; ou seja, com a introdução desse material aos demais, buscou-se evitar problemas, principalmente, com excesso de umidade nas misturas.

As matérias-primas, antes de serem processadas, sofreram uma triagem manual para a remoção de partículas grosseiras, bem como a de materiais inertes. Em seguida, foram amostradas pelo método do quarteamento (SCHALCH et al., 1995) e conduzidas aos laboratórios para a verificação de suas principais características físicas, químicas e biológicas.

### 3.3. Emprego da espécie *Eisenia foetida*

Os indivíduos utilizados no experimento foram obtidos de um lote único de minhocas adultas da espécie *Eisenia foetida*, retirado integralmente de um canteiro de criação particular no município de São Carlos-SP.

A escolha dessa espécie baseou-se no potencial que a mesma possui para a compostagem em larga escala, devido à capacidade de adaptar-se ao meio, caracterizado pela rápida taxa de crescimento e reprodução (CETESB, 1987) e de utilizar grande diversidade de matéria orgânica como substrato (KNÄPPER et al., 1990). Dessa forma, cada célula-tratamento recebeu um quilo de minhoca, que foram inoculadas pela manhã do dia 15 de janeiro de 1998.

### 3.4. Montagem do experimento

#### 3.4.1. Construção das células

Na área reservada da Estação Experimental do SHS-EESC/USP foram montados dois conjuntos de canteiros, com cada conjunto contendo oito células-tratamento. Cada uma das células tinha um volume de 0,52 m<sup>3</sup> (Figura 2).

O conjunto de canteiros foi construído com tijolo baiano, de oito furos, com o objetivo de proporcionar melhor conforto térmico às minhocas. Esses tijolos foram assentados com argamassa mista de cimento, cal e areia, na proporção 1:2:9, dando uma maior resistência e durabilidade aos canteiros. O conjunto foi coberto com telhas de fibrocimento, protegido por tela plástica para evitar a entrada de luminosidade e águas de chuvas, bem como o aparecimento de vetores (ratos, baratas, moscas). No interior, cada célula recebeu uma cobertura de tela plástica, denominada sombrite, com o objetivo de oferecer às minhocas um ambiente de sombreamento eficaz.

As células-tratamento (num total de 32) foram construídas com uma área livre de 1 m<sup>2</sup> (0,80 x 1,25 m) e uma altura de 0,52 m. Cada uma possui um ralo próprio recoberto com tela fina, para impedir perda de material, bem como entrada de alguns predadores. Com esse mecanismo pode-se ter a saída de líquidos percolados, evitando assim o encharcamento e decorrente asfixia dos vermes pela retenção do gás carbônico, durante a vermicompostagem.

A divisão dos canteiros para a formação das células-tratamento foi feita por uma tábua, devidamente vedada com silicone. Seu interior recebeu uma pintura especial com Neutrol, para impermeabilização.

Para a condução do experimento, utilizaram-se 20 células, as quais receberam os tratamentos constituídos da mistura do material orgânico compostado (inóculo massal) com os substratos alternativos (lixo cru, resíduo de poda e capina e esterco bovino).

Figura 2 - Canteiros para vermicompostagem com 32 células-tratamento.



3.4.2. Preparo das células-tratamento

Tendo os substratos sido devidamente triturados, estabeleceu-se o volume de 0,30 m<sup>3</sup> para o preenchimento das células-tratamento, da seguinte forma:

8 TANQUES CONTENDO 100% DOS SUBSTRATOS:

$$2 \times \begin{array}{c} \triangle \\ \text{L} \\ 0,3 \text{ m}^3 \end{array} \quad 2 \times \begin{array}{c} \triangle \\ \text{R} \\ 0,3 \text{ m}^3 \end{array} \quad 2 \times \begin{array}{c} \triangle \\ \text{E} \\ 0,3 \text{ m}^3 \end{array} \quad 2 \times \begin{array}{c} \triangle \\ \text{C} \\ 0,3 \text{ m}^3 \end{array}$$

12 TANQUES CONTENDO MISTURAS DE COMPOSTO + SUBSTRATOS

ALTERNATIVOS, NAS SEGUINTE PROPORÇÕES:

- 3 tanques contendo 80% de composto + 20% de substratos alternativos

$$\begin{array}{c} \triangle \\ \text{C} \\ 0,24 \text{ m}^3 \end{array} + \begin{array}{c} \triangle \\ \text{L} \\ 0,06 \text{ m}^3 \end{array} = \begin{array}{c} \triangle \\ \text{CL} \\ 0,30 \text{ m}^3 \end{array}$$

$$\begin{array}{c} \triangle \\ \text{C} \\ 0,24 \text{ m}^3 \end{array} + \begin{array}{c} \triangle \\ \text{R} \\ 0,06 \text{ m}^3 \end{array} = \begin{array}{c} \triangle \\ \text{CR} \\ 0,30 \text{ m}^3 \end{array}$$

$$\begin{array}{c} \triangle \\ \text{C} \\ 0,24 \text{ m}^3 \end{array} + \begin{array}{c} \triangle \\ \text{E} \\ 0,06 \text{ m}^3 \end{array} = \begin{array}{c} \triangle \\ \text{CE} \\ 0,30 \text{ m}^3 \end{array}$$

- 3 tanques contendo 60% de composto + 40% de substratos alternativos

$$\begin{array}{c} \triangle \\ \text{C} \\ 0,18 \text{ m}^3 \end{array} + \begin{array}{c} \triangle \\ \text{L} \\ 0,12 \text{ m}^3 \end{array} = \begin{array}{c} \triangle \\ \text{CL} \\ 0,30 \text{ m}^3 \end{array}$$

$$\begin{array}{c} \triangle \\ \text{C} \\ 0,18 \text{ m}^3 \end{array} + \begin{array}{c} \triangle \\ \text{R} \\ 0,12 \text{ m}^3 \end{array} = \begin{array}{c} \triangle \\ \text{CR} \\ 0,30 \text{ m}^3 \end{array}$$

$$\begin{array}{c} \triangle \\ \text{C} \\ 0,18 \text{ m}^3 \end{array} + \begin{array}{c} \triangle \\ \text{E} \\ 0,12 \text{ m}^3 \end{array} = \begin{array}{c} \triangle \\ \text{CE} \\ 0,30 \text{ m}^3 \end{array}$$

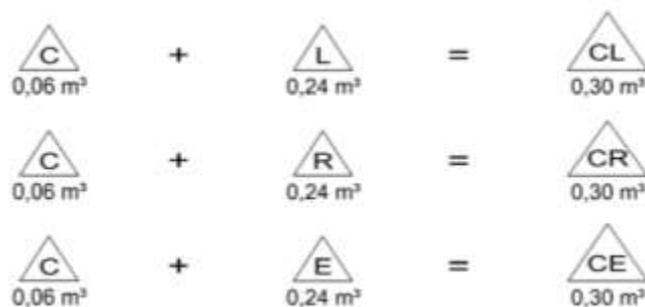
- 3 tanques contendo 40% de composto + 60% de substratos alternativos

$$\begin{array}{c} \triangle \\ \text{C} \\ 0,12 \text{ m}^3 \end{array} + \begin{array}{c} \triangle \\ \text{L} \\ 0,18 \text{ m}^3 \end{array} = \begin{array}{c} \triangle \\ \text{CL} \\ 0,30 \text{ m}^3 \end{array}$$

$$\begin{array}{c} \triangle \\ \text{C} \\ 0,12 \text{ m}^3 \end{array} + \begin{array}{c} \triangle \\ \text{R} \\ 0,18 \text{ m}^3 \end{array} = \begin{array}{c} \triangle \\ \text{CR} \\ 0,30 \text{ m}^3 \end{array}$$

$$\begin{array}{c} \triangle \\ \text{C} \\ 0,12 \text{ m}^3 \end{array} + \begin{array}{c} \triangle \\ \text{E} \\ 0,18 \text{ m}^3 \end{array} = \begin{array}{c} \triangle \\ \text{CE} \\ 0,30 \text{ m}^3 \end{array}$$

- 3 tanques contendo 20% de composto + 80% de substratos alternativos



No Quadro 6, tem-se a identificação numérica das células-tratamento montadas a partir dos substratos com o material orgânico compostado em diferentes proporções.

Quadro 6 - Composição das células-tratamento.

CÉLULA	COMPOSIÇÃO
1	0,30 m <sup>3</sup> de esterco bovino curado
2	0,30 m <sup>3</sup> de esterco bovino curado
3	0,24 m <sup>3</sup> de composto + 0,06 m <sup>3</sup> de esterco bovino curado
4	0,18 m <sup>3</sup> de composto + 0,12 m <sup>3</sup> de esterco bovino curado
5	0,12 m <sup>3</sup> de composto + 0,18 m <sup>3</sup> de esterco bovino curado
6	0,06 m <sup>3</sup> de composto + 0,24 m <sup>3</sup> de esterco bovino curado
7	0,30 m <sup>3</sup> de lixo cru
8	0,30 m <sup>3</sup> de lixo cru
9	0,24 m <sup>3</sup> de composto + 0,06 m <sup>3</sup> de lixo cru
10	0,18 m <sup>3</sup> de composto + 0,12 m <sup>3</sup> de lixo cru
11	0,12 m <sup>3</sup> de composto + 0,18 m <sup>3</sup> de lixo cru
12	0,06 m <sup>3</sup> de composto + 0,24 m <sup>3</sup> de lixo cru
13	0,30 m <sup>3</sup> de resíduo de poda e capina
14	0,30 m <sup>3</sup> de resíduo de poda e capina
15	0,24 m <sup>3</sup> de composto + 0,06 m <sup>3</sup> de resíduo de poda e capina
16	0,18 m <sup>3</sup> de composto + 0,12 m <sup>3</sup> de resíduo de poda e capina
17	0,12 m <sup>3</sup> de composto + 0,18 m <sup>3</sup> de resíduo de poda e capina
18	0,06 m <sup>3</sup> de composto + 0,24 m <sup>3</sup> de resíduo de poda capina
19	0,30 m <sup>3</sup> de material orgânico compostado
20	0,30 m <sup>3</sup> de material orgânico compostado

As células-tratamento foram dispostas nos conjuntos de canteiros de modo aleatório, como mostra a Figura 3, a qual indica também a orientação Norte (N) - Sul (S).

Figura 3 - Disposição das células-tratamento nos canteiros na Estação Experimental.

						17	8
						3	13

N

7	4	11	15	5	14	6	20
18	12	19	1	9	10	16	2

#### 3.4.3. Coleta das amostras

- 1ª Coleta: Após a montagem das células, amostras compostas foram coletadas das células-tratamento e conduzidas ao laboratório para análise de rotina (T = 1), indicando início da compostagem (15/set/1997).
- 2ª Coleta: Amostras foram coletadas, para análise, após 120 dias da compostagem para cada células-tratamento, entre 5 a 10 cm de profundidade (T = 2), indicando final da compostagem e início da vermicompostagem (15/jan/1998).
- 3ª Coleta: Coletadas após 60 dias de inoculação para cada célula, na parte superficial, as amostras foram conduzidas ao laboratório e realizados os mesmos procedimentos (T = 3), indicando final da vermicompostagem (15/mar/1998).

#### 3.4.4. Procedimentos na condução do experimento

- Rega:

No processo de compostagem buscou-se umedecer as células-tratamento para favorecer o processo de decomposição da matéria orgânica facilmente decomponível das matérias-primas utilizadas.

A rega, para o processo de vermicompostagem, teve como objetivo manter a umidade necessária à sobrevivência dos oligoquetos.

- Temperatura:

Verificou-se a temperatura, em cada célula-tratamento, para os diferentes níveis de profundidade (0, 15 e 30 cm), durante todos os processos, sendo mais efetivo

no período de compostagem, para a avaliação da degradação da matéria orgânica, bem como monitorar, já no estágio final de compostagem, a faixa ideal (entre 20 e 25°C), para ocorrer a inoculação das minhocas (CETESB, 1987).

- Observação Visual:

A observação visual teve como objetivo verificar o comportamento dos indivíduos inoculados, quanto à capacidade de adaptação ao ambiente, à presença de possíveis predadores, bem como às fugas e aos óbitos.

### 3.5 Caracterização física, química e biológica do substrato

Nas amostras coletadas, antes (T1) e após (T2) o processo de compostagem, bem como no final do processo de vermicompostagem (T3), buscou-se avaliar as características físicas, químicas e biológicas das misturas entre os substratos empregados e o material orgânico compostado, conforme sintetizado no Quadro 7.

Quadro 7 - Análises laboratoriais empregadas no experimento.

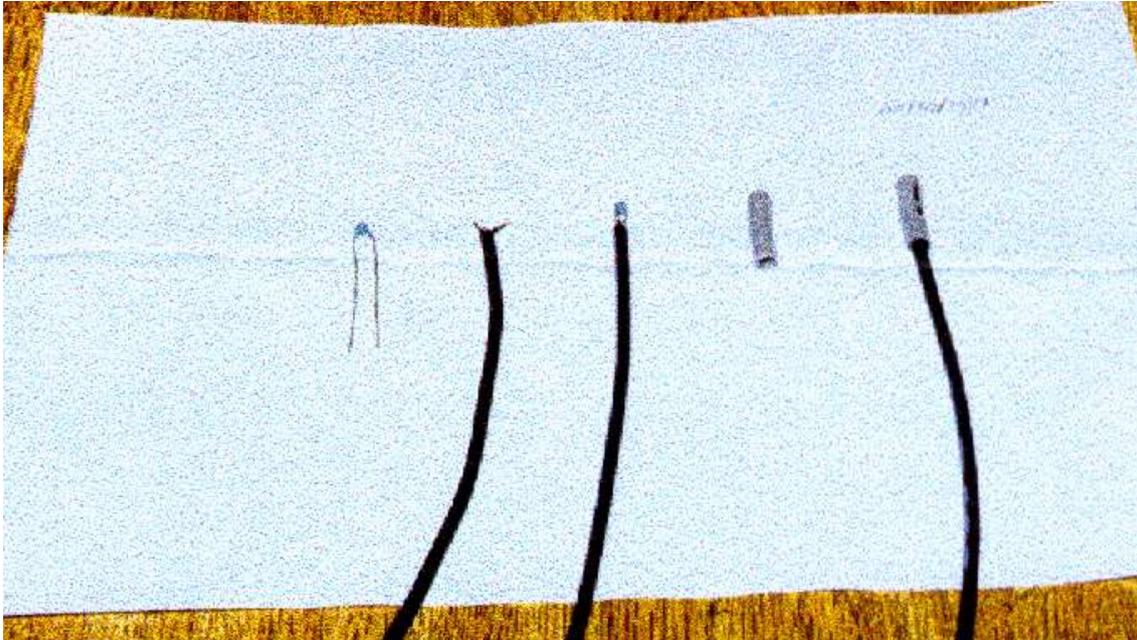
PARÂMETROS	EQUIPAMENTO	REFERÊNCIA
Umidade (%)	Estufa de circulação forçada a 105-110°C	EMBRAPA (1979)
pH	Potenciômetro	---
Matéria Orgânica	---	KIEHL e PORTA (1980)
Carbono total	Aparelho modelo 915B	BECKMAN (1987)
N Total	Titulação	TEDESCO et al. (1985)
P, K, Ca, Mg, Zn, Cu e Mn	Espectrofotometria de absorção atômica (chama)	TEDESCO et al. (1985)
Coliformes totais e fecais	Fermentação em tubos múltiplos	CETESB (1978)
Sólidos totais fixos e voláteis	Diferença de peso de material calcinado	KIEHL e PORTA (1980)

### 3.6 Sistema automático de medição de temperatura

Para a medição da temperatura dos tratamentos nas células utilizou-se do sistema automático de medição de temperatura, que consiste na medição da mesma através de processos eletrônicos. Para tanto, utilizaram-se termistores NTC's de 10kΩ 5%, fabricados pela CERAUTO Ind. e Com. LTDA. (Figura 4). A

escolha desse tipo de sensor foi por ele possuir uma faixa de operação entre 0° e 100°C e permitir uma leitura manual por meio de ohmímetro.

Figura 4 - Encapsulamento do sistema sensor NTC (10kΩ/5%).



Por meio de encapsulamento por epoxi e posterior fixação dos sensores em haste de PVC, pôde-se efetuar leituras das resistências para as diferentes profundidades de 0, 15 e 30 cm. As leituras das resistências foram, em seguida, transferidas para uma planilha de cálculo para posterior obtenção de temperatura, tendo como referência uma tabela de conversão fornecida pelo fabricante, reproduzida na Tabela 1.

Tabela 1 - Conversão de leitura de resistência à temperatura em °C.

<b>R (kΩ)</b>	<b>T (°C)</b>	<b>R (kΩ)</b>	<b>T (°C)</b>
32,64	0	5,334	40
31,01	1	5,126	41
29,46	2	4,928	42
28,01	3	4,738	43
26,63	4	4,557	44
25,33	5	4,383	45
24,10	6	4,218	46
22,95	7	4,059	47
21,85	8	3,908	48
20,81	9	3,763	49
19,83	10	3,624	50
18,91	11	3,485	51
18,03	12	3,353	52

17,20	13	3,227	53
16,41	14	3,106	54
15,66	15	2,990	55
14,95	16	2,879	56
14,28	17	2,773	57
13,64	18	2,672	58
13,04	19	2,574	59
12,47	20	2,481	60
11,92	21	2,392	61
11,40	22	2,307	62
10,91	23	2,225	63
10,44	24	2,146	64
10,00	25	2,071	65
9,751	26	1,998	66
9,163	27	1,929	67
8,775	28	1,862	68
8,406	29	1,798	69
8,054	30	1,737	70
7,720	31	1,678	71
7,401	32	1,622	72
7,097	33	1,567	73
6,808	34	1,515	74
6,533	35	1,465	75
6,270	36	1,416	76
6,019	37	1,370	77
5,780	38	1,325	78
5,552	39	1,282	79

Fonte: Adaptado de CERAUTO IND. E COM. LTDA (2000)

### 3.7 Modelo cinético para avaliação da taxa de decomposição

Para se estudar a velocidade dos processos envolvidos neste trabalho, foi utilizado um modelo o qual se decidiu denominar por "modelo cinético". Ele é empregado para verificar o comportamento dos parâmetros: matéria orgânica total, carbono total, nitrogênio total e relação C:N, correlacionando-os com a velocidade de decomposição das matérias-primas associadas a um inóculo massal. Esses parâmetros, ou variáveis, foram medidos em três tempos: Tempo 1 (T1) - para o início do processo de compostagem; Tempo 2 (T2) - para o final do processo de compostagem e Tempo 3 (T3) - para o final do processo de vermicompostagem, considerando os substratos: esterco bovino (E), lixo cru (L) e resíduo de poda/capina (R), associados ao composto orgânico (C), ou inóculo massal, nas diferentes proporções, em volume de material. Utilizando-se de

fundamentos da cinética química, a velocidade média ( $v$ ) dos processos analisados corresponde ao quociente entre a variação de teores ( $\Delta n$ ) e a variação do tempo ( $\Delta t$ ) em que  $\Delta n$  é observado, e é dada por:

$$v = \frac{\Delta n}{\Delta t}$$

Como os teores foram medidos em um mesmo intervalo de tempo, pode-se escrever  $\Delta t = T$  e considerar essa variação como uma constante para todas as medidas. Portanto, a avaliação da velocidade de decomposição torna-se dependente somente de  $\Delta n$ .

### 3.8. Análise estatística

As análises estatísticas foram realizadas junto ao Laboratório de Estatística Aplicada do Departamento de Estatística - DEs da Universidade Federal de São Carlos-SP, UFSCar, sob a coordenação do Prof. José Carlos Fogo.

A análise dos dados foi efetuada por meio da comparação de múltiplos vetores de médias, ou seja, pelo método de análise de variância multivariada a dois fatores (MANOVA two-way), segundo JUHNSON e WICHERN (1992).

#### 3.8.1. Análise de variância multivariada a dois fatores (MANOVA two-way)

A técnica MANOVA two-way foi utilizada para comparar vários vetores de médias de populações. Nessa análise a resposta é dada por um vetor de variáveis. Tais variáveis do experimento corresponderam a:

- Matéria orgânica total
- Carbono total
- Relação carbono/nitrogênio
- Nitrogênio total
- Fósforo total
- Potássio total
- Coliformes totais
- Coliformes fecais

Essas variáveis foram medidas em três tempos: T1 - no início da compostagem; Tempo 2 - após a compostagem e Tempo 3 - após a vermicompostagem, considerando-se, também, cada um dos substratos: resíduos de poda/capina (R), lixo cru (L) e esterco bovino (E).

Dessa forma, obteve-se uma situação multivariada, sujeita aos fatores Tempo de Coleta e Substrato, cada um com três níveis, sendo que foram realizadas cinco amostras em cada ponto de coleta (combinação dos níveis dos fatores Tempo e Substrato).

Portanto:

$$Y = \begin{pmatrix} Y_1 \\ Y_2 \\ \vdots \\ Y_k \end{pmatrix}$$

Em que ,  $k = 6$ , o número de variáveis observadas.

Assim sendo, cada vetor de observações pode ser escrito através do modelo dado por:

$$\boxed{Y_{ijk} = \mu + \tau_i + \beta_j + \tau\beta_{ij} + e_{ijk}} \quad (1)$$

$$i = 1, 2, \dots, g;$$

$$j = 1, 2, \dots, b$$

$$k = 1, 2, \dots, n_{ij}.$$

Em que,

$Y_{ijk}$  : vetor de respostas observadas;

$\mu$  : vetor de médias geral;

$\tau_i$  : vetor de efeitos fixos do i-ésimo nível do fator Tempo;

$\beta_j$  : vetor de efeitos fixos do j-ésimo nível do fator Substrato;

$\tau\beta_{ij}$  : vetor de efeitos fixos das interações entre o i-ésimo nível do fator Tempo e o j-ésimo nível do fator Substrato;

- $e_{ijk}$  : vetor de erros ;
- $g$  : níveis do fator Tempo,  $g = 3$ ;
- $b$  : níveis do fator Substrato,  $b = 3$ ;
- $n_{ij}$  : número de observações em cada combinação dos níveis do fator Tempo com o fator Substrato.

Para modelo anterior supõe-se que:

$$\sum_{i=1}^g \tau_i = \sum_{j=1}^b \beta_j = \sum_{i=1}^g \tau\beta_{ij} = \sum_{j=1}^b \tau\beta_{ij} = 0$$

Para utilizar a MANOVA, requer-se as seguintes condições acerca da estrutura dos dados:

- 1 - Cada vetor de observações é uma amostra aleatória de uma população com vetor de médias  $\mu_{ij}$ ,  $i = 1, 2, \dots, g$ ;  $j = 1, 2, \dots, b$ ; sendo que, as amostras aleatórias das diferentes populações são independentes.
- 2 - Todas as populações têm uma matriz de variâncias-covariâncias comum  $\Sigma$ .
- 3 - Cada uma das populações é normal multivariada.

Portanto, para a utilização do modelo acima, deve-se verificar a igualdade de matrizes de variâncias-covariâncias e normalidade multivariada.

A verificação da normalidade multivariada foi feita por meio do teste de Mardia (SEBER, 1984) e a verificação da igualdade de matrizes de variâncias-covariâncias foi feita através do teste Box-M (MARDIA et. al., 1982).

Como não foi possível a utilização da análise de variância multivariada, pois os dados não atenderam à condição de normalidade multivariada, assim como à de igualdade de matriz de variâncias-covariâncias (condições 2 e 3), optou-se pelo teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis para a comparação dos diversos grupos de tratamentos.

## 3.8.2. Teste de Kruskal-Wallis

Segundo NETER et al. (1990), o teste de Kruskal-Wallis é uma alternativa não paramétrica para a análise de variância, quando as condições de regularidade para o modelo MANOVA não forem atendidas.

Através das análises de variâncias preliminares, observou-se a interação entre os fatores Tempo e Substrato. Dessa forma, buscou-se combinar os níveis desses dois fatores em nove tratamentos (Tabela 2).

Tabela 2 – Tratamentos formados com a combinação dos níveis dos fatores Tempo e Substrato.

TEMPO	SUBSTRATO	TRATAMENTO
Tempo 1	R	T1R
	L	T1L
	E	T1E
Tempo 2	R	T2R
	L	T2L
	E	T2E
Tempo 3	R	T3R
	L	T3L
	E	T3E

O teste de Kruskal-Wallis foi aplicado a cada uma das variáveis sujeitas aos tratamentos definidos acima e, portanto, o teste resumiu-se em comparar os nove grupos formados.

Para o Kruskal-Wallis, cada uma das observações é substituída pelo seu respectivo rank ou posto, isto é, os valores mensurados em cada uma dos k grupos (tratamentos) são dispostos em uma série única de postos. Ao menor valor, atribui-se o posto 1; ao seguinte, o posto 2 e, assim por diante, até que ao maior valor seja atribuído o maior posto.

Feito isso, determinou-se a soma dos postos em cada um dos k grupos. No teste, determina-se se essas somas são díspares ao ponto de não ser possível afirmar se há igualdade entre os k grupos.

As hipóteses testadas foram as seguintes:

$H_0$  : Não há diferença entre os grupos;

$H_1$  : Pelo menos um dos grupos é diferente.

O teste de Kruskal-Wallis é definido, matematicamente, pela seguinte expressão algébrica:

$$H = \frac{12}{n(n+1)} \sum_{i=1}^k n_i \bar{R}_i^2 - 3(n+1) \quad (2)$$

Em que,

$k$  : número de grupos

$n_i$  : número de observações do  $i$ -ésimo grupo

$n = \sum_{i=1}^k n_i$ , número total de observações

$\bar{R}_i$ : posto médio para o  $i$ -ésimo grupo,  $i = 1, 2, 3$

Se a hipótese  $H_0$  for verdadeira, então a estatística  $H$  tem distribuição qui-quadrado com  $(k - 1)$  graus de liberdade. Assim, para um dado nível de significância  $\alpha$ , rejeita-se a hipótese de que os tratamentos sejam iguais se o valor de  $H$  encontrado é maior que o valor qui-quadrado com  $(k - 1)$  graus de liberdade tabelado.

Uma vez detectada alguma diferença entre os grupos, utilizou-se o teste de comparações múltiplas de Kruskal-Wallis para indicar qual ou quais grupos diferem.

O procedimento das comparações múltiplas de Kruskal-Wallis utiliza-se dos ranks médios para encontrar os limites de todas as  $g = k(k-1)/2$  comparações, fixando-se um nível de significância  $\alpha$ , através da seguinte relação:

$$(\bar{R}_i - \bar{R}_j) \pm Z(1 - \alpha/2g) = \sqrt{\frac{n(n+1)}{12} \left( \frac{1}{n_i} + \frac{1}{n_j} \right)}, \quad i, j = 1, 2, \dots, k \text{ e } i \neq j \quad (3)$$

Em que,

$Z(1 - \alpha/2g)$  = percentil de  $(1 - \alpha/2g)$  da distribuição normal padronizada.

Se o intervalo acima inclui o valor zero, então conclui-se que os correspondentes tratamentos  $i$  e  $j$  não são diferentes. Por outro lado, se o intervalo não inclui o valor zero, então conclui-se que os respectivos tratamentos diferem significativamente.

Baseados em todas as comparações, realizadas duas a duas, pôde-se agrupar os tratamentos cujos membros não diferiram significativamente.

## 4. RESULTADOS E DISCUSSÕES

### 4.1. Resíduos orgânicos

#### 4.1.1. Resíduos orgânicos no processo de compostagem

Os resíduos orgânicos vegetais e animais representam fontes importantes de matéria-prima para o processo de decomposição biológica. Atualmente, resíduos orgânicos sólidos urbanos, domiciliares e industriais vêm participando, também, desse processo.

O produto gerado a partir da decomposição da fração orgânica dos resíduos domiciliares e industriais, bem como o de resíduos vegetais e o de animais, apresenta características e propriedades diferentes em comparação às dos resíduos ao início do processo. Embora, para qualquer resíduo orgânico, as fases de decomposição sejam as mesmas, diferentes temperaturas são observadas durante essas fases, variando, conseqüentemente, a duração destas ao longo da compostagem. Conforme KIEHL (1998) fatores como granulometria, conteúdo de água e composição química dos materiais utilizados irão interferir no tempo e duração das fases. Assim, para cada tipo de resíduo, suas características e alterações bioquímicas poderão influenciar no tempo necessário para que ocorra o processo de decomposição ou de compostagem.

O Quadro 8 apresenta alguns parâmetros importantes dos resíduos utilizados no processo de compostagem investigado com este trabalho de pesquisa.

O resíduo orgânico compostado, denominado composto (C), foi adicionado em diferentes proporções ao esterco bovino (E), ao lixo cru (L) e ao resíduo de poda/capina (R). Apesar do composto ter sido retirado de uma leira com mais de 01 (um) ano de compostagem, ele não encontrava-se estável, uma vez que ao ser manuseado, registrou temperaturas elevadas. Todavia, como sua função era servir de "inóculo massal", introduzindo uma população de diferentes microrganismos aos demais resíduos, não houve grandes preocupações com seu estágio de compostagem. Como argumentado por GOLUECK e DIAZ (1991), o resíduo ideal para servir de "inóculo massal" deve apresentar-se semicurado ou bioestabilizado.

O composto (C) ao ser adicionado ao resíduo de lixo cru (L) interferiu nas condições de umidade do mesmo. Essa adição contribuiu para que não houvesse

formação de líquidos percolados, melhorando as condições de arejamento, quando do início do processo de compostagem. Dessa forma, pôde-se perceber que a "inoculação massal" contribuiu para o estreitamento entre os parâmetros umidade e temperatura dos resíduos.

Quadro 8 - Características física, química e biológica dos materiais empregados nos processos de decomposição biológica, em base úmida.

<b>PARÂMETRO</b>	<b>ESTERCO BOVINO (E)</b>	<b>LIXO CRU (L)</b>	<b>RESÍDUO DE PODA/CAPINA (R)</b>	<b>COMPOSTO (C)</b>
Umidade (%)	59,10	74,43	17,27	67,87
Matéria Orgânica total (%)	36,58	12,23	49,10	25,02
Resíduo mineral (%)	4,32	13,34	33,63	7,11
Carbono total (%)	20,32	6,79	27,28	13,90
Nitrogênio total (%)	1,17	1,26	1,54	1,19
Relação C:N	17:1	5:1	18:1	12:1

Pelo Quadro 8, as matérias-primas apresentaram um teor de matéria orgânica total abaixo do recomendado para o início do processo, conforme KIEHL (1998), exceto para o resíduo de poda/capina (R). Entretanto, tais percentuais foram alterados, quando da realização das misturas das matérias-primas com o composto, antes do início do processo de compostagem. Com esse procedimento, todos os teores dos parâmetros foram modificados, havendo, portanto, alterações segundo a proporcionalidade adicionada.

Com a condução da compostagem obteve-se, portanto, um produto mais estável para servir de substrato no processo de vermicompostagem.

#### 4.1.2. Resíduos orgânicos no processo de vermicompostagem

De certa forma, qualquer matéria-prima pode ser utilizada como substrato em um processo de vermicompostagem, desde que tenha substâncias orgânicas que possam ser decompostas pela ação dos microrganismos, fornecendo o alimento necessário às minhocas.

As matérias-primas selecionadas neste trabalho, misturadas em diferentes proporções, após passarem pelo processo de compostagem, foram aceitas como substratos pela espécie *Eisenia foetida*, sobretudo o esterco bovino (E) e o resíduo

de poda/capina (R). Em ambos os casos observou-se, após 15 dias da inoculação, a presença de casulos verdes. Surpreendentemente, a presença destes casulos é pouco provável para o substrato resíduo de poda/capina (R).

Pelo que se verificou, a aceitação desses substratos pareceu estar relacionada mais ao conteúdo de celulose, conforme observado por EDWARD e LOFTY (1976), devido as espécies serem atraídas muito mais por este componente do que por alimentos ricos em proteínas. Por outro lado, KNOPPER (1984), ao estudar o comportamento das minhocas em cativeiro, observou que elas podem, até mesmo, aceitar um substrato que tenha pouco ou nenhum valor alimentício no que se refere a proteínas e material orgânico nitrogenado. Assim, é possível que a escolha, pelas minhocas, do resíduo de poda/capina (R) possa estar relacionada a outros fatores, além da alimentação, associados à reprodução e, ou, preservação da espécie.

## 4.2. Temperatura

### 4.2.1. Temperatura durante o processo de compostagem

A temperatura representa um dos principais parâmetros indicadores do processo de decomposição da fração orgânica. No início desse processo, a temperatura atingiu cerca de 75°C, caracterizando-se na fase do processo de máxima produção de calor.

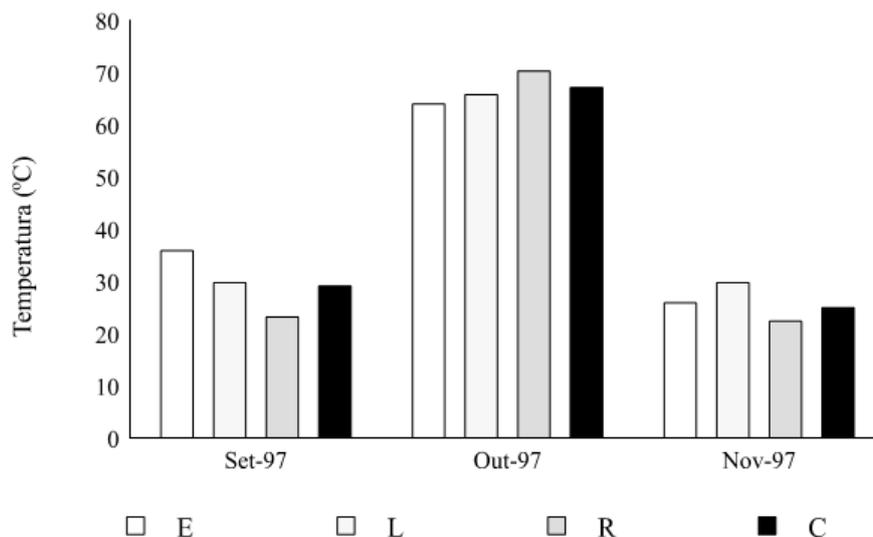
A elevação da temperatura, evidenciando o metabolismo exotérmico dos microrganismos, pode levar o material decomposto a uma esterilização, eliminando grande parte dos organismos patogênicos eventualmente presentes na massa compostável, dentre os quais a *Salmonellas spp* e *Escherichia coli* (CAPELLI e SASSARÃO, 1984). Embora não se tenha avaliado a presença de patógenos, acredita-se que as temperaturas elevadas, nesse período inicial, contribuíram para a esterilização da massa compostável.

Com a realização das misturas e início do processo de compostagem das 20 células-tratamento, o monitoramento da temperatura foi efetivo para os pontos localizados a 0, 15 e 30 cm de profundidade. Após os primeiros dias de leitura percebeu-se que o ponto localizado a 15 cm foi o que melhor registrou as variações de temperatura das células-tratamento, sem sofrer influência da temperatura ambiente (a qual ocorre junto à superfície, a 0 cm) ou da elevada temperatura da

base das células-tratamento (à profundidade de 30 cm). Estas elevadas temperaturas da base foram possivelmente decorrentes do peso e do adensamento do material, o que faz com que haja uma maior retenção de água pelo sistema.

No período de setembro a novembro de 1997, as leituras de temperatura foram observadas, diariamente, em dois turnos: de manhã e à tarde. Dada a variabilidade dessas leituras, adotou-se a média aritmética das mesmas para descrição da tendência geral dos dados. Assim, têm-se, na Figura 5, os resultados das temperaturas médias para os grupos de substratos no período de compostagem.

Figura 5 - Temperatura média (°C) para os substratos esterco bovino (E), lixo cru (L), resíduo de poda/capina (R) e material orgânico compostado (C), nos meses de setembro a novembro/1997.



No mês de setembro de 1997 observou-se que as temperaturas permaneceram em torno de 35°C. Os substratos na forma de esterco bovino (E) e o lixo cru (L) foram os que apresentaram temperaturas mais elevadas, enquanto o resíduo de poda/capina (R) foi o que apresentou leituras menores. A exceção pode estar relacionada à granulometria e ao conteúdo de água retido neste material, uma vez que materiais mais grosseiros podem facilitar a aeração da massa compostável, mesmo sem revolvimento, levando a uma queda da temperatura. Outro fator é a própria constituição do resíduo, basicamente celulósico e, por conseguinte, de decomposição lenta.

A temperatura, em torno de 35°C, registrada na primeira fase da compostagem, mostrou-se razoável. Pode ser considerada como um indicativo da ação dos microrganismos mesofílicos, caracterizando a fase mesófila, em que se tem a digestão dos carboidratos simples (açúcares), iniciando a decomposição do resíduo.

No mês seguinte (outubro de 1997), houve um aumento da temperatura para todos os substratos, indicando a ação dos microrganismos termofílicos, caracterizando a fase termófila. Tem-se, nesta fase, a decomposição das proteínas e compostos orgânicos nitrogenados, evidenciada pelo aumento de pH para a faixa de 8,2 a 9,0 (SNELL, 1991; KIEHL, 1998).

Com o decréscimo da temperatura, observada no mês de novembro de 1997, reiniciou-se a fase mesófila da decomposição. Nesse período, o substrato lixo cru (L) foi o que apresentou a menor variação de temperatura em relação aos demais substratos, quando se compara as temperaturas da presente fase com as da fase termófila, em setembro de 1977. Nesse caso, o conteúdo de água do substrato foi o responsável por esta variação.

Durante o processo de compostagem, as temperaturas registradas variaram entre 22,3 a 70,2°C.

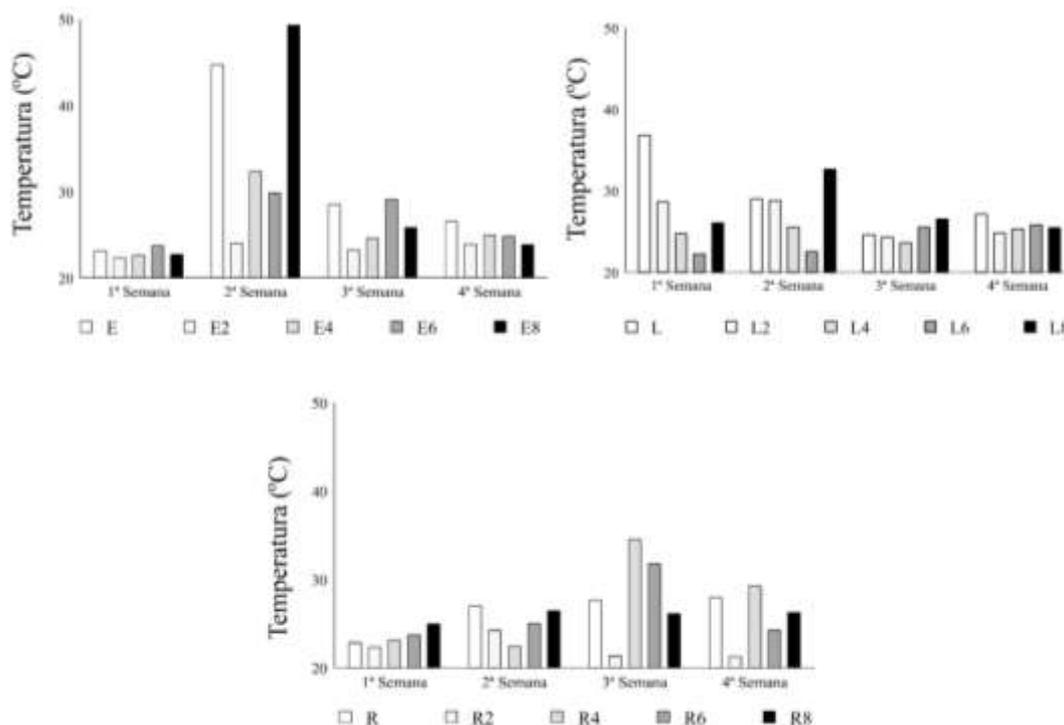
#### 4.2.2. Temperatura no final do processo de compostagem

Com o objetivo de alcançar a temperatura ideal para realizar a inoculação, entre 20-29°C, conforme CETESB (1987), as leituras das temperaturas em todas as células-tratamento foram intensificadas durante todo o mês de dezembro de 1997, como ilustrado na Figura 8. O monitoramento da temperatura foi efetuado, também, em janeiro e fevereiro de 1998, durante o processo de vermicompostagem (que ocorreu de 15 de janeiro a 15 de março de 1998), para acompanhamento e manutenção das condições de sobrevivência da espécie inoculada. Conforme KIEHL (1998), as variações das temperaturas observadas nos substratos podem estar relacionadas aos diferentes tipos de materiais utilizados e às diferentes granulometrias, podendo favorecer a compactação dos mesmos, bem como interferir no tempo e duração das fases de decomposição.

Como demonstrado na Figura 6, o substrato esterco bovino (E) apresentou temperaturas médias elevadas na segunda semana do mês de dezembro/97,

observando-se nas células-tratamento E (100%), E4 (40%) e E8 (80%) os valores de 44,7, 32,3 e 49,4°C, respectivamente.

Figura 6 - Temperatura média (°C) para os substratos esterco bovino (E), lixo cru (L) e resíduo de poda/capina (R), a diferentes proporções de substratos: 2 (20%), 4 (40%), 6 (60%), 8 (80%) e sem índice (100%), no mês de dezembro/1997.



A faixa ideal para a inoculação nos meios, com o substrato esterco bovino (E), ocorreu na quarta semana, entre 23,8 a 26,5°C, para todas as células.

Para o substrato lixo cru (L), as médias semanais permaneceram elevadas nas duas primeiras semanas do mês para as células-tratamento L (100%), L2 (20%) e L8 (80%). As células L4 (40%) e L6 (60%) mantiveram-se abaixo de 25°C. Nas duas últimas semanas houve uma tendência geral de manutenção de temperatura na faixa aproximada entre 23 a 27°C, indicando que o referido substrato encontrava-se apto a receber as minhocas.

No substrato resíduo de poda/capina (R), as temperaturas médias permaneceram dentro da faixa ideal para a realização da inoculação nas duas primeiras semanas, em todas as células-tratamento. Nas duas últimas semanas, sobretudo na terceira, os valores foram elevados nas células-tratamento R

(100%), R4 (40%) e R6 (60%). Na quarta semana, as médias tenderam a permanecer a 29,2°C, para R4 (40%) e a 25,6°C para R6 (60%).

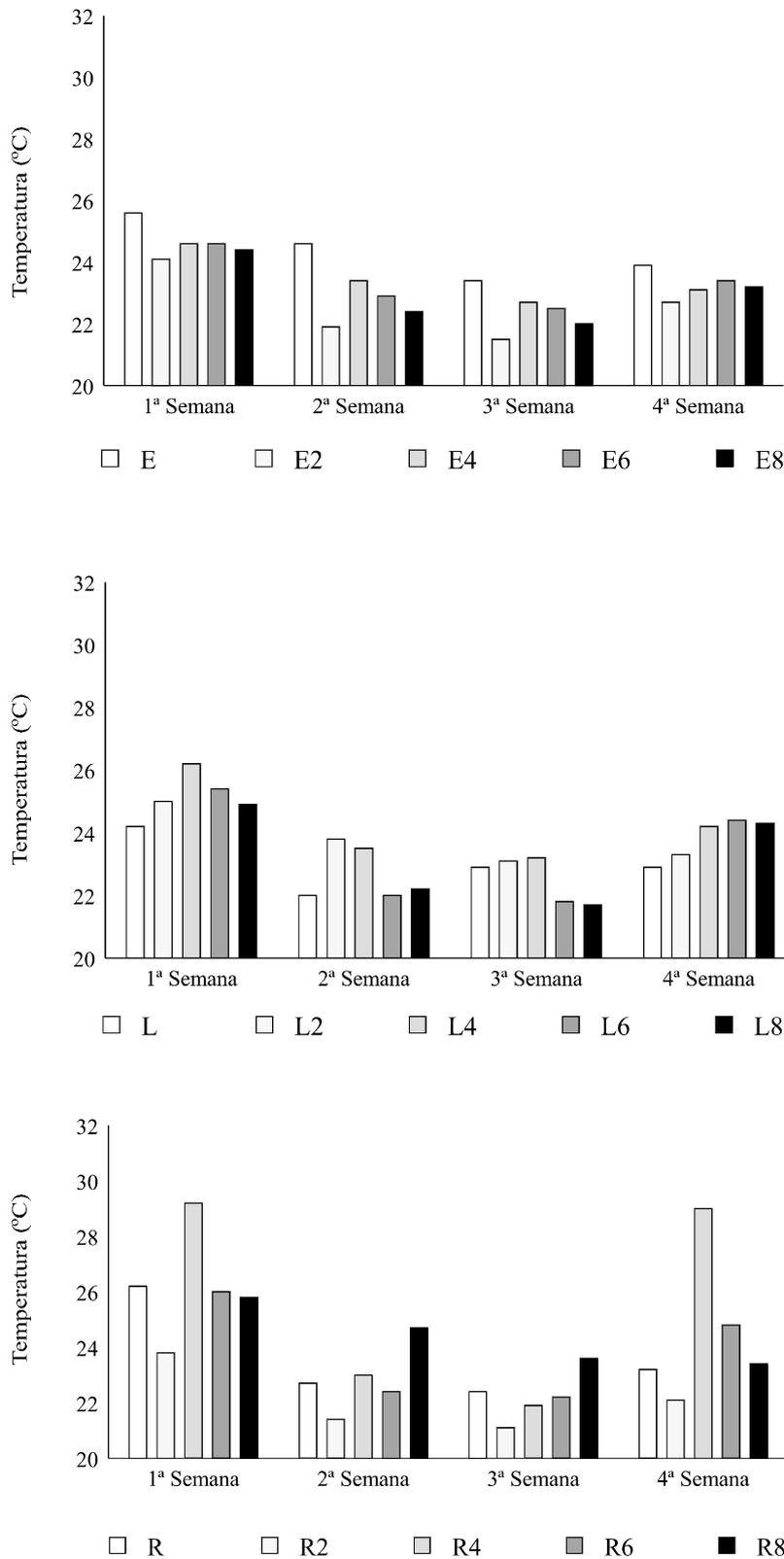
A variabilidade de temperatura pode estar relacionada ao teor de umidade e à presença de microrganismos. É o que pode justificar a elevada temperatura para o substrato lixo cru (L) em relação ao resíduo de poda/capina (R), nas duas primeiras semanas. Embora tenham a mesma composição estrutural, como celulose, hemicelulose e ligninas, todas de decomposição relativamente lenta, o maior teor de água do substrato lixo cru (L) favoreceu ao ataque de uma variedade de microrganismos às substâncias mais solúveis, evidenciando, inicialmente, o aumento de temperatura na massa compostável.

#### 4.2.3. Temperatura no processo de vermicompostagem

Após a estabilização das temperaturas médias, na faixa entre 20 a 29°C (CETESB, 1987), na manhã do dia 15 de janeiro de 1998 foi efetivada a inoculação da *Eisenia foetida* em todas as células-tratamento.

Os resultados médios de temperatura para cada substrato, ao longo do mês de janeiro de 1998, são apresentados na Figura 7.

Figura 7 – Temperatura média (°C) para os substratos esterco bovino (E), lixo cru (L) e resíduo de poda/capina (R), a diferentes proporções de substratos: 2 (20%), 4 (40%), 6 (60%), 8 (80%) e sem índice (100%), no mês de janeiro/98.



De forma geral, todos os substratos apresentaram, durante todo o mês de janeiro de 1998, temperaturas médias dentro da faixa ideal. É interessante observar que a célula-tratamento R4 (com 40% de resíduo de poda/capina) apresentou as temperaturas mais altas, em torno de 29°C, observadas no período em consideração. As variações de temperatura não causaram risco à espécie, uma vez que não foram observadas fugas ou mortandade. Uma possível explicação para o ocorrido é o fato de as minhocas conseguirem regular a temperatura de seus corpos através da transpiração cutânea (EDWARDS e LOFTY, 1976) e estarem constantemente se deslocando para regiões dos substratos onde possam encontrar condições mais adequadas para sobreviverem (REYNOLDS, 1977).

Durante o mês de fevereiro de 1998, as temperaturas médias, ilustradas na Figura 10, permaneceram na faixa ideal ao metabolismo das minhocas. Na última semana, porém, detectou-se uma elevação na temperatura em todas as células-tratamento, em decorrência de um aumento na temperatura ambiente, a qual foi da ordem de 35°C, naquela semana. Tal ocorrência parece não ter afetado as atividades das minhocas, uma vez que não foram observadas fugas. Um outro fator que pode ter contribuído para as minhocas permanecerem nas células-tratamento a elevadas temperaturas seria a capacidade das mesmas em se adaptarem a variações, mesmo quando bruscas, de temperatura (SANTORI, 1998).

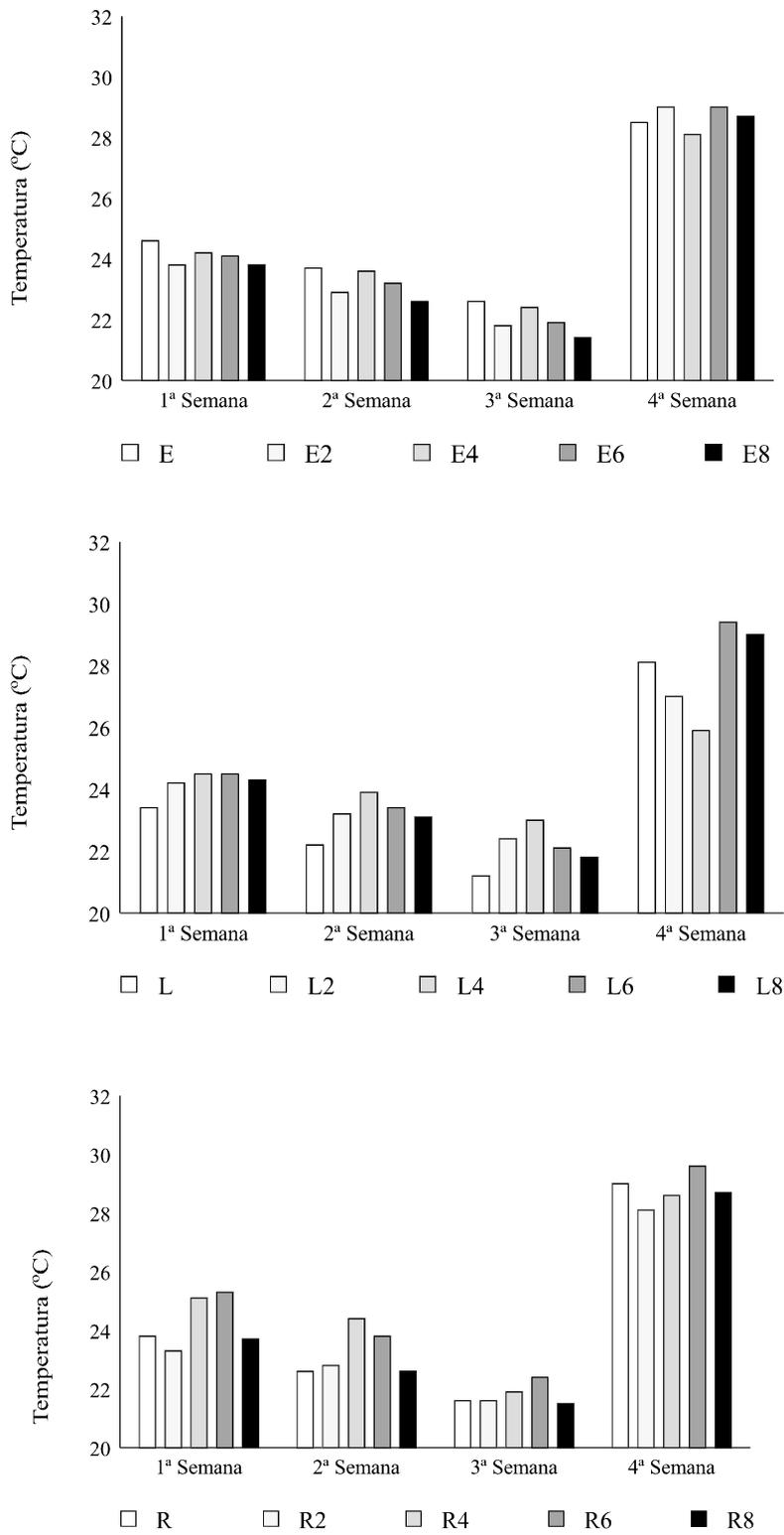
Durante o mês de março de 1998, não foi feito acompanhamento das temperaturas nos meios em vermicompostagem devido a mesma ter sido concluída no dia 15 daquele mês.

### 4.3. Umidade

#### 4.3.1. Teor de umidade no processo de compostagem

A umidade representa um dos principais fatores que influenciam no processo de compostagem, uma vez que pode determinar, em função do seu teor, a maneira como a decomposição ocorre, acelerando ou não as atividades dos microrganismos e determinando qual a população atuante (Figura 8).

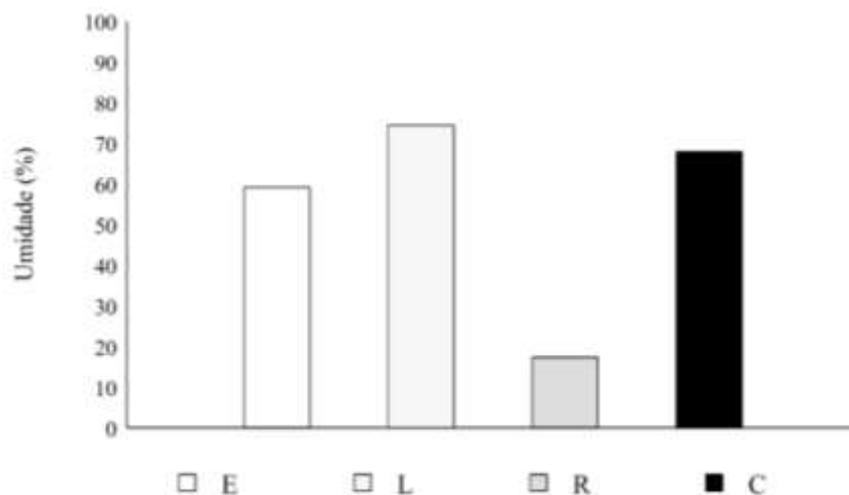
Figura 8 - Temperatura média (°C) para os substratos esterco bovino (E), lixo cru (L) e resíduo de poda/capina (R) a diferentes proporções de substratos: 2 (20%), 4 (40%), 6 (60%), 8 (80%) e sem índice (100%), no mês de fevereiro/98.



Para Kiehl (1998), a matéria orgânica a ser compostada deve ter uma umidade média de 55%, com limites entre 40 a 60%. Se a umidade estiver abaixo do limite inferior, a decomposição será lenta, predominando a ação de fungos. Se estiver acima do limite superior, o material se encontrará encharcado, podendo ocorrer uma decomposição anaeróbica.

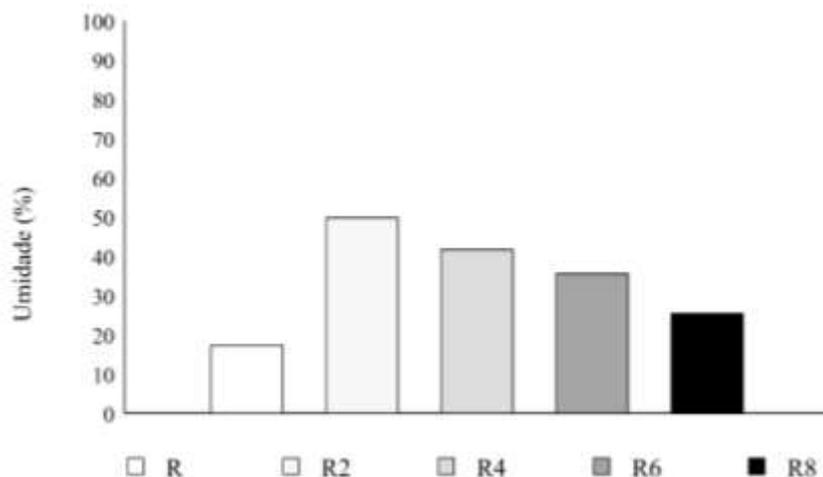
Conforme mostra a Figura 10, os teores de umidade das matérias-primas L e R, como substrato, apresentaram-se fora da faixa considerada ideal para a compostagem. No entanto, estabelecidas as misturas dos substratos com a fração orgânica, foi possível alcançar índices adequados, como discutido a seguir.

Figura 10 - Teor de umidade (%) das matérias-primas utilizadas como substrato.



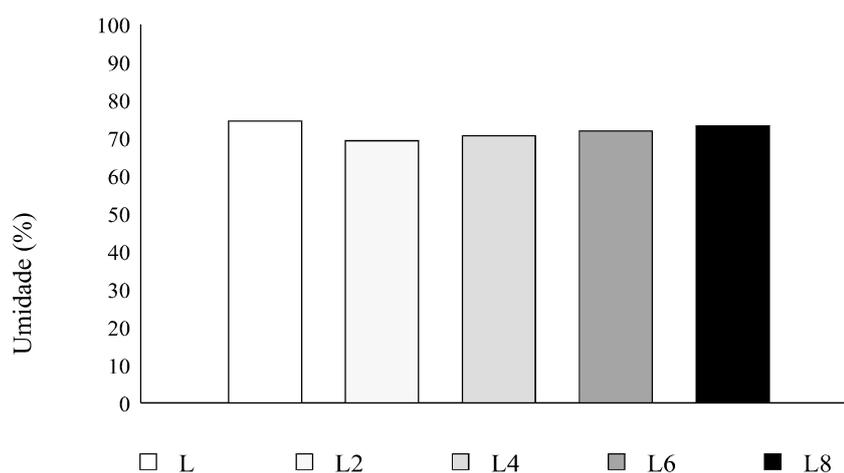
No que se refere às células-tratamento com o substrato resíduo de poda/capina (R), a diferentes proporções, com a fração orgânica (C), pode-se observar, ao analisar os dados da Figura 11, que elas ainda necessitavam da adição de água tratada para que pudessem participar mais eficientemente do processo de compostagem. Para tanto, água foi adicionada de modo que fosse alcançado o índice máximo de umidade (60%).

Figura 11 - Teor de umidade (%) para o substrato resíduo de poda/capina (R) a diferentes proporções: R2 (20%), R4 (40%), R6 (60%), R8 (80%) e sem índice (100%).



O substrato lixo cru (L), que originalmente apresentou excesso de umidade, continuou com tal excesso mesmo após a adição do composto, como ilustrado na Figura 12. Neste caso, elas foram continuamente revolvidas para que, por meio da aeração, o excedente da umidade pudesse ser reduzido. Com tal procedimento foi possível alcançar índices próximos ao de 60% de umidade.

Figura 12 - Teor de umidade (%) para o substrato lixo cru (L) a diferentes proporções: L2 (20%), L4 (40%), L6 (60%), L8 (80%) e sem índice (100%).

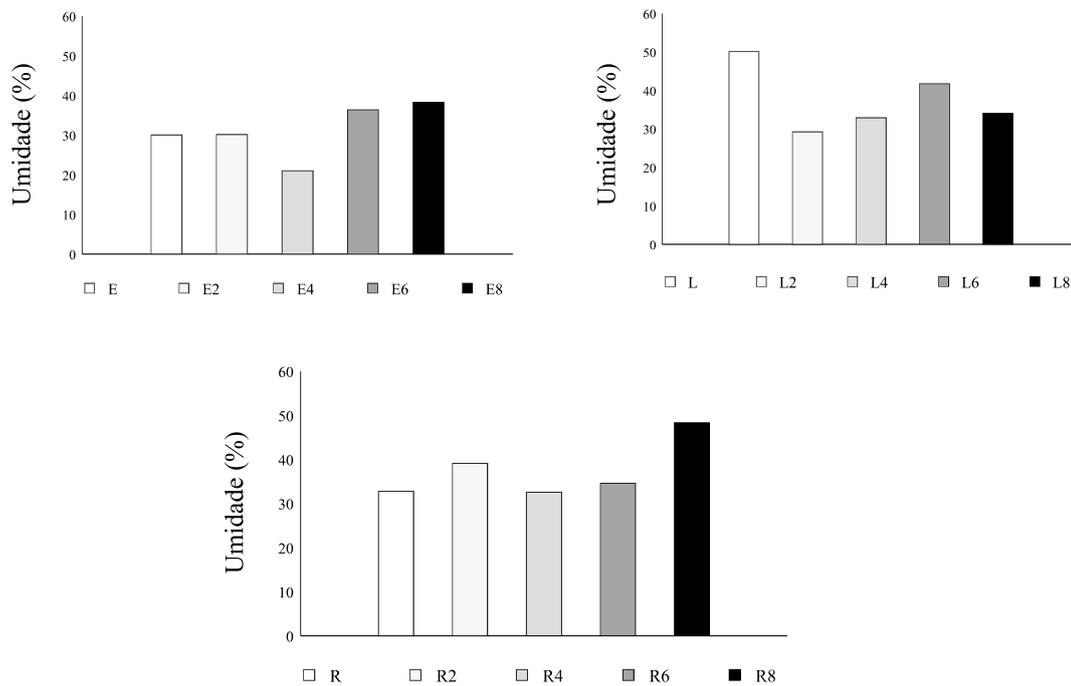


Durante todo o processo de compostagem foi feito o monitoramento do teor de umidade, uma vez que, para a compostagem aeróbica, tal parâmetro é fundamental para avaliar a ação dos microrganismos (KIEHL, 1998).

Na Figura 13 têm-se as médias dos teores de umidade, verificados a cada semana, para todas as células-tratamento, particularmente para o mês de dezembro de 1997. Tal figura serve, apenas, para ilustrar o que ocorreu com a umidade nas células-tratamento em um período em que a compostagem foi submetida a uma elevada temperatura e umidade. Como se pode constatar, houve uma queda dos teores de umidade no mês em consideração para uma faixa entre 21% (observada para a célula-tratamento E4) a 50% (para a célula-tratamento L, com 100% de lixo cru) de umidade, o que exigiu a adição de água tratada.

A adição de água tratada nas células-tratamento não ocasionou uma elevação de temperatura nas mesmas, evidenciando, portanto, que os materiais nelas presentes teriam alcançado estádios avançados de compostagem, conforme sugerido por KIEHL (1998). Desta maneira, as células-tratamento estariam em condições satisfatórias à inoculação da espécie *Eisenia foetida*.

Figura 13 - Teor de umidade (%), para os substratos esterco bovino (E), lixo cru (L) e resíduo de poda/capina (R) a diferentes proporções de substratos: 2 (20%), 4 (40%), 6 (60%), 8 (80%) e sem índice (100%), no mês de dezembro/97, após a compostagem (T2).



#### 4.3.2. Teor de umidade no processo de vermicompostagem

Com a inoculação da *Eisenia foetida*, pôde-se verificar que o percentual de umidade nas células-tratamento foi elevada à faixa de 70 a 75%, a qual é considerada ideal à manutenção do material a ser vermicompostado, segundo VIEIRA (1995).

Com o estabelecimento de novo teor de umidade nas células-tratamento, não foi observada a formação de líquidos percolados. O material compostado apresentou-se com características físicas indicativas de correta maturação, uma vez que sua consistência encontrava-se próxima à friável, evidenciando, possivelmente, maior superfície específica e maior capacidade de retenção de água (como sugerido por GOLUEKE, 1976; HARADA, 1981; KIEHL, 1993; KIEHL, 1998).

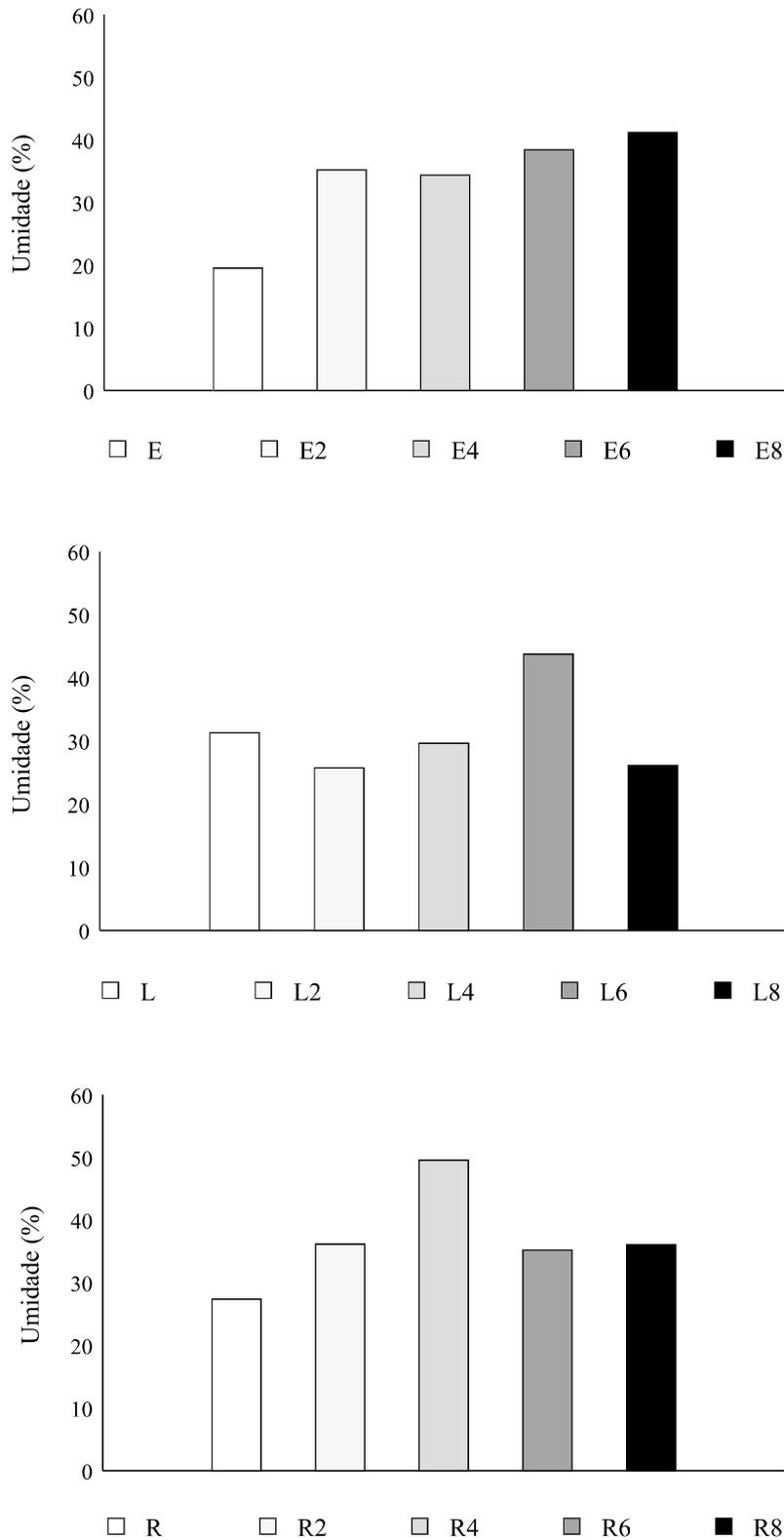
Com relação às minhocas, observou-se que elas imediatamente se aclimataram nas células-tratamento contendo substratos caracterizados por resíduos de esterco bovino (E) e de poda/capina (R). Nas células com substrato lixo cru (L) percebeu-se certa permanência das minhocas na superfície por um tempo maior, com relação aos outros substratos.

Transcorridos 60 dias após a inoculação, as células-tratamento foram amostradas para a verificação dos teores de umidade existentes. Os teores encontrados oscilaram entre 19 a 49 %, como demonstrado na Figura 14.

Embora tais percentuais estivessem aquém dos considerados ideais, não foram observadas fugas ou mortandades das minhocas. BIDONE (1995) e SANTORI (1998) também relatam que a diminuição do teor de umidade não representa fator relevante à sobrevivência da espécie *Eisenia foetida*, uma vez que ela apresenta uma capacidade de adaptar-se a ambientes restritivos de forma satisfatória. EDWARDS e LOFTY (1976), estudando sobre a biologia das minhocas, enfatizam que é possível encontrar quantidades significativas de minhocas em locais com teores de umidade variando entre 12 a 30%. Dessa forma, verificou-se que a umidade não pareceu ser fator limitante à sobrevivência da espécie.

Por outro lado, foi observado, com este trabalho de pesquisa, que o acúmulo de água na parte inferior de algumas células-tratamento afugentou as minhocas, que preferiram migrar para a parte superior das mesmas. Com base nisso, e no que foi discutido no parágrafo anterior, é possível concluir que a *Eisenia foetida* consegue sobreviver em ambientes com teores de umidade não saturados, sendo que a saturação acaba por atuar mais como um agente indutor de migração do que um fator limitante à sobrevivência.

Figura 14 - Teor de umidade (%), para os substratos esterco bovino (E), lixo cru (L) e resíduo de poda/capina (R), a diferentes proporções de substratos: 2 (20%), 4 (40%), 6 (60%), 8 (80%) e sem índice (100%), após a vermicompostagem (T3).



#### 4.4. Resultados das análises do modelo cinético

##### 4.4.1. Teor de matéria orgânica total no processo de compostagem

Os resultados do teor de matéria orgânica total nos substratos são encontrados na Figura 15.

Pelos resultados obtidos, verificou-se uma diminuição no teor de matéria orgânica para todos os substratos com o decorrer da compostagem. Essa diminuição decorre do desprendimento do elemento carbono, na forma de gás carbônico, quando dos processos bioquímicos da decomposição dos resíduos orgânicos (KELLER, 1991; VILLANI e PEREIRA NETO, 1993; KIEHL, 1998).

Pelo modelo cinético, apresentado no capítulo anterior, para avaliação da velocidade de decomposição da matéria orgânica total (Quadro 9), constatou-se que esta velocidade decresceu à proporção adicionada de inóculo massal nas células-tratamento, em todos os substratos analisados. Daí, as células-tratamento que receberam 80% de inóculo (E2, L2 e R2) foram as que tiveram menor grau de decomposição.

É curioso observar, no entanto, que apesar da velocidade de decomposição da compostagem, em termos de teor de matéria orgânica, ter uma dependência inversa à proporção de inóculo utilizado na preparação inicial das células-tratamento, a relação entre os teores considerados, ao início e ao final dos processos, manteve-se praticamente constante.

Resultados para tal relação aparecem no Quadro 9, na coluna identificada por  $K = (n(T1)/n(T2))$ .

A relação K pode ser interpretada como uma "taxa relativa de decomposição", uma vez que se pode escrever:

$$K = \frac{n(T1)}{n(T2)} = c \frac{\Delta n}{n(T1)}$$

sendo "c" um valor numérico que se ajusta para cada caso considerado. Uma vez que K manteve-se constante ao se considerar o teor de matéria orgânica total, o mesmo foi observado para o valor de "c" que, também, apresentou-se praticamente constante ( $\approx 4,5$ , neste caso).

O fato de, no Quadro 9, K ter sido constante, mostrou-se interessante no sentido de que teria sido possível estimar os teores de matéria orgânica total nas

diferentes células-tratamento contendo o inóculo massal, uma vez determinada a relação K para os processos contendo os substratos a 100%.

Sob o ponto de vista da relação K, é possível concluir que, para os substratos analisados neste trabalho, o inóculo massal acabou não se constituindo num fator preponderante para influenciar na velocidade de decomposição dos substratos analisados. Isto não está de acordo com NAMKOONG e HWANG (1997) que, ao estudarem a compostagem utilizando-se de inóculo massal, perceberam que o mesmo ativa o processo de decomposição das matérias-primas, desde que inoculados a uma proporção máxima de 10%.

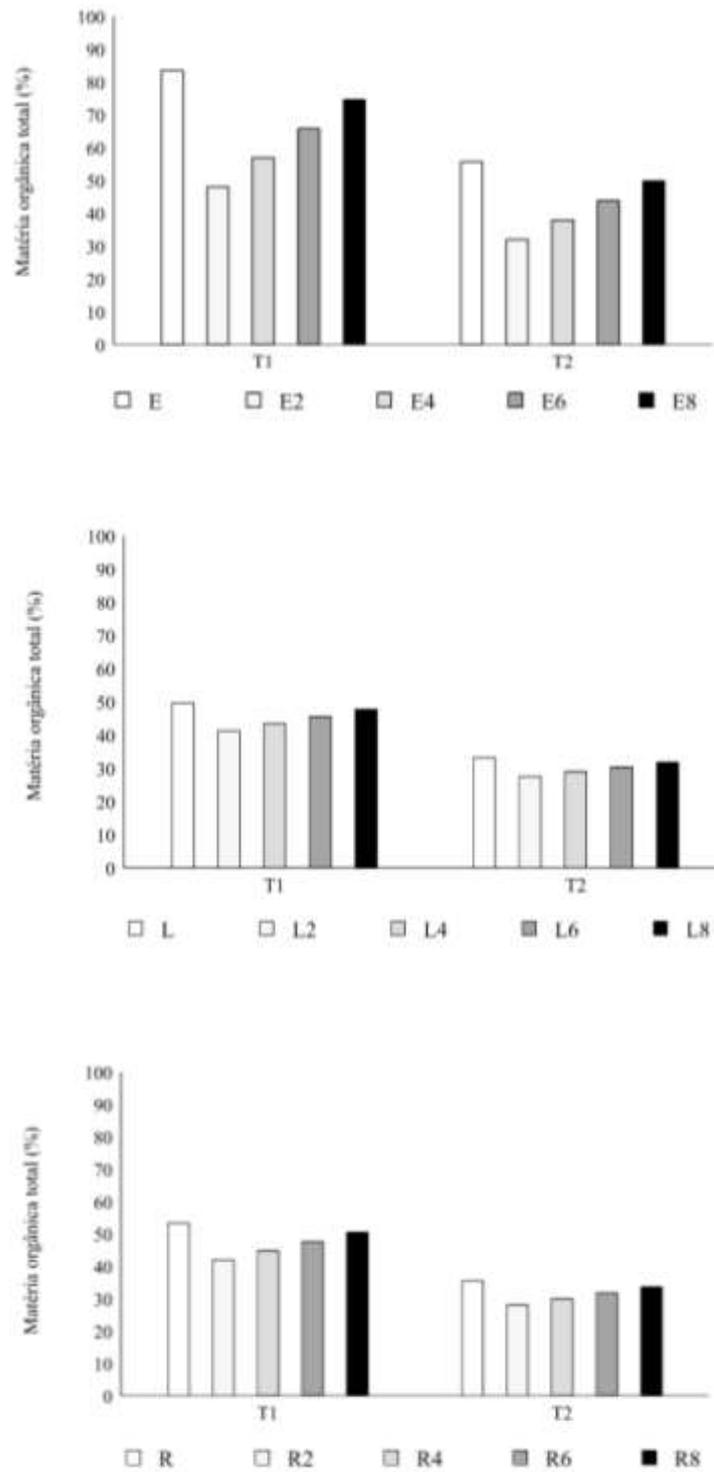
Uma possível explicação para o ocorrido no presente trabalho pode estar relacionada ao tipo de matéria-prima empregada como inóculo, seu estágio de decomposição, seus constituintes, bem como sua granulometria, uma vez que tais parâmetros podem interferir na decomposição do mesmo.

É conveniente ressaltar que o fator K, previamente descrito, será considerado nas análises de outros fatores, além da matéria orgânica total.

Quadro 9 - Modelo cinético para o teor de matéria orgânica total (%) no processo de compostagem

SUBSTRATO	-PARÂMETRO-			
	n(T1) (%)	n(T2) (%)	$\Delta n$ (%)	K
E	83,44	55,63	27,81	1,5
E2	47,98	31,99	15,99	1,5
E4	56,85	37,90	18,95	1,5
E6	65,71	43,81	21,90	1,5
E8	74,58	49,72	24,86	1,5
L	49,70	33,13	16,57	1,5
L2	41,23	27,49	13,74	1,5
L4	43,35	28,90	14,45	1,5
L6	45,46	30,31	15,15	1,5
L8	47,58	31,72	15,86	1,5
R	53,25	35,50	17,75	1,5
R2	41,94	27,96	13,90	1,5
R4	44,77	29,85	14,92	1,5
R6	47,59	31,73	15,86	1,5
R8	50,42	33,61	16,81	1,5

Figura 15 - Teor de matéria orgânica total (%) para os substratos esterco bovino (E), lixo cru (L) e resíduo de poda/capina (R), a diferentes proporções de substratos: 2 (20%), 4 (40%), 6 (60%), 8 (80%) e sem índice (100%), antes (T1) e após (T2) a compostagem.



## 4.4.2. Teor de matéria orgânica total no processo de vermicompostagem

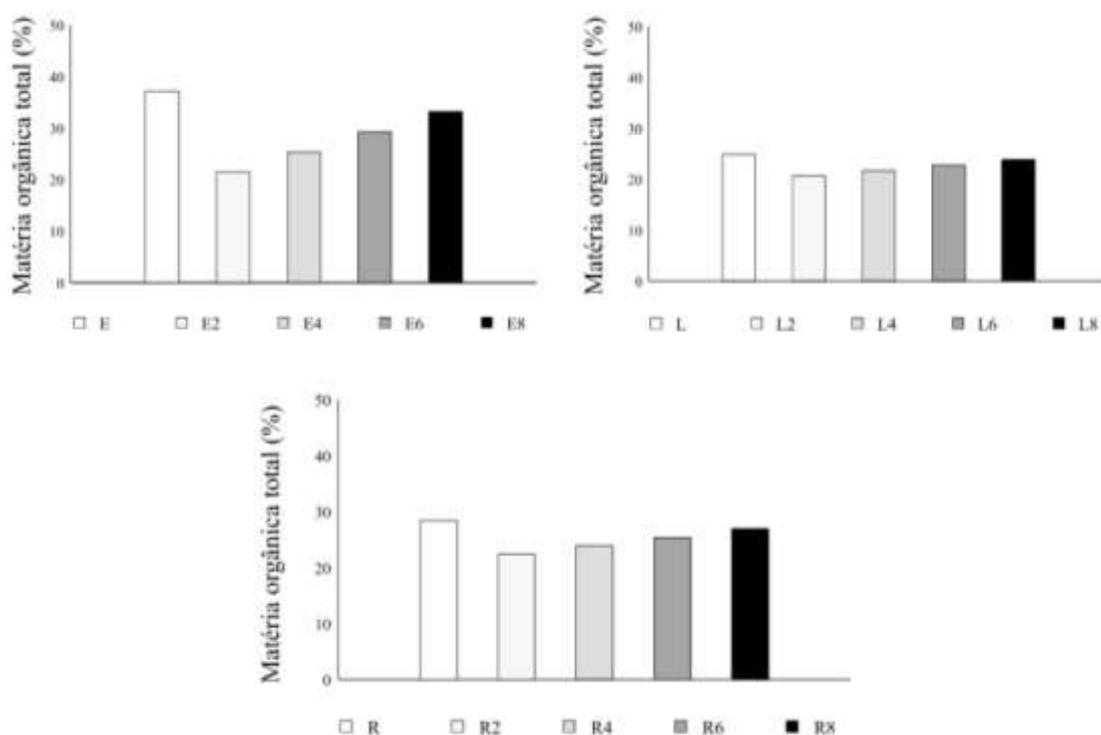
Os resultados do teor de matéria orgânica total nos substratos, levando em conta o processo de vermicompostagem, encontram-se na Figura 16.

Observou-se uma diminuição acentuada no teor de matéria orgânica total para o substrato esterco bovino (E), em relação aos demais substratos.

Pelo Quadro 10, tal como constatado na compostagem, não foi verificado influência do inóculo massal sobre a taxa relativa de decomposição K, da matéria orgânica dos substratos. A velocidade permaneceu maior para as células-tratamento sem inóculo, ou seja, nas testemunhas dos substratos. Na presença de inóculo, valores máximos para velocidade de decomposição foram observados para aquelas células-tratamento com 20% do inóculo.

Com o valor da taxa de decomposição K ficou evidenciado que a velocidade de decomposição da matéria orgânica foi na ordem: esterco bovino (E) > lixo cru (L) > resíduo de poda/capina (R).

Figura 16 - Teor de matéria orgânica total (%) para os substratos esterco bovino (E), lixo cru (L) e resíduo de poda/capina (R), a diferentes proporções de substrato: 2 (20%), 4 (40%), 6 (60%), 8 (80%) e sem índice (100%), após a vermicompostagem (T3).



Quadro 10 -Modelo cinético para o teor de matéria orgânica total (%) no processo de vermicompostagem.

SUBSTRATO	PARÂMETRO			
	n(T2) (%)	n(T3) (%)	$\Delta n$ (%)	K
E	55,63	37,09	18,54	1,5
E2	31,99	21,33	10,66	1,5
E4	37,90	25,27	12,63	1,5
E6	43,81	29,21	14,60	1,5
E8	49,72	33,15	16,57	1,5
L	33,13	24,85	8,28	1,3
L2	27,49	20,61	6,88	1,3
L4	28,90	21,68	7,22	1,3
L6	30,31	22,73	7,58	1,3
L8	31,72	23,79	7,93	1,3
R	35,50	28,40	7,10	1,2
R2	27,96	22,37	5,59	1,2
R4	29,85	23,88	5,97	1,2
R6	31,73	25,38	6,35	1,2
R8	33,61	26,89	6,72	1,2

Por serem todos constituídos de materiais de decomposição lenta, a maior redução no conteúdo de matéria orgânica para o esterco bovino provavelmente deveu-se à sua menor granulometria em relação aos demais, tornando-o mais fácil de ser ingerido pela *Eisenia foetida* e, daí, proporcionando uma melhor decomposição.

Apesar de se esperar um aumento no conteúdo de matéria orgânica, ou perdas menores, em decorrência das secreções intestinais, urinárias e óbitos das minhocas, tal ocorrência não foi verificada. Uma possível explicação para isso é o fato da *Eisenia foetida* depositar grande parte dos coprólitos na superfície (KNÄPPER, 1984; CETESB, 1987) e, neste trabalho, as amostras foram coletadas entre 5 a 10 cm da superfície.

Com base no exposto, é possível concluir que a contribuição das minhocas para o aumento do conteúdo de matéria orgânica no sistema não parece ser relevante. Conforme EDWARDS e LOFTY (1976) essa contribuição está na partição do material orgânico, intensificando as atividades microbiológicas. Logo, a ação das minhocas sobre a matéria orgânica é mais de natureza mecânica que biológica, estando o efeito bioquímico na decomposição da matéria orgânica condicionado aos microrganismos existentes no intestino das mesmas.

## 4.5 C total, N total e relação C:N

### 4.5.1 Teor de C total, N total e relação C:N no processo de compostagem

Os resultados do teor de carbono total, nitrogênio total e a relação C:N para a compostagem encontram-se, respectivamente, nas Figuras 17, 18 e 19.

As tendências de redução da matéria orgânica total, em todos os substratos (Figura 16) ocasionaram, por decorrência, a de carbono total (Figura 17), uma vez que na decomposição dos materiais o carbono não é só utilizado pelos microrganismos na elaboração de novas células, como também é perdido para o meio ambiente na forma de gás carbônico (KIEHL, 1998).

Pelo Quadro 11 é possível constatar que o fator K manteve-se constante, com relação ao inóculo massal, como observado com o teor de matéria orgânica total. À medida que o inóculo massal diminuiu em proporção de volume, ocorreu um aumento na velocidade de decomposição.

Em relação ao nitrogênio total (Figura 19) os resultados mostraram uma tendência à redução de seu teor (menos pronunciada, no entanto, em relação ao teor de carbono total), em todos os substratos. Essa redução pode estar relacionada à do carbono total, por serem ambos (N e C) absorvidos pelos microrganismos em suas atividades metabólicas, em proporções diferentes.

No Quadro 12 tem-se o estudo da variação do valor na velocidade de decomposição (dado em termos de  $\Delta n$ ) em relação ao nitrogênio. Pela taxa relativa de decomposição K, percebeu-se que houve uma variabilidade da mesma, o que não ocorreu para a matéria orgânica total e carbono total, em todos os substratos. As células-tratamento dos substratos sem inóculo massal mantiveram-se com o mesmo valor de K, ao passo que as que receberam o inóculo variaram mais. As células-tratamento com 80% em volume de inóculo, para o substrato esterco bovino (E) e lixo cru (L) apresentaram-se com maiores valores de K.

Figura 17 - Teor de carbono total (%) para os substratos esterco bovino (E), lixo cru (L) e resíduo de poda/capina (R), a diferentes proporções de substratos: 2 (20%), 4 (40%), 6 (60%), 8 (80%) e sem índice (100%), antes (T1) e após (T2) a compostagem.

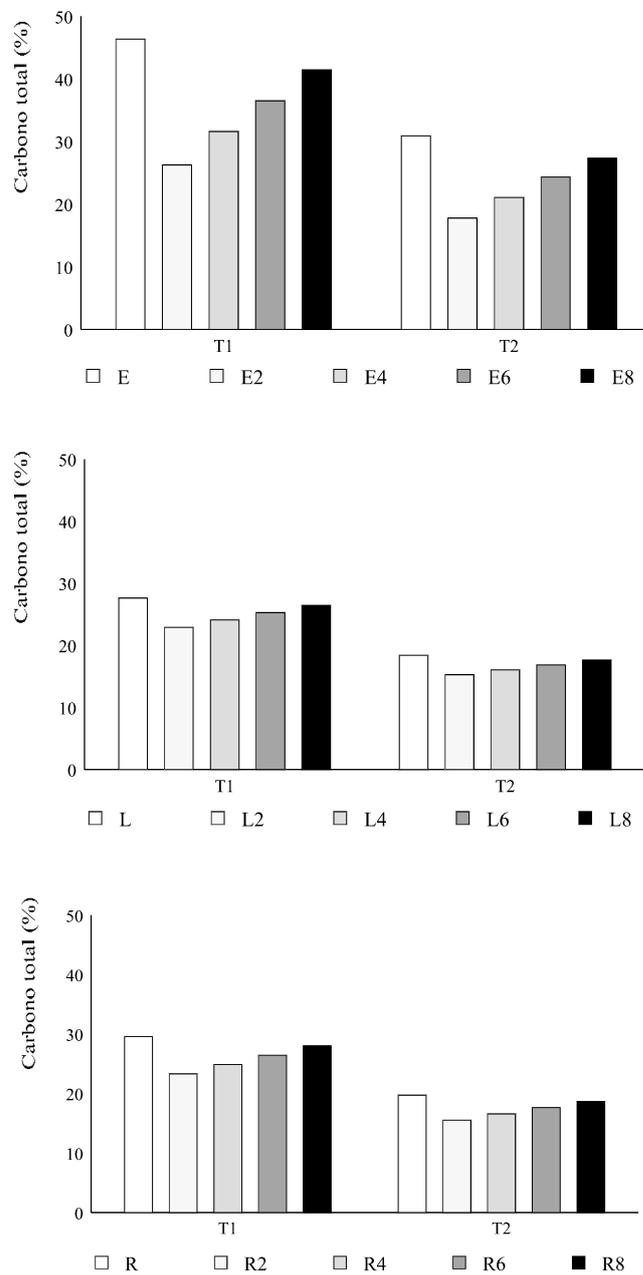
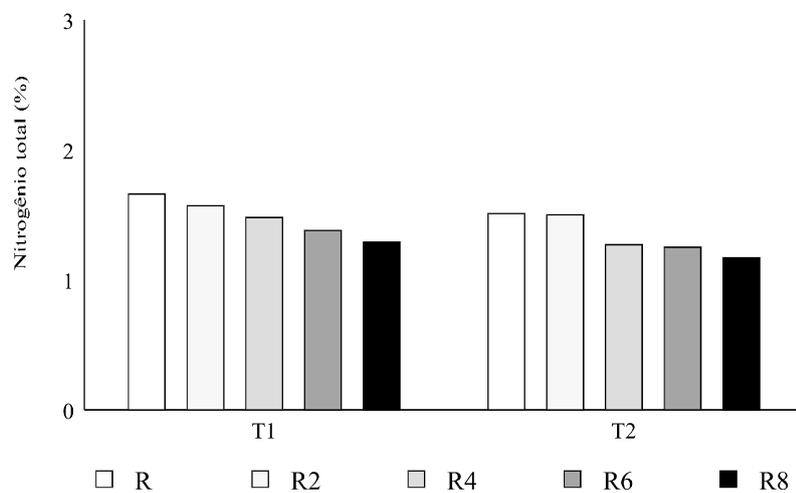
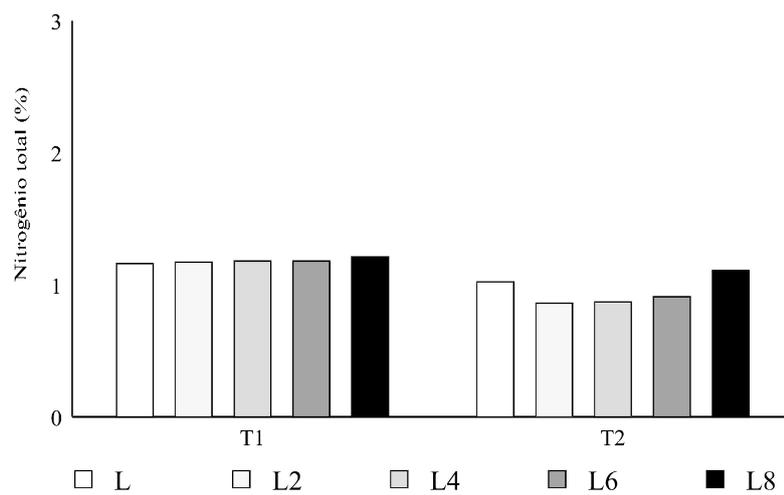
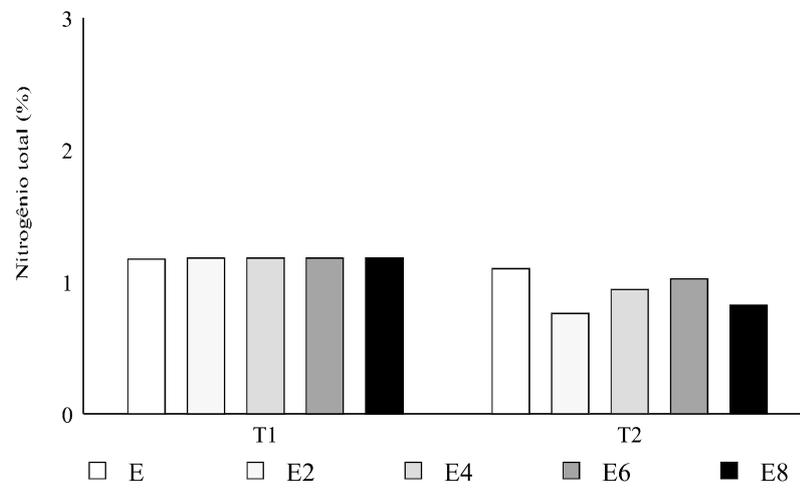


Figura 18 - Teor de nitrogênio total (%) para os substratos esterco bovino (E), lixo cru (L) e resíduo de poda/capina (R), a diferentes proporções de substratos: 2 (20%), 4 (40%), 6 (60%), 8 (80%) e sem índice (100%), antes (T1) e após (T2) a compostagem.



Quadro 11 - Modelo cinético para o teor de carbono total (%) no processo de compostagem

SUBSTRATO	PARÂMETRO			
	n(T1) (%)	n(T2) (%)	$\Delta n$ (%)	K
E	46,36	30,90	15,46	1,5
E2	26,21	17,77	8,44	1,5
E4	31,58	21,06	10,52	1,5
E6	36,50	24,32	12,18	1,5
E8	41,43	27,34	14,09	1,5
L	27,61	18,40	9,21	1,5
L2	22,90	15,27	7,63	1,5
L4	24,08	16,05	8,03	1,5
L6	25,26	16,84	8,42	1,5
L8	26,43	17,62	8,81	1,5
R	29,58	19,72	9,86	1,5
R2	23,30	15,53	7,77	1,5
R4	24,87	16,58	8,29	1,5
R6	26,44	17,63	8,81	1,5
R8	28,01	18,67	9,34	1,5

Quadro 12 - Modelo cinético para o teor de nitrogênio total (%) no processo de compostagem

SUBSTRATO	PARÂMETRO			
	n(T1) (%)	n(T2) (%)	$\Delta n$ (%)	K
<b>E</b>	<b>1,17</b>	<b>1,10</b>	<b>0,07</b>	<b>1,1</b>
E2	1,18	0,76	0,42	1,5
E4	1,18	0,94	0,24	1,2
E6	1,18	1,02	0,16	1,2
E8	1,18	0,82	0,36	1,4
<b>L</b>	<b>1,16</b>	<b>1,02</b>	<b>0,14</b>	<b>1,1</b>
L2	1,17	0,86	0,31	1,4
L4	1,18	0,87	0,31	1,4
L6	1,18	0,91	0,27	1,3
L8	1,21	1,11	0,10	1,1
<b>R</b>	<b>1,66</b>	<b>1,51</b>	<b>0,15</b>	<b>1,1</b>
R2	1,57	1,50	0,07	1,0
R4	1,48	1,27	0,21	1,2
R6	1,38	1,25	0,13	1,1
R8	1,29	1,17	0,12	1,1

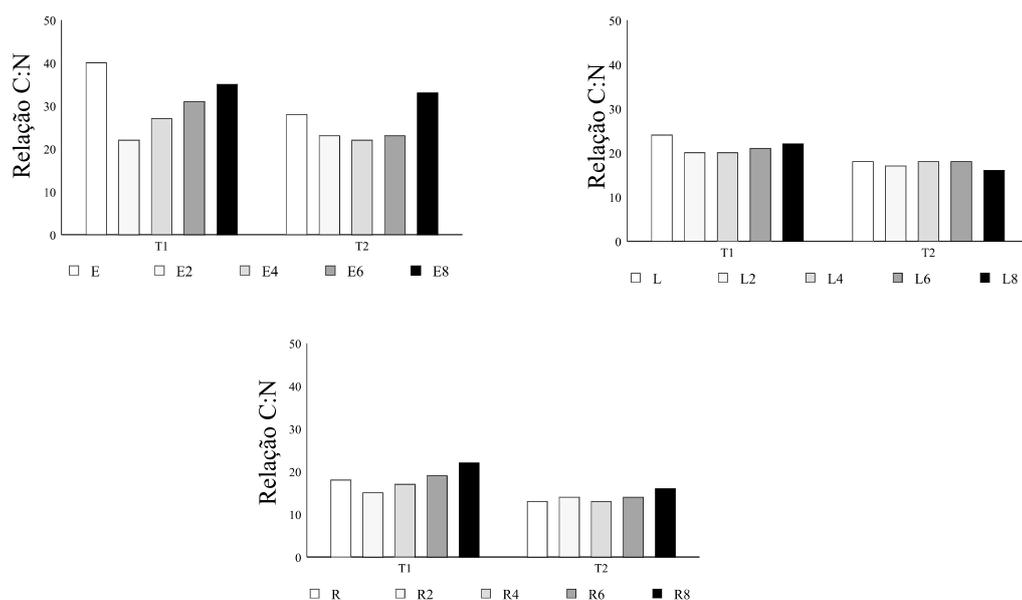
Uma possível explicação para essa variabilidade pode ser relacionada à textura do material decomponível, uma vez que materiais mais finos tendem a apresentar

maior conteúdo de nitrogênio e, por conseguinte, melhor desempenho na decomposição. Outro fator é o conteúdo de nitrogênio das matérias-primas utilizadas como substratos encontrarem-se baixos, havendo, portanto, uma imobilização maior que uma mineralização.

Pelos resultados da relação C:N, para o processo de compostagem, apresentados na Figura 19, observou-se que em decorrência dos teores baixos de nitrogênio, com relação aos de carbono, a relação C:N para o esterco bovino (E) mostrou-se elevada. Os substratos lixo cru (L) e resíduo de poda/capina (R) apresentaram valores baixos na relação C:N, indicativo de fase avançada de decomposição, caracterizada pela bioestabilização e humificação da matéria orgânica (KIEHL, 1998).

No Quadro 13, têm-se os resultados do estudo cinético para a relação C:N. Pelo observado, a variabilidade da taxa relativa de decomposição K foi mais pronunciada para o substrato esterco bovino (E). O substrato resíduo de poda/capina (R) foi o que teve valores de K mais próximos dos obtidos para os parâmetros matéria orgânica total e carbono orgânico total. Mesmo assim, os valores confirmam uma decomposição dos substratos.

Figura 19 - Relação C:N para os substratos esterco bovino (E), lixo cru (L) e resíduo de poda/capina (R), a diferentes proporções de substratos: 2 (20%), 4 (40%), 6 (60%), 8 (80%) e sem índice (100%), antes (T1) e após (T2) a compostagem.



Quadro 13 - Modelo cinético para a relação C:N no processo de compostagem

SUBSTRATO	PARÂMETRO			
	n(T1) (%)	n(T2) (%)	$\Delta n$ (%)	K
E	40	28	12	1,4
E2	22	21	1	1,0
E4	27	22	5	1,2
E6	31	23	8	1,3
E8	35	33	2	1,1
L	24	18	6	1,3
L2	20	17	3	1,2
L4	20	18	2	1,1
L6	21	18	3	1,2
L8	22	16	6	1,4
R	18	13	5	1,4
R2	15	11	4	1,1
R4	17	13	4	1,3
R6	19	14	5	1,4
R8	22	16	6	1,4

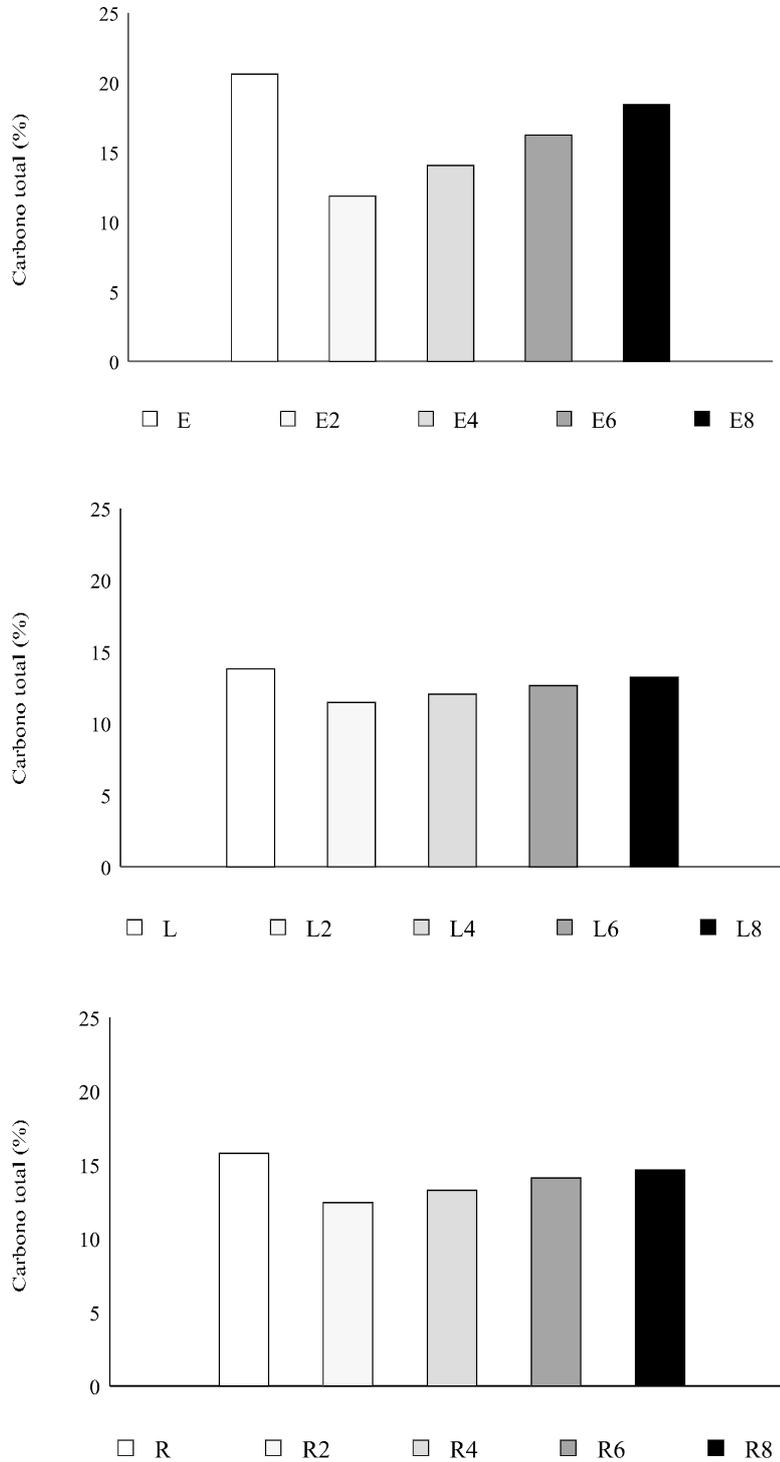
## 4.5.2. Teor de C total, N total e relação C:N no processo de vermicompostagem

Os resultados do teor de carbono total, para a vermicompostagem, são apresentados na Figura 20.

Pelos valores apresentados, foi constatada uma redução na velocidade de consumo do carbono total, nos substratos analisados, pelo fato de os valores de  $\Delta n$  no Quadro 14 serem inferiores aos do Quadro 11. Tais perdas evidenciam a continuação do processo de decomposição, coadjuvadas pela presença da *Eisenia foetida* aos substratos.

Pelo Quadro 14, ao avaliarem-se as taxas relativas de decomposição K dos substratos, no processo de vermicompostagem, verificou-se que as mesmas permaneceram maiores para o substrato esterco bovino (E), juntamente com o resíduo de poda/capina (R), em relação às demais. Embora os referidos substratos tenham sido os preferenciais da *Eisenia foetida*, tal escolha parece não ter influenciado a velocidade de decomposição dos mesmos, uma vez que o resíduo de poda/capina (R) foi o que apresentou taxas menores de K.

Figura 20 - Teor de carbono total (%) para os substratos esterco bovino (E), lixo cru (L) e resíduo de poda/capina (R), a diferentes proporções de substratos: 2 (20%), 4 (40%), 6 (60%), 8 (80%) e sem índice (100%), após a vermicompostagem (T3).



Quadro 14 - Modelo cinético para o carbono total no processo de vermicompostagem

SUBSTRATO	PARÂMETRO			
	n(T2) (%)	n(T3) (%)	$\Delta n$ (%)	K
E	30,90	20,60	10,30	1,5
E2	17,77	11,85	5,92	1,5
E4	21,06	14,04	7,02	1,5
E6	24,32	16,23	8,09	1,5
E8	27,34	18,42	8,92	1,5
L	18,40	13,80	4,60	1,3
L2	15,27	11,45	3,82	1,3
L4	16,05	12,04	4,01	1,3
L6	16,84	12,63	4,21	1,3
L8	17,82	13,22	4,60	1,3
R	19,72	15,78	3,94	1,2
R2	15,53	12,43	3,10	1,2
R4	16,58	13,27	3,31	1,2
R6	17,63	14,10	3,53	1,2
R8	18,67	14,65	4,02	1,2

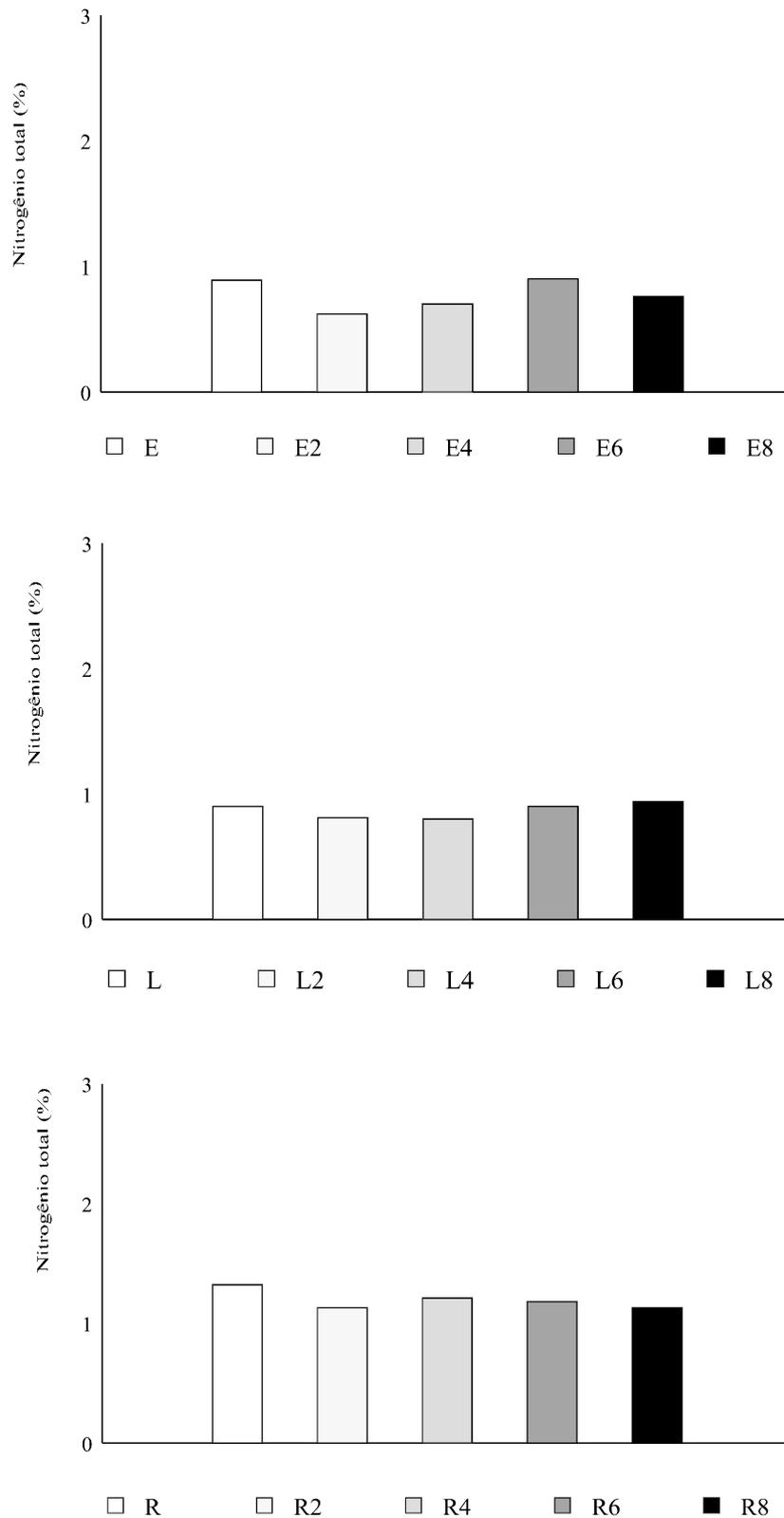
A taxa relativa de decomposição K elevada, para o substrato esterco bovino (E), evidencia que a maior preferência da *Eisenia foetida* por este substrato pode estar relacionada ao suprimento alimentício do mesmo.

Ao considerar o resíduo de poda/capina (R) como um outro substrato de sua preferência, percebe-se que tal escolha deve ter sido por outros fatores diferentes do alimentício, uma vez que a taxa de decomposição menor, em todas as células-tratamento, evidencia que houve uma redução na decomposição, indicativo de pouco alimento prontamente digerível.

Na Figura 21, têm-se os valores para o teor de nitrogênio total no processo de vermicompostagem, para os substratos analisados. Observou-se, ainda, que nesse processo houve redução de nitrogênio em todos os substratos. Tal redução, todavia, não foi tão pronunciada quanto no processo de compostagem.

Analisando o Quadro 15, pode-se verificar que as taxas de decomposição K, tendo como parâmetro de análise o nitrogênio total, indicam uma tendência à homogeneização dos valores de K, para todos os substratos.

Figura 21 - Teor de nitrogênio total (%) para os substratos esterco bovino (E), lixo cru (L) e resíduo de poda/capina (R), a diferentes proporções de substratos: 2 (20%), 4 (40%), 6 (60%), 8 (80%) e sem índice (100%), após a vermicompostagem (T3).



Quadro 15 - Modelo cinético para o nitrogênio total no processo de vermicompostagem

SUBSTRATO	----- PARÂMETRO -----			
	n(T2) (%)	n(T3) (%)	$\Delta n$ (%)	K
E	1,10	0,89	0,21	1,2
E2	0,76	0,62	0,14	1,2
E4	0,94	0,70	0,24	1,3
E6	1,02	0,90	0,12	1,1
E8	0,82	0,76	0,06	1,1
L	1,02	0,90	0,12	1,1
L2	0,86	0,81	0,05	1,1
L4	0,87	0,80	0,07	1,1
L6	0,91	0,90	0,01	1,0
L8	1,11	0,94	0,17	1,2
R	1,51	1,32	0,19	1,1
R2	1,50	1,13	0,37	1,3
R4	1,27	1,21	0,06	1,0
R6	1,25	1,18	0,07	1,0
R8	1,17	1,13	0,04	1,0

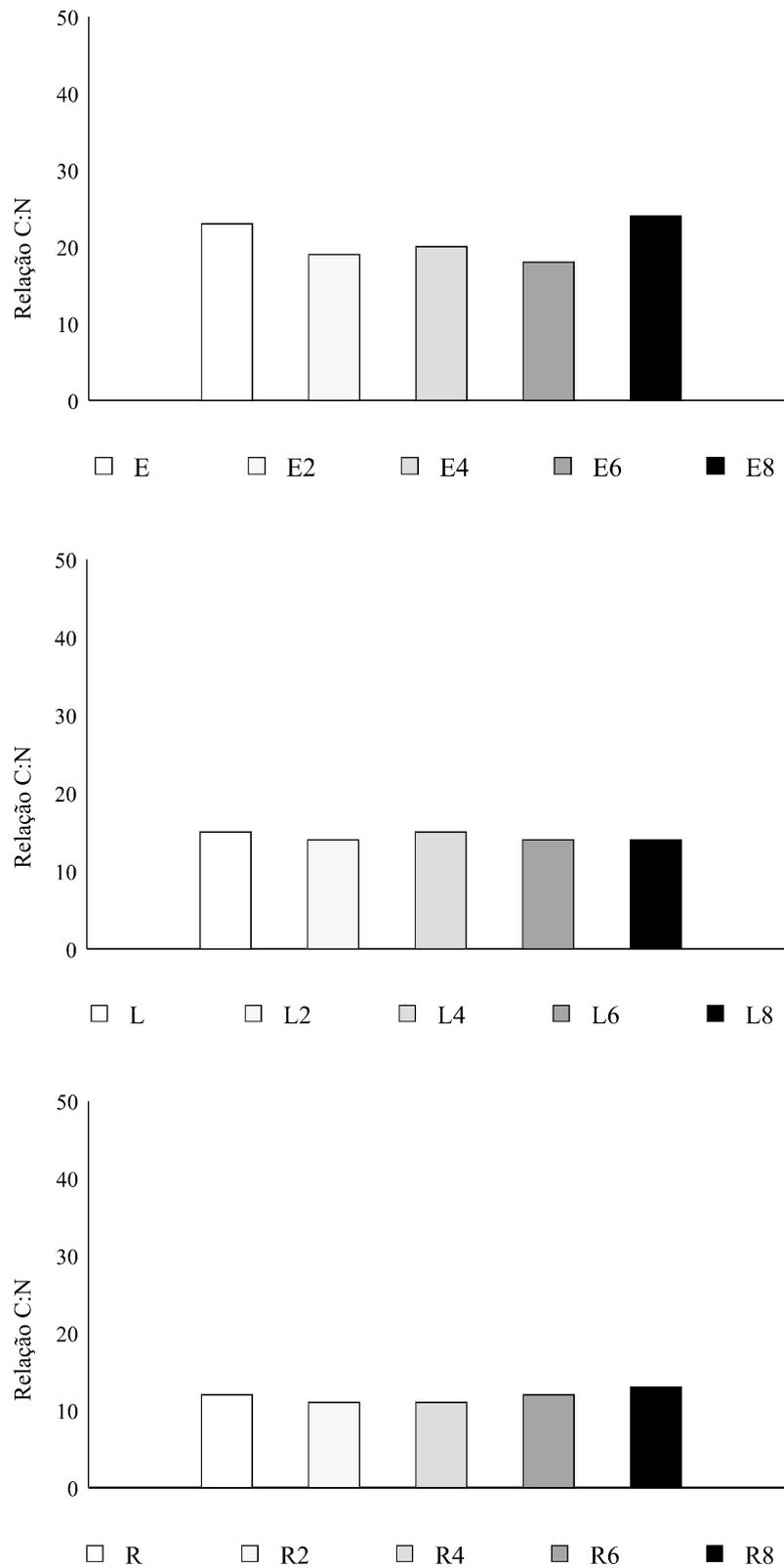
Curiosamente, considerando as células-tratamento com inóculo massal, os valores de n(T2) e n(T3) associados aos substratos esterco bovino (E) e resíduo de poda/capina (R), não foram máximos nas proporções definidas por E8 e R8. Valores máximos foram observados, ao final da vermicompostagem (T3), para E6 e para R4. Isto poderia ser justificado pela presença de maior número, tanto de casulos como de espécies jovens, que foram observados durante a vermicompostagem nas células-tratamento E e R.

Os resultados para a relação C:N, considerando o estágio final do processo de vermicompostagem, encontram-se na Figura 22.

Os valores observados para a relação C:N evidenciaram, conforme encontrado por KIEHL (1998), que os substratos teriam atingido o estágio de humificação.

Pelo Quadro 16, pode-se observar que os valores de K associados à relação C:N, para os substratos analisados, mostraram-se muito semelhantes, apesar de as velocidades de decomposição nos meios com o substrato E terem sido, em média, mais elevadas para os demais substratos.

Figura 22 - Relação C:N para os substratos esterco bovino (E), lixo cru (L) e resíduo de poda/capina (R), a diferentes proporções de substratos: 2 (20%), 4 (40%), 6 (60%), 8 (80%) e sem índice (100%), após a vermicompostagem (T3).



Quadro 16 - Modelo cinético para a relação C:N no processo de vermicompostagem

SUBSTRATO	----- PARÂMETRO -----			
	n(T2) (%)	n(T3) (%)	$\Delta n$ (%)	K
E	28	23	5	1,2
E2	23	19	4	1,2
E4	22	20	2	1,1
E6	23	18	5	1,3
E8	33	24	9	1,4
L	18	15	3	1,2
L2	17	14	3	1,2
L4	18	15	3	1,2
L6	18	14	4	1,3
L8	16	14	2	1,1
R	13	12	1	1,1
R2	14	11	3	1,3
R4	13	11	2	1,2
R6	14	12	2	1,2
R8	16	13	3	1,2

Uma possível explicação para tal comportamento pode estar relacionada à menor granulometria nas células-tratamento contendo o substrato esterco bovino (E). Conforme SANTORI (1999), tal fator interfere no processo de vermicompostagem, uma vez que os organismos empregados necessitam de partículas menores para melhor conseguirem trabalhá-las em seu trato digestivo.

#### 4.6 P total e K total

##### 4.6.1 Teor de P total e K total no processo de compostagem

Os resultados para os teores de P total e K total nos substratos, durante a compostagem, são apresentados, respectivamente, nas Figuras 23 e 24.

Observa-se pela Figura 23, que houve um aumento no conteúdo de P total para os substratos analisados, quando do processo de compostagem, uma vez que a decomposição do meio torna-o disponível. Tal comportamento foi maior para o substrato esterco bovino (E), com relação ao aumento de P total nos demais substratos.

Figura 23 - Teor de P total (%) para os substratos esterco bovino (E), lixo cru (L) e resíduo de poda/capina (R), a diferentes proporções de substratos: 2 (20%), 4 (40%), 6 (60%), 8 (80%) e sem índice (100%); considerando antes (T1) e após (T2) a compostagem.

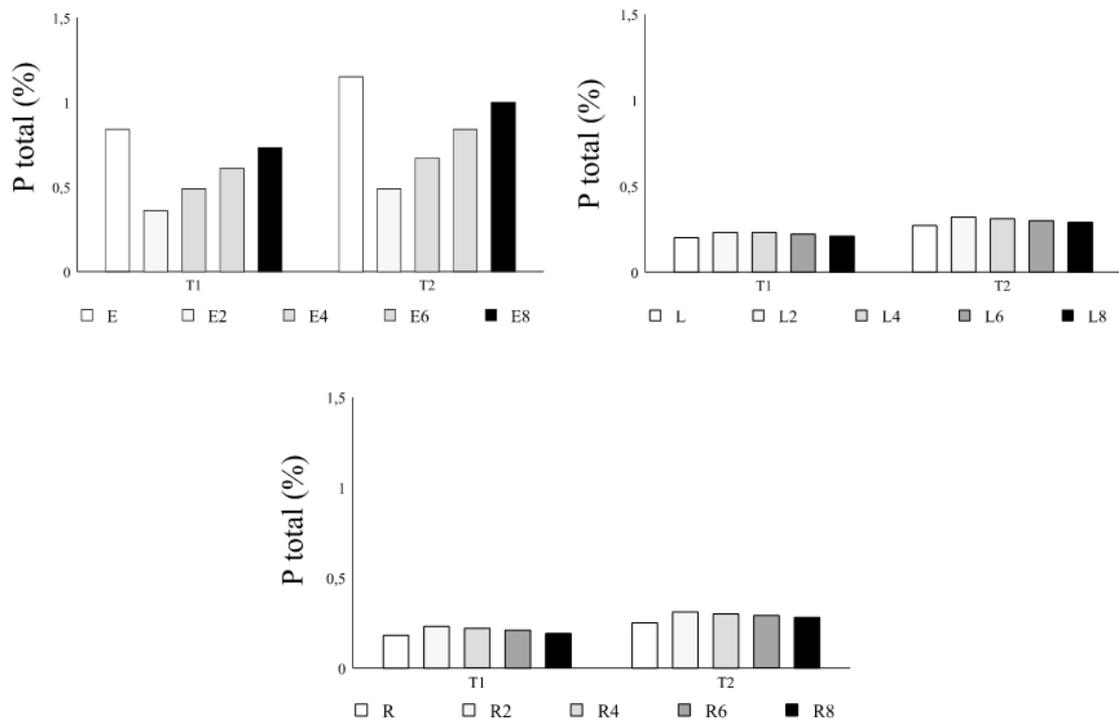
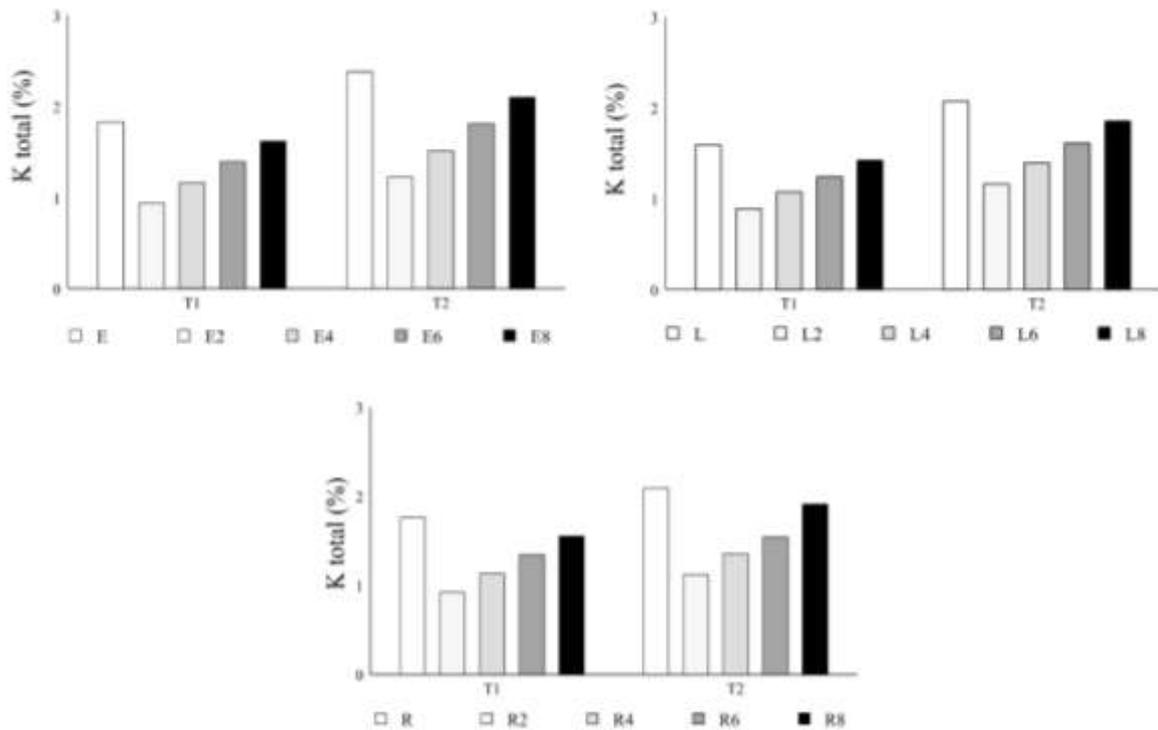


Figura 24 - Teor de K total (%) para os substratos esterco bovino (E), lixo cru (L) e resíduo de poda/capina (R), a diferentes proporções de substratos: 2 (20%), 4 (40%), 6 (60%), 8 (80%) e sem índice (100%), considerando antes (T1) e após (T2) a compostagem.



Com relação aos resultados do teor de K total, apresentados na Figura 24, observou-se um comportamento semelhante ao do P total, considerando o processo de compostagem. Todos os substratos apresentaram aumento no teor de K total.

Ao contrário do P total, a maior concentração de K total não estaria relacionada apenas à matéria orgânica (fator estrutural), podendo atuar como um elemento ativo em plantas (KIEHL, 1998).

Dessa forma, é razoável sua disponibilidade quando da decomposição dos resíduos, uma vez que se encontra adsorvido à matéria orgânica, bem como constituinte dos resíduos orgânicos e dos microrganismos vivos.

#### 4.6.2 Teor de P total e K total no processo de vermicompostagem

Os resultados para os teores de P total e K total nos substratos, ao final do processo de vermicompostagem, encontram-se representados, respectivamente, nas Figuras 25 e 26.

Pelas Figuras 25 e 26, observa-se que houve uma redução das concentrações de P total e K total em todos os substratos analisados. Tal comportamento pode

estar relacionado às perdas por lixiviação, uma vez que tanto o P como o K, ao estarem adsorvidos às micelas coloidais húmicas, carregadas negativamente, podem ser liberados por meio de reações químicas (KIEHL, 1998). Essa lixiviação foi também observada por BIDONE (1995) no processo de vermicompostagem.

Figura 25 - Teor de P total (%) para os substratos esterco bovino (E), lixo cru (L) e resíduo de poda/capina (R), a diferentes proporções de substratos: 2 (20%), 4 (40%), 6 (60%), 8 (80%) e sem índice (100%), após a vermicompostagem (T3).

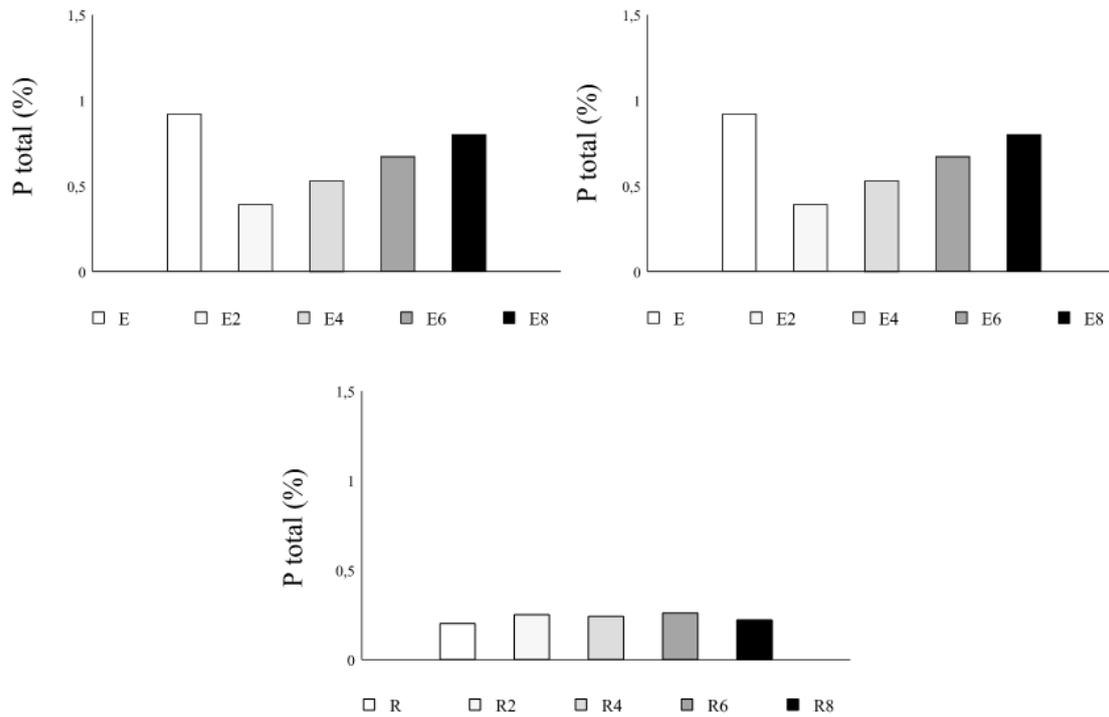
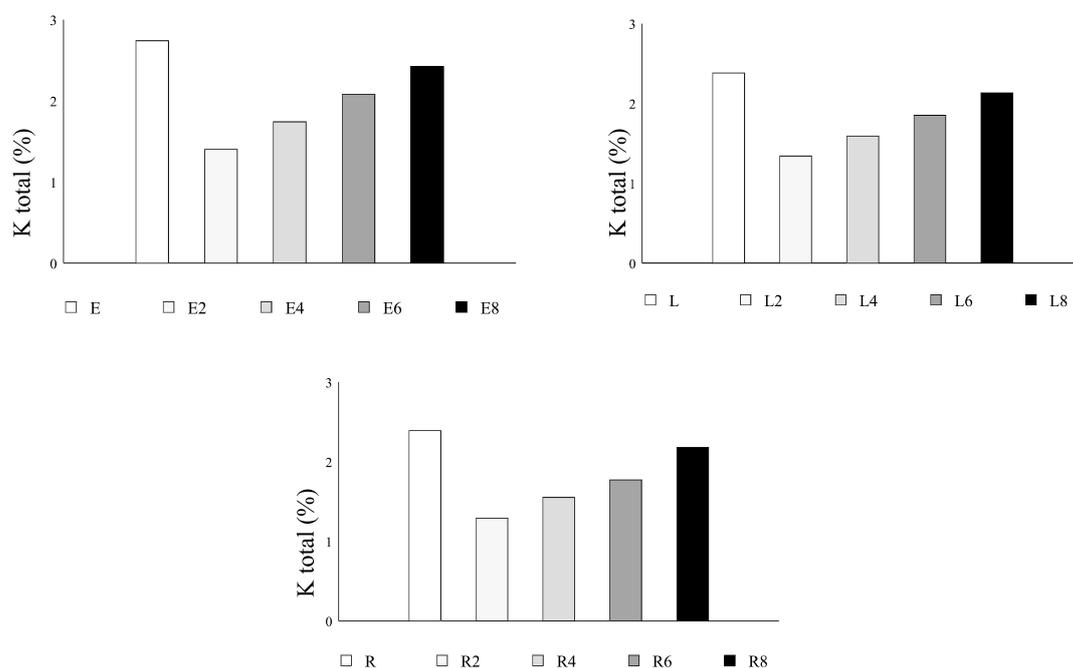


Figura 26 - Teor de K total (%) para os substratos esterco bovino (E), lixo cru (L) e resíduo de poda/capina (R), a diferentes proporções de substratos: 2 (20%), 4 (40%), 6 (60%), 8 (80%) e sem índice (100%), após a vermicompostagem (T3).



#### 4.7. Ca total e Mg total

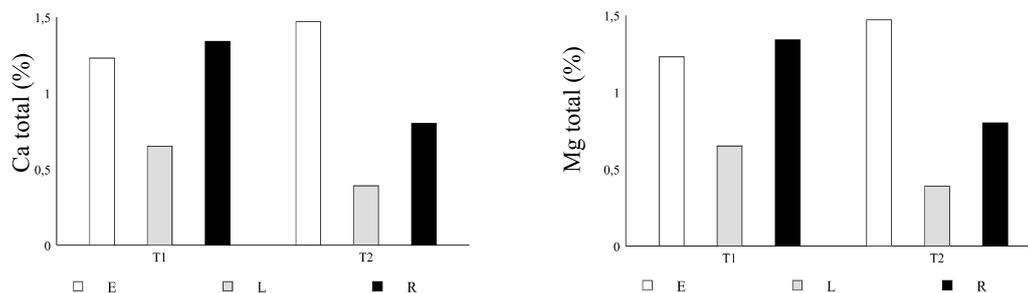
##### 4.7.1 Teor de Ca total e Mg total no processo de compostagem

Os resultados médios das concentrações de Ca total e Mg total para o processo de compostagem, encontram-se representados na Figura 27.

A Figura 27 mostra que houve uma tendência à redução da concentração de Ca total e Mg total para os substratos lixo cru (L) e resíduo de poda/capina (R).

O Ca e o Mg, tal como o K, são encontrados a baixas concentrações na matéria orgânica, no entanto, prontamente disponíveis (KIEHL, 1998).

Figura 27 - Teor médio de Ca total e Mg total (%) para os substratos esterco bovino (E), lixo cru (L) e resíduo de poda/capina (R) considerando antes (T1) e após (T2) a compostagem.



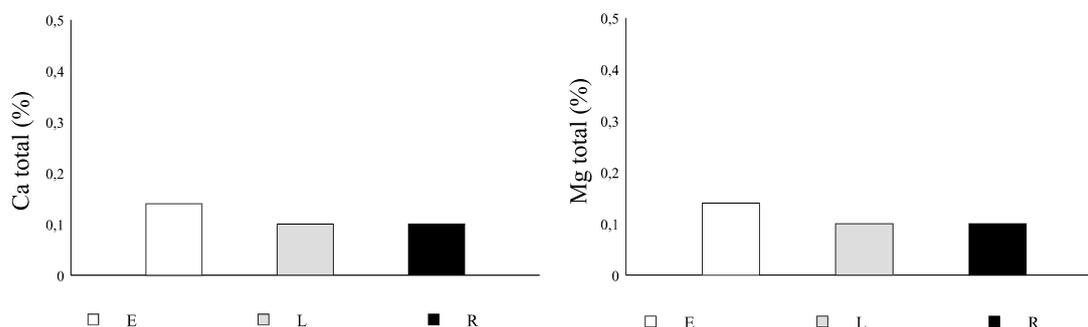
#### 4.7.2. Teor de Ca total e Mg total no processo de vermicompostagem

Os resultados médios das concentrações de Ca total e Mg total ao final do processo de vermicompostagem, encontram-se representados na Figura 28. Verificou-se uma redução acentuada da concentração dos elementos estudados em todos os substratos, em comparação ao final da compostagem.

Tal como observado por BIDONE (1995), as minhocas, ao receberem os substratos como alimento pelo processo digestivo, não aumentaram a concentração de Ca e Mg do meio. Ao final da vermicompostagem (T3), devido a transformações pela ação de microrganismos em nível intestinal, a massa compostável é convertida em húmus, tornando o Ca, o Mg e outros nutrientes disponíveis, mesmo a teores reduzidos.

Ao que tudo indica, as perdas de Ca e Mg observadas no transcorrer dos processos podem estar associadas à lixiviação dos mesmos, quando de rega de água tratada.

Figura 28 - Teor médio de Ca total e Mg total (%) para os substratos esterco bovino (E), lixo cru (L) e resíduo de poda/capina (R) após a vermicompostagem (T3).



#### 4.8 Zn total, Mn total e Cu total

##### 4.8.1 Teor de Zn total, Mn total e Cu total no processo de compostagem

Os resultados médios das concentrações do Zn total, Mn total e Cu total, no processo de compostagem, estão representados na Figura 29.

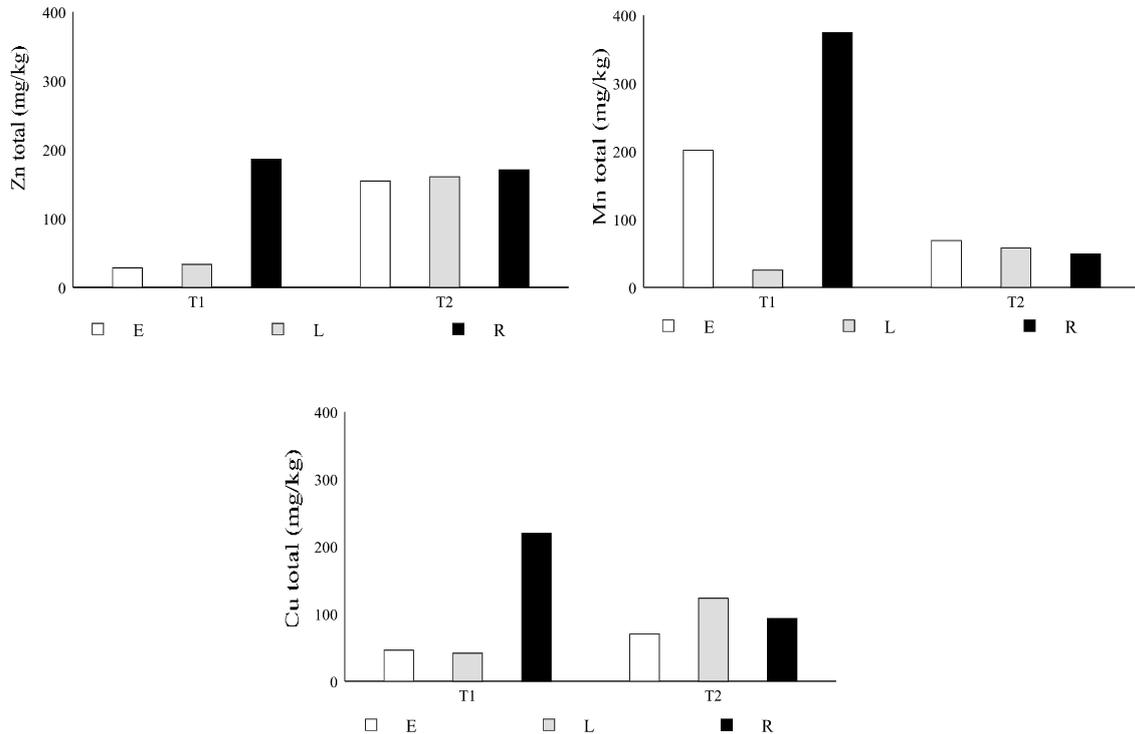
Em relação ao Zn total, foi observado que, para os substratos E e L, ocorreu um aumento da concentração a qual pode estar relacionada aos processos de transformações de matéria orgânica. Nas células contendo substrato de resíduo de poda/capina (R), o mais pobre dos substratos em matéria orgânica total, ocorreu uma redução não pronunciada do Zn total.

O Mn total apresentou, em linhas gerais, um comportamento inverso ao do Zn total. A perda de tal elemento, no processo de compostagem, está relacionada à menor energia de retenção deste ao material compostado (KIEHL, 1998).

Quanto ao Cu total, este apresenta um comportamento semelhante ao observado para o Zn. O decréscimo observado nas células-tratamento com substrato R é mais pronunciado do que o observado para o Zn total, enquanto que as elevações de teores para E e L são comparativamente menores.

Enfim, as variabilidades verificadas nas concentrações, como expressas na Figura 30, provavelmente estão relacionadas à matéria orgânica dos substratos utilizados, ao pH, à lixiviação e, ou, precipitação dos nutrientes em consideração.

Figura 29 - Teor médio de Zn total, Mn total e Cu total (mg/kg) para os substratos esterco bovino (E), lixo cru (L) e resíduo de poda/capina (R), considerando antes (T1) e após (T2) a compostagem.

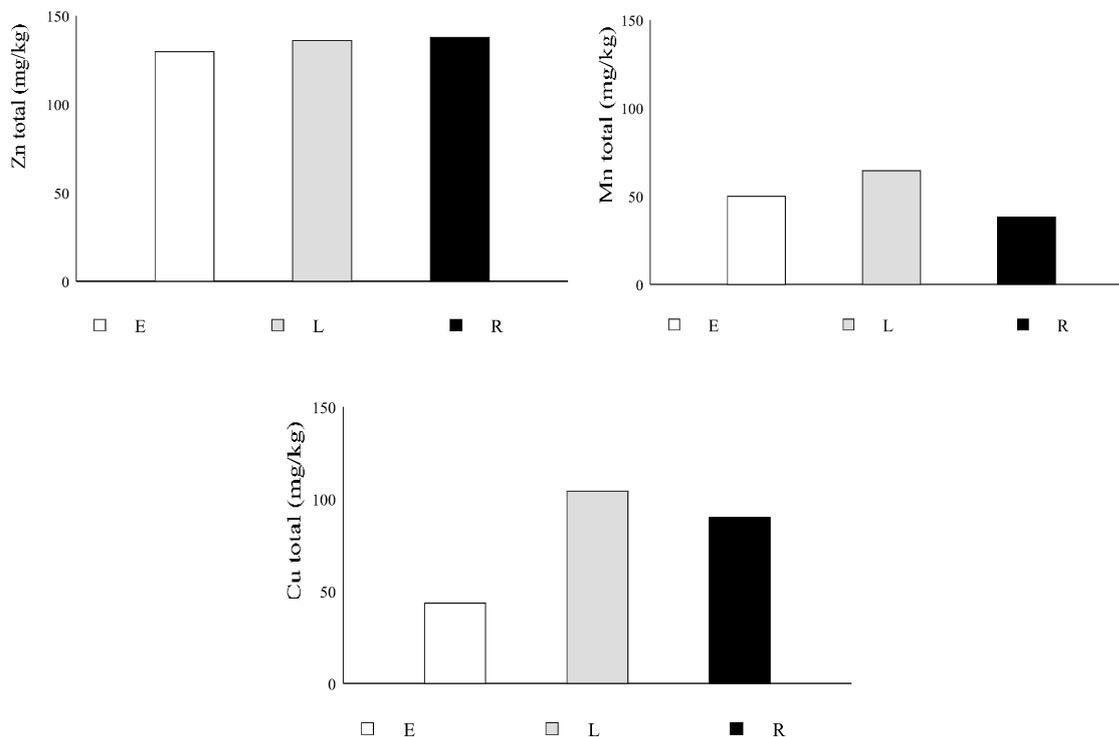


#### 4.8.2 Teor de Zn total, Mn total e Cu total no processo de vermicompostagem

Os resultados médios das concentrações do Zn total, Mn total e Cu total, para o processo de vermicompostagem, encontram-se representados na Figura 30.

Para todos os elementos, de modo geral, observou-se uma tendência de redução de singular concentração para os três substratos. Como os substratos possuíam baixas concentrações desses elementos, é razoável que o húmus resultante possua teores dos nutrientes considerados menores dos que na matéria-prima original.

Figura 30 - Teor médio de Zn total, Mn total e Cu total (mg/kg) para os substratos esterco bovino (E), lixo cru (L) e resíduo de poda/capina (R), após a vermicompostagem (T3).



Na vermicompostagem é provável que as minhocas, ao participarem do processo de decomposição, auxiliem no processo de mineralização. Se não no todo, elas o fazem em parte, facilitando as perdas do Zn, Mn e Cu pelo efeito da lixiviação, independentemente da capacidade adsortiva e quelante do material vermicompostado. Dessa forma, o processo de vermicompostagem não aumenta a concentração desses nutrientes no meio, mas os disponibiliza, por meio da transformação do material orgânico em um mais estável (húmus).

#### 4.9 Coliformes totais e fecais

##### 4.9.1 Número mais provável (NMP) de coliformes totais e fecais nos processos de compostagem e de vermicompostagem

Pelos resultados médios encontrados para os coliformes totais e fecais, antes da compostagem (Quadro 17), observou-se que, do ponto de vista biológico, os substratos utilizados não ofereceram grandes preocupações quanto a patógenos, segundo a CETESB (1987).

Quadro 17 - Coliformes totais e fecais para as matérias-primas utilizadas.

MATÉRIA-PRIMA	COLIFORMES TOTAIS (NMP/g)	COLIFORMES FECAIS (NMP/g)
Esterco bovino (E)	0,7E + 03	0,8E + 03
Lixo cru (L)	0,5E + 01	2,4E + 01
Resíduo de poda/capina (R)	1,4E + 03	2,4E + 03
Composto (C)	2,3E + 03	2,4E + 02

Análises realizadas após a compostagem mostraram que tais valores sofreram uma redução, em todos os substratos.

Com o processo de vermicompostagem houve uma tendência ao desaparecimento dos organismos, sobretudo os coliformes fecais (Quadro 18). Uma possível explicação para essa observação pode ser o fato dos coliformes competirem por alimento com as minhocas.

Quadro 18 - Coliformes totais e fecais para as matérias-primas utilizadas.

MATÉRIA-PRIMA	COLIFORMES TOTAIS (NMP/g)	COLIFORMES FECAIS (NMP/g)
Esterco bovino (E)	0,2E + 03	-
Lixo cru (L)	0,3E + 01	-
Resíduo de poda/capina (R)	0,8E + 03	-
Composto (C)	1,6E + 03	-

A eliminação dos coliformes fecais pode ter ocorrido em função da elevação da temperatura na fase termófila da decomposição, por competição microbiana e por antagonismo durante a vermicompostagem (BIDONE, 1995).

Assim, tal como observado por ZUCCONI e BERTOLDI (1991), a destruição desses organismos, bem como de outros, pode ser indicativo de uma qualidade do produto gerado, uma vez que a eliminação desses patógenos revelam a segurança higiênica do produto.

Dessa forma, para os resultados apresentados no Quadro 18, após a vermicompostagem, a tendência à diminuição dos coliformes totais e uma eliminação dos coliformes fecais demonstram que os processos de compostagem e de vermicompostagem podem servir como processos saneantes.

#### 4.10 Análise Estatística

Na Tabela 3 tem-se o resultado da análise estatística das variáveis observadas, considerando os três tempos: T1 - no início da compostagem; Tempo 2 - após a compostagem e Tempo 3 - após a vermicompostagem, bem como os substratos: resíduos de poda/capina (R), lixo cru (L) e esterco bovino (E).

Tabela 3 - Estatísticas Descritivas.

Variáveis	N	Média	Mediana	Mínimo	Máximo	1º Quartil	3º Quartil	Desvio Padrão
MOT	44	7.136	6.535	0.87	16.58	3.78	9.98	3.9030
CT	44	4.555	4.30	0.50	9.20	3.25	5.90	1.9659
C:N	43	5.558	5.00	1.00	18.00	4.00	7.00	3.1495
N	43	0.862	0.80	0.32	1.40	0.64	1.18	0.2793
P	43	0.338	0.29	0.11	0.67	0.20	0.46	0.1708
K	43	0.292	0.28	0.05	0.68	0.14	0.43	0.1642
CFecais	11	3687.45	1000	10	20000	10	4800	6062.48
CTotais	28	63.75	68.50	46.00	76.00	53.00	72.00	10.3517

MOT = Matéria orgânica total; CT= Carbono total; C:N= Relação carbono/nitrogênio; N= Nitrogênio total; P= Fósforo total; K= Potássio total; CFecais= Coliformes fecais; CTotais= Coliformes totais

Na Tabela 4, tem-se o resultado da Matriz de correlações entre as variáveis estudadas.

Tabela 4 – Matriz de Correlação.

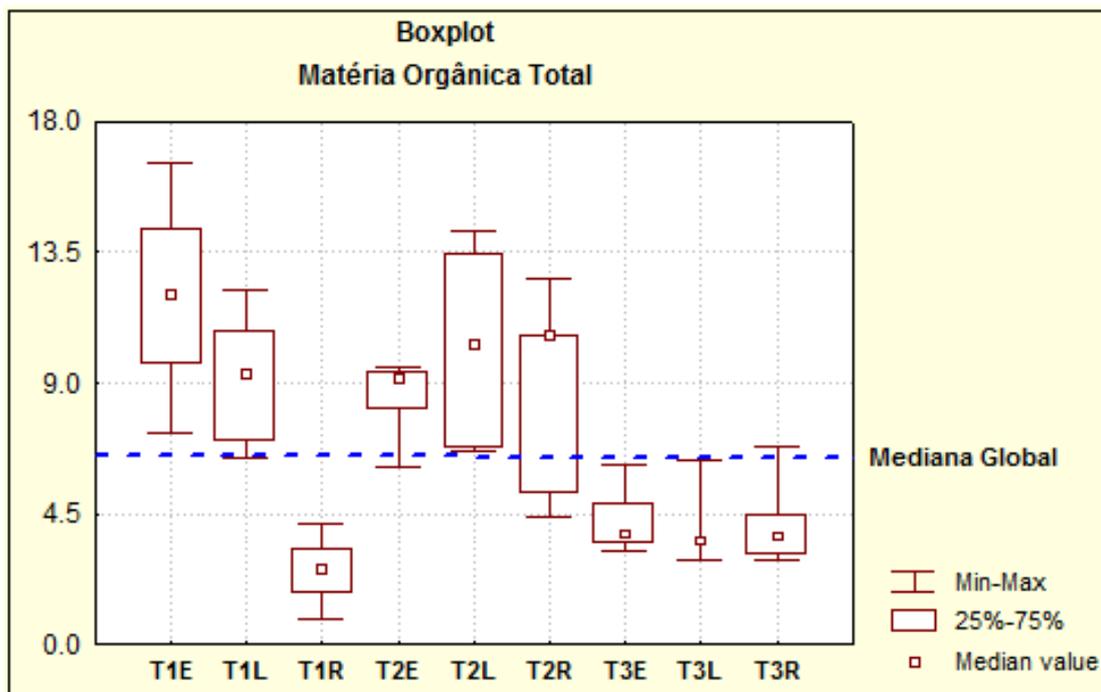
	CT	C:N	N	P	K	STF	CTotais	CFecais
<b>MOT</b>	0.901	0.421	0.437	0.164	-0.178	0.146	0.219	0.038
<b>CT</b>		0.548	0.388	0.093	0.061	0.158	0.15	-0.127
<b>C:N</b>			-0.434	0.035	-0.033	0.124	-0.267	-0.181
<b>N</b>				0.007	0.116	-0.018	0.403	0.005
<b>P</b>					-0.385	0.086	0.354	-0.249
<b>K</b>						-0.159	-0.158	0.331
<b>CFecais</b>							0.284	----
<b>CTotais</b>								0.379

A partir desses resultados, obteve-se a análise do teste de Kruskal-Wallis para as variáveis avaliadas no estudo.

## 4.10.1 Teste de Kruskal-Wallis para a variável Matéria Orgânica Total (MOT)

Na **Figura 31** tem-se o gráfico de box-plot para todos os tratamentos, considerando a variável **matéria orgânica total**. Conforme pôde-se observar, o grupo **T1R** está muito diferente dos outros grupos, tanto no tempo **T1** como para os demais grupos nos outros dois instante de coleta. Nos tempos **T2** e **T3** percebeu-se que os tratamentos estão mais próximos entre si, porém os tratamentos do tempo **T2** estão na maior parte acima da mediana global enquanto que os grupos no tempo **T3** estão abaixo da mediana global.

Figura 31 - Box-plot's para a variável matéria orgânica total (MOT).



O teste de Kruskal-Wallis para a variável MOT resultou no seguinte valor:

$$H = 30.7446$$

$$g.l. = 8 \text{ Valor}$$

$$p = 0.0002$$

Pelo valor  $p$  do teste ( $p = 0.0002$ ) concluiu-se que existe alguma diferença entre os tratamentos, indicativo de que o conteúdo de matéria orgânica diferiu, segundo as variáveis tempo e substrato. Uma vez detectado essas diferenças entre os tratamentos, aplicou-se o teste das comparações múltiplas para identificá-las (Tabela 5).

Tabela 5 - Ranks médios para a variável MOT.

Grupo	N	Soma dos Ranks	Ranks Médios
T1E	5	184.5	36.9
T2L	5	164.5	32.9
T1L	5	154.0	30.8
T2R	5	144.0	28.8
T2E	5	139.0	27.8
T3E	5	66.0	13.2
T3R	5	62.0	12.4
T3L	4	48.0	12.0
T1R	5	28.0	5.6
<b>Somas</b>	<b>44</b>	<b>990</b>	<b>22.5</b>

Com  $k = 9$  tratamentos,  $g = k(k - 1) / 2 = 36$  comparações,  $\alpha = 0.05$ , tem-se:  $(1 - \alpha/2g) = 0.99931$  e  $Z(0.99931) = 3.197$ . O número total de comparações  $g$  e o valor de  $Z(1 - \alpha/2g)$  serão constantes para todas as demais variáveis.

Assim:

$$\delta = Z(1 - \alpha/2g) \sqrt{\frac{n(n+1)}{12} \left( \frac{1}{n_i} + \frac{1}{n_j} \right)}$$

Para  $n = 44$ :

- Se  $n_i = n_j = 5$ , então  $\delta = 25.973$ ;
- Se  $n_i = 5$  e  $n_j = 4$ , então  $\delta = 27.549$ .

Desta forma, estabeleceram-se os intervalos para as comparações múltiplas através da expressão:  $(\bar{R}_i - \bar{R}_j) \pm \delta$  abaixo.

Grupos		Ranks Médios		$\delta$	Limites	
i	j	Ri	Rj		LI	LS
T1E	T2L	36.9	32.9	25.973	-21.973	29.973
T1E	T1L	36.9	30.8	25.973	-19.873	32.073
T1E	T2R	36.9	28.8	25.973	-17.873	34.073
T1E	T2E	36.9	27.8	25.973	-16.873	35.073
T1E	T3E	36.9	13.2	25.973	-2.273	49.673
T1E	T3R	36.9	12.4	25.973	-1.473	50.473
T1E	T3L	36.9	12.0	27.549	-2.649	52.449
<b>T1E</b>	<b>T1R</b>	<b>36.9</b>	<b>5.6</b>	<b>25.973</b>	<b>5.327</b>	<b>57.273</b>
T2L	T1L	32.9	30.8	25.973	-23.873	28.073
T2L	T2R	32.9	28.8	25.973	-21.873	30.073



4.10.2 Teste de Kruskal-Wallis para a variável Carbono Total (CT)

Na **Figura 32**, tem-se o gráfico de box-plot para todos os tratamentos, considerando a variável **carbono total** onde observou-se as mesmas relações verificadas para a variável **MOT**. O grupo **T1R** está muito diferente dos demais, enquanto que os tempos **T2** e **T3** estão mais próximos entre si, sem nenhuma diferenciação aparente entre os mesmos, em relação à mediana global.

O teste de Kruskal-Wallis para a variável **CT** resultou no seguinte valor:

$$H = 19.3536 \qquad g.l. = 8 \qquad p = 0.0131$$

Pelo valor **p** do teste ( $p = 0.0131$ ) conclui-se que existe alguma diferença entre os tratamentos devendo, então, ser aplicado o teste das comparações múltiplas para identificar as diferenças (Tabela 7).

Figura 32 - Box-plot's para a variável carbono total (CT).

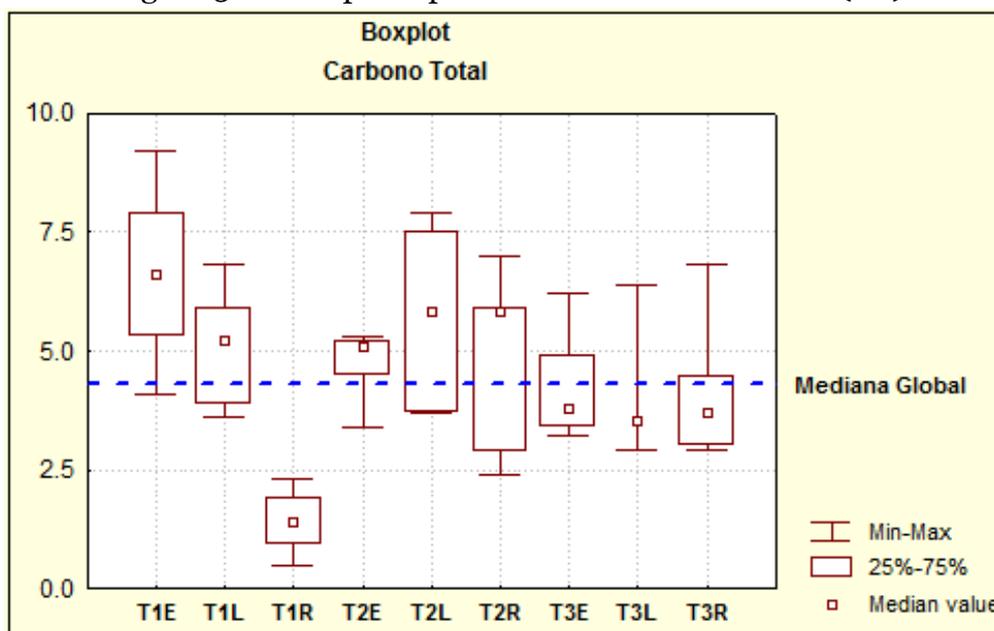


Tabela 7 - Ranks médios para a variável CT.

Grupo	N	Soma dos Ranks	Ranks Médios
T1E	5	175.0	35.0
T2L	5	149.0	29.8
T1L	5	135.5	27.1
T2E	5	120.0	24.0
T2R	5	119.0	23.8
T3E	5	104.0	20.8

T3R	5	97.0	19.4
T3L	4	75.5	18.9
T1R	5	15.0	3.0
<b>Somas</b>	<b>44</b>	<b>990</b>	<b>22.5</b>

$$(\bar{R}_i - \bar{R}_j) \pm \delta:$$

Grupos		Ranks Médios		$\delta$	Limites	
i	j	Ri	Rj		LI	LS
T1E	T2L	35.0	29.8	25.973	-20.773	31.173
T1E	T1L	35.0	27.1	25.973	-18.073	33.873
T1E	T2E	35.0	24.0	25.973	-14.973	36.973
T1E	T2R	35.0	23.8	25.973	-14.773	37.173
T1E	T3E	35.0	20.8	25.973	-11.773	40.173
T1E	T3R	35.0	19.4	25.973	-10.373	41.573
T1E	T3L	35.0	18.9	27.549	-11.424	43.674
<b>T1E</b>	<b>T1R</b>	<b>35.0</b>	<b>3.0</b>	<b>25.973</b>	<b>6.027</b>	<b>57.973</b>
T2L	T1L	29.8	27.1	25.973	-23.273	28.673
T2L	T2E	29.8	24.0	25.973	-20.173	31.773
T2L	T2R	29.8	23.8	25.973	-19.973	31.973
T2L	T3E	29.8	20.8	25.973	-16.973	34.973
T2L	T3R	29.8	19.4	25.973	-15.573	36.373
T2L	T3L	29.8	18.9	27.549	-16.624	38.474
<b>T2L</b>	<b>T1R</b>	<b>29.8</b>	<b>3.0</b>	<b>25.973</b>	<b>0.827</b>	<b>52.773</b>
T1L	T2E	27.1	24.0	25.973	-22.873	29.073
T1L	T2R	27.1	23.8	25.973	-22.673	29.273
T1L	T3E	27.1	20.8	25.973	-19.673	32.273
T1L	T3R	27.1	19.4	25.973	-18.273	33.673
T1L	T3L	27.1	18.9	27.549	-19.324	35.774
T1L	T1R	27.1	3.0	25.973	-1.873	50.073
T2E	T2R	24.0	23.8	25.973	-25.773	26.173
T2E	T3E	24.0	20.8	25.973	-22.773	29.173
T2E	T3R	24.0	19.4	25.973	-21.373	30.573
T2E	T3L	24.0	18.9	27.549	-22.424	32.674
T2E	T1R	24.0	3.0	25.973	-4.973	46.973
T2R	T3E	23.8	20.8	25.973	-22.973	28.973
T2R	T3R	23.8	19.4	25.973	-21.573	30.373
T2R	T3L	23.8	18.9	27.549	-22.624	32.474
T2R	T1R	23.8	3.0	25.973	-5.173	46.773
T3E	T3R	20.8	19.4	25.973	-24.573	27.373
T3E	T3L	20.8	18.9	27.549	-25.624	29.474
T3E	T1R	20.8	3.0	25.973	-8.173	43.773
T3R	T3L	19.4	18.9	27.549	-27.024	28.074
T3R	T1R	19.4	3.0	25.973	-9.573	42.373
T3L	T1R	18.9	3.0	27.549	-11.674	43.424

Pelos valores encontrados, concluiu-se que T1E > T1R e T2L > T1R (Tabela 8).

Tabela 8 - Resultado das comparações múltiplas para a variável CT.

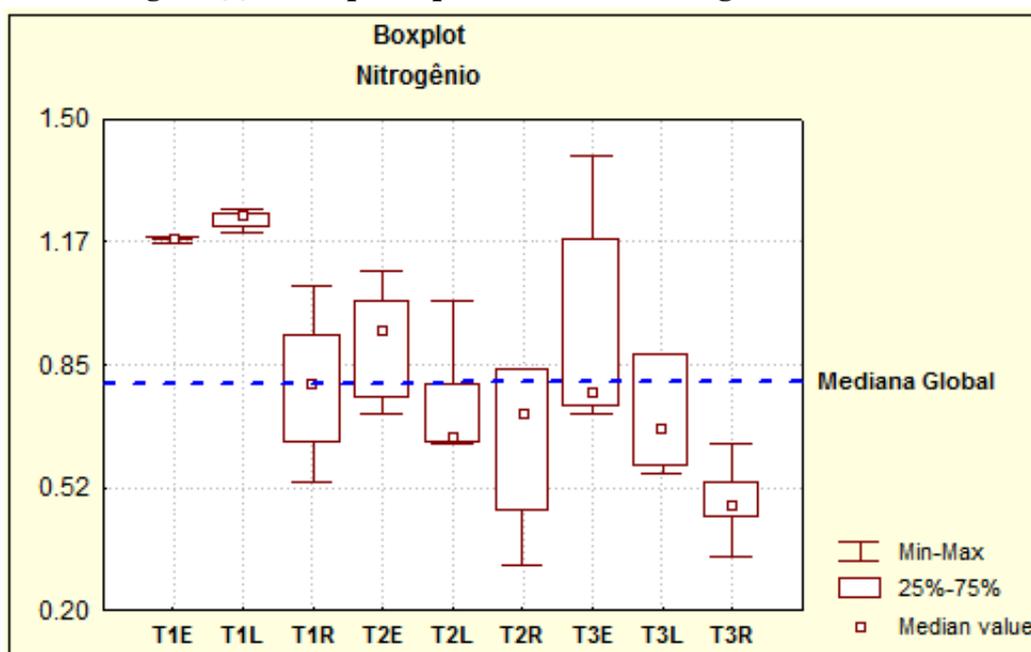
T1E	T2L	T1L	T2E	T2R	T3E	T3R	T3L	
>	>	=	=	=	=	=	=	T1R
=	=	=	=	=	=	=	=	T3L
=	=	=	=	=	=	=	=	T3R
=	=	=	=	=	=	=	=	T3E
=	=	=	=	=	=	=	=	T2R
=	=	=	=	=	=	=	=	T2E
=	=	=	=	=	=	=	=	T1L
=	=	=	=	=	=	=	=	T2L

4.10.3 Teste de Kruskal-Wallis para a variável Nitrogênio Total (N)

Na **Figura 33**, tem-se o gráfico de box-plot para os tratamentos, considerando a variável **nitrogênio total**. Pôde-se observar pelos respectivos box-plot's, que os dois primeiros grupos, **T1E** e **T1L** têm os maiores níveis de nitrogênio e o grupo **T3R** é o grupo com o menor nível de nitrogênio. Verificou-se, ainda, que para os tempos **T2** e **T3** uma tendência decrescente do nível de nitrogênio do substrato *esterco* para o substrato *resíduo de poda*, ficando o substrato *lixo orgânico* em um valor intermediário.

Tal variabilidade pode ser relacionada à textura do material decomponível, assim como seus constituintes, tendo em vista que tais materiais apresentam-se mais finos, favorecendo de forma mais eficiente a decomposição.

Figura 33 - Box-plot's para a variável nitrogênio total (N).



O teste de Kruskal-Wallis para a variável **N** resultou no seguinte valor:

$$H = 28.32005 \quad g.l. = 8 \quad p = \mathbf{0.0004}$$

Pelo valor **p** do teste ( $p = 0.0004$ ) conclui-se que existe pelo menos uma diferença entre os tratamentos. Uma vez detectado que existe diferença entre os tratamentos, aplicou-se o teste das comparações múltiplas para identificar as diferenças (Tabela 9).

Tabela 9 - Ranks médios para a variável N.

Grupo	N	Soma dos Ranks	Ranks Médios
T1L	5	200	40.0
T1E	5	172	34.4
T3E	5	130	26.0
T2E	5	123	24.6
T1R	5	93.5	18.7
T2L	5	84	16.8
T2R	5	67.5	13.5
T3L	4	54	13.5
T3R	4	22	5.5
<b>Somas</b>	<b>43</b>	<b>946</b>	<b>22.0</b>

$$(\bar{R}_i - \bar{R}_j) \pm \delta :$$

Grupos		Ranks Médios		$\delta$	Limites	
i	j	Ri	Rj		LI	LS
T1L	T1E	40.0	34.4	25.389	-19.789	30.989
T1L	T3E	40.0	26.0	25.389	-11.389	39.389
T1L	T2E	40.0	24.6	25.389	-9.989	40.789
T1L	T1R	40.0	18.7	25.389	-4.089	46.689
T1L	T2L	40.0	16.8	25.389	-2.189	48.589
T1L	T2R	40.0	13.5	25.389	1.111	51.889
T1L	T3L	40.0	13.5	26.929	-0.429	53.429
<b>T1L</b>	<b>T3R</b>	<b>40.0</b>	<b>5.5</b>	<b>26.929</b>	<b>7.571</b>	<b>61.429</b>
T1E	T3E	34.4	26.0	25.389	-16.989	33.789
T1E	T2E	34.4	24.6	25.389	-15.589	35.189
T1E	T1R	34.4	18.7	25.389	-9.689	41.089
T1E	T2L	34.4	16.8	25.389	-7.789	42.989

T1E	T2R	34.4	13.5	25.389	-4.489	46.289
T1E	T3L	34.4	13.5	26.929	-6.029	47.829
<b>T1E</b>	<b>T3R</b>	<b>34.4</b>	<b>5.5</b>	<b>26.929</b>	<b>1.971</b>	<b>55.829</b>
T3E	T2E	26.0	24.6	25.389	-23.989	26.789
T3E	T1R	26.0	18.7	25.389	-18.089	32.689
T3E	T2L	26.0	16.8	25.389	-16.189	34.589
T3E	T2R	26.0	13.5	25.389	-12.889	37.889
T3E	T3L	26.0	13.5	26.929	-14.429	39.429
T3E	T3R	26.0	5.5	26.929	-6.429	47.429
T2E	T1R	24.6	18.7	25.389	-19.489	31.289
T2E	T2L	24.6	16.8	25.389	-17.589	33.189
T2E	T2R	24.6	13.5	25.389	-14.289	36.489
T2E	T3L	24.6	13.5	26.929	-15.829	38.029
T2E	T3R	24.6	5.5	26.929	-7.829	46.029
T1R	T2L	18.7	16.8	25.389	-23.489	27.289
T1R	T2R	18.7	13.5	25.389	-20.189	30.589
T1R	T3L	18.7	13.5	26.929	-21.729	32.129
T1R	T3R	18.7	5.5	26.929	-13.729	40.129
T2L	T2R	16.8	13.5	25.389	-22.089	28.689
T2L	T3L	16.8	13.5	26.929	-23.629	30.229
T2L	T3R	16.8	5.5	26.929	-15.629	38.229
T2R	T3L	13.5	13.5	26.929	-26.929	26.929
T2R	T3R	13.5	5.5	26.929	-18.929	34.929
T3L	T3R	13.5	5.5	28.386	-20.386	36.386

Pela Tabela 10, concluiu-se que  $T1L > T3R$  e  $T1E > T3R$ . Essa tendência à redução do N em todos os substratos se relaciona ao Carbono, por serem ambos absorvidos pelos microrganismos, em proporções diferentes, quando dos processos metabólicos.

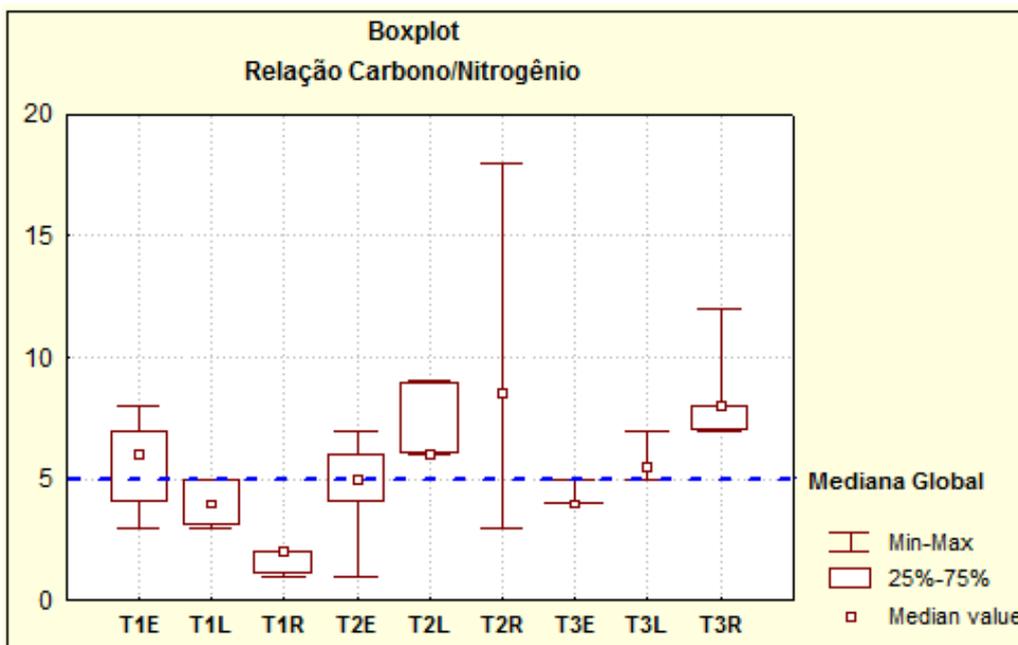
Tabela 10 - Resultado das comparações múltiplas para a variável N.

T1L	T1E	T3E	T2E	T1R	T2L	T2R	T3L	
>	>	=	=	=	=	=	=	<b>T3R</b>
=	=	=	=	=	=	=		<b>T3L</b>
=	=	=	=	=	=			<b>T2R</b>
=	=	=	=	=				<b>T2L</b>
=	=	=	=					<b>T1R</b>
=	=	=						<b>T2E</b>
=	=							<b>T3E</b>
=								<b>T1E</b>

4.10.4 Teste de Kruskal-Wallis para a variável relação Carbono / Nitrogênio (C:N)

Na **Figura 34**, tem-se o gráfico de box-plot para todos os tratamentos considerando a variável **relação carbono/nitrogênio**. Para esta variável observou-se ainda que o grupo **T1R** é o que está no menor nível em relação aos demais grupos. Verificou-se, também, que no tempo **T1** ocorre uma diminuição na relação C/N do substrato **E** ao substrato **R**, enquanto que a mesma relação sofre um aumento de **E** para **R** nos dois outros tempos de coleta. Individualmente, verifica-se que o grupo **T2R** apresenta uma alta variabilidade.

Figura 34 - Box-plot's para a variável relação carbono/nitrogênio (C:N).



O teste de Kruskal-Wallis para a variável **C:N** resultou no seguinte valor:

$$H = 26.2603$$

$$g.l. = 8$$

$$p = 0.0010$$

Pelo valor p do teste ( $p = 0.0010$ ) conclui-se que existe pelo menos uma diferença entre os tratamentos. Uma vez detectado que existe diferença entre os tratamentos, aplicou-se o teste das comparações múltiplas para identificar as diferenças (Tabela 11).

Tabela 11 - Ranks médios para a variável C:N.

Grupo	N	Soma dos Ranks	Ranks Médios
T3R	5	181.0	36.2
T2L	5	158.5	31.7
T2R	4	125.0	31.3
T3L	4	100.0	25.0
T1E	5	118.5	23.7
T2E	5	95.5	19.1
T3E	5	76.5	15.3
T1L	5	72.0	14.4
T1R	5	19.0	3.8
<b>Somas</b>	<b>43</b>	<b>946</b>	<b>22.0</b>

$$(\bar{R}_i - \bar{R}_j) \pm \delta:$$

Grupos		Ranks Médios		$\delta$	Limites	
i	j	Ri	Rj		LI	LS
T3R	T2L	36.2	31.7	25.389	-20.889	29.889
T3R	T2R	36.2	31.3	26.929	-21.979	31.879
T3R	T3L	36.2	25.0	26.929	-15.729	38.129
T3R	T1E	36.2	23.7	25.389	-12.889	37.889
T3R	T2E	36.2	19.1	25.389	-8.289	42.489
T3R	T3E	36.2	15.3	25.389	-4.489	46.289
T3R	T1L	36.2	14.4	25.389	-3.589	47.189
<b>T3R</b>	<b>T1R</b>	<b>36.2</b>	<b>3.8</b>	<b>25.389</b>	<b>7.011</b>	<b>57.789</b>
T2L	T2R	31.7	31.3	26.929	-26.479	27.379
T2L	T3L	31.7	25.0	26.929	-20.229	33.629
T2L	T1E	31.7	23.7	25.389	-17.389	33.389
T2L	T2E	31.7	19.1	25.389	-12.789	37.989



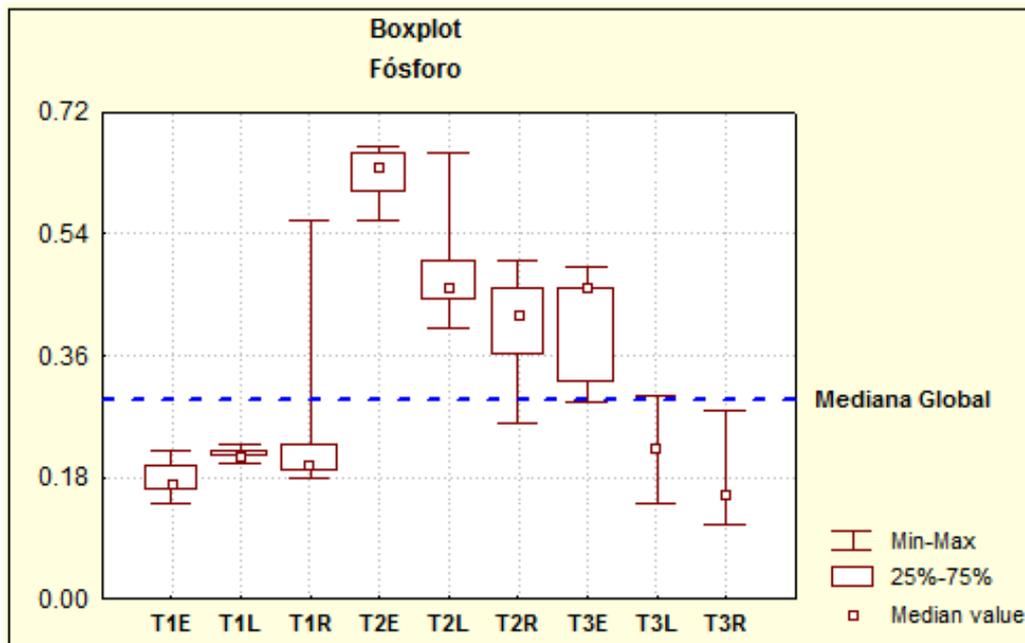
## 4.10.5 Teste de Kruskal-Wallis para a variável Fósforo (P).

Na **Figura 35**, tem-se o gráfico de box-plot para os tratamentos considerando a variável **fósforo**. Como pode-se verificar, os três primeiros grupos, referentes ao tempo **T1**, apresentaram os menores níveis de fósforo, destacando o grupo **T1R** que atinge intervalo maior. A partir daí, ocorreu um salto substancial na quantidade de fósforo para o grupo **T2E** seguido de um longa série decrescente que vai do grupo **T2E** ao grupo **T3R**. Esse aumento é indicativo de que houve eficiência no processo de decomposição, tornando-o disponível.

Pode-se, ainda, verificar um decréscimo para a variável, do tempo **T2** para o tempo **T3** e em relação aos substratos *esterco*, *lixo orgânico* e *resíduo de poda*. Tais reduções estão relacionadas às perdas por lixiviação.

O maior nível de fósforo ocorreu no grupo **T2E** e os menores níveis para os grupos **T3L** e **T3R**, voltando praticamente aos níveis dos três grupos no tempo.

Figura 35 - Box-plot's para a variável fósforo (P).



O teste de Kruskal-Wallis para a variável **P** resultou no seguinte valor:

$$H = 31.2585$$

$$g.l. = 8$$

$$p = \mathbf{0.0001}$$

Pelo valor **p** do teste ( $p = 0.0001$ ) conclui-se que existe pelo menos uma diferença entre os tratamentos. Uma vez detectado que existe diferença entre os tratamentos, aplicou-se o teste das comparações múltiplas para identificar as diferenças (Tabela 13).

Tabela 13 - Ranks médios para a variável P.

Grupo	N	Soma dos Ranks	Ranks Médios
T2E	5	201	40.2
T2L	5	164.5	32.9
T3E	5	144.5	28.9
T2R	5	141	28.2
T1R	5	87	17.4
T1L	5	76	15.2
T3L	4	55	13.8
T1E	5	45	9.0
T3R	4	32	8.0
<b>Somas</b>	<b>43</b>	<b>946</b>	<b>22.0</b>

$$(\bar{R}_i - \bar{R}_j) \pm \delta:$$

Grupos		Ranks Médios		$\delta$	Limites	
i	j	Ri	Rj		LI	LS
T2E	T2L	40.2	32.9	25.389	-18.089	32.689
T2E	T3E	40.2	28.9	25.389	-14.089	36.689
T2E	T2R	40.2	28.2	25.389	-13.389	37.389
T2E	T1R	40.2	17.4	25.389	-2.589	48.189
T2E	T1L	40.2	15.2	25.389	-0.389	50.389
T2E	T3L	40.2	13.8	26.929	-0.479	53.379
<b>T2E</b>	<b>T1E</b>	<b>40.2</b>	<b>9.0</b>	<b>25.389</b>	<b>5.811</b>	<b>56.589</b>
<b>T2E</b>	<b>T3R</b>	<b>40.2</b>	<b>8.0</b>	<b>26.929</b>	<b>5.271</b>	<b>59.129</b>
T2L	T3E	32.9	28.9	25.389	-21.389	29.389
T2L	T2R	32.9	28.2	25.389	-20.689	30.089
T2L	T1R	32.9	17.4	25.389	-9.889	40.889
T2L	T1L	32.9	15.2	25.389	-7.689	43.089
T2L	T3L	32.9	13.8	26.929	-7.779	46.079
T2L	T1E	32.9	9.0	25.389	-1.489	49.289
T2L	T3R	32.9	8.0	26.929	-2.029	51.829
T3E	T2R	28.9	28.2	25.389	-24.689	26.089
T3E	T1R	28.9	17.4	25.389	-13.889	36.889
T3E	T1L	28.9	15.2	25.389	-11.689	39.089
T3E	T3L	28.9	13.8	26.929	-11.779	42.079
T3E	T1E	28.9	9.0	25.389	-5.489	45.289
T3E	T3R	28.9	8.0	26.929	-6.029	47.829

T2R	T1R	28.2	17.4	25.389	-14.589	36.189
T2R	T1L	28.2	15.2	25.389	-12.389	38.389
T2R	T3L	28.2	13.8	26.929	-12.479	41.379
T2R	T1E	28.2	9.0	25.389	-6.189	44.589
T2R	T3R	28.2	8.0	26.929	-6.729	47.129
T1R	T1L	17.4	15.2	25.389	-23.189	27.589
T1R	T3L	17.4	13.8	26.929	-23.279	30.579
T1R	T1E	17.4	9.0	25.389	-16.989	33.789
T1R	T3R	17.4	8.0	26.929	-17.529	36.329
T1L	T3L	15.2	13.8	26.929	-25.479	28.379
T1L	T1E	15.2	9.0	25.389	-19.189	31.589
T1L	T3R	15.2	8.0	26.929	-19.729	34.129
T3L	T1E	13.8	9.0	26.929	-22.179	31.679
T3L	T3R	13.8	8.0	28.386	-22.636	34.136
T1E	T3R	9.0	8.0	26.929	-25.929	27.929

Pela Tabela 14, concluiu-se que  $T2E > T1E$  e  $T2E > T3R$ .

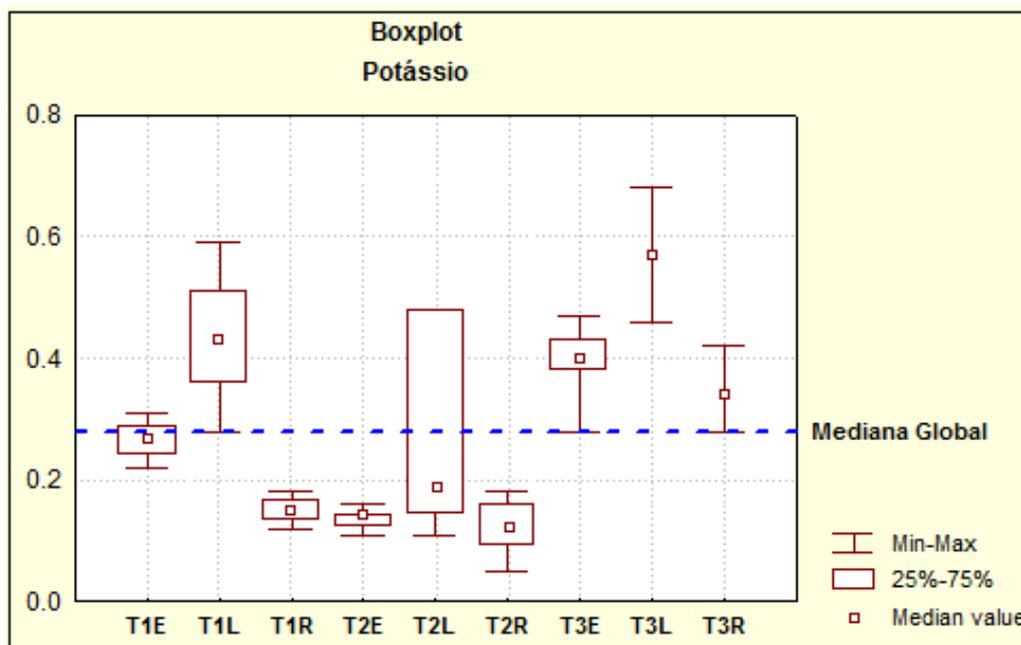
Tabela 14 - Resultado das comparações múltiplas para a variável P.

T2E	T2L	T3E	T2R	T1R	T1L	T3L	T1E	
>	=	=	=	=	=	=	=	<b>T3R</b>
>	=	=	=	=	=	=	=	<b>T1E</b>
=	=	=	=	=	=			<b>T3L</b>
=	=	=	=	=				<b>T1L</b>
=	=	=	=					<b>T1R</b>
=	=	=						<b>T2R</b>
=	=							<b>T3E</b>
=								<b>T2L</b>

#### 4.10.6 Teste de Kruskal-Wallis para a variável Potássio (K).

Na **Figura 36**, tem-se o gráfico de box-plot para os tratamentos considerando a variável **potássio**. Para esta variável observou-se uma grande flutuação entre os grupos, sendo que, de maneira geral, observou-se um comportamento praticamente inverso ao observado para a quantidade de fósforo, exceto o grupo **T1R**, que apresentou uma queda no nível de potássio do tempo **T1** para o tempo **T2**, seguido de um crescimento do tempo **T2** para o tempo **T3**, voltando aos níveis iniciais. Tem-se, ainda, que nos três tempos de coleta o substrato *lixo orgânico* apresenta os maiores níveis de potássio. Os menores níveis de potássio ocorreram nos grupos **T1R**, **T2E** e **T2R**.

Figura 36 - Box-plot's para a variável potássio (K)



O teste de Kruskal-Wallis para a variável **K** resultou no seguinte valor:

$$H = 30.8518 \qquad g.l. = 8 \qquad p = \mathbf{0.0002}$$

Pelo valor **p** do teste ( $p = 0.0002$ ) conclui-se que existe pelo menos uma diferença entre os tratamentos. Uma vez detectado que existe diferença entre os tratamentos, aplicou-se o teste das comparações múltiplas para identificar as diferenças (Tabela 15).

Tabela 15 - Ranks médios para a variável K.

Grupo	N	Soma dos Ranks	Ranks Médios
T3L	4	159	39.8
T1L	5	166.5	33.3
T3E	5	153.5	30.7
T3R	4	110	27.5
T1E	5	111	22.2
T2L	5	106.5	21.3
T1R	5	57.5	11.5
T2E	5	43	8.6
T2R	5	39	7.8
<b>Somas</b>	<b>43</b>	<b>946</b>	<b>22.0</b>

$$(\bar{R}_i - \bar{R}_j) \pm \delta :$$

Grupos		Ranks Médios		$\delta$	Limites	
i	j	Ri	Rj		LI	LS
T3L	T1L	39.8	33.3	26.929	-20.479	33.379

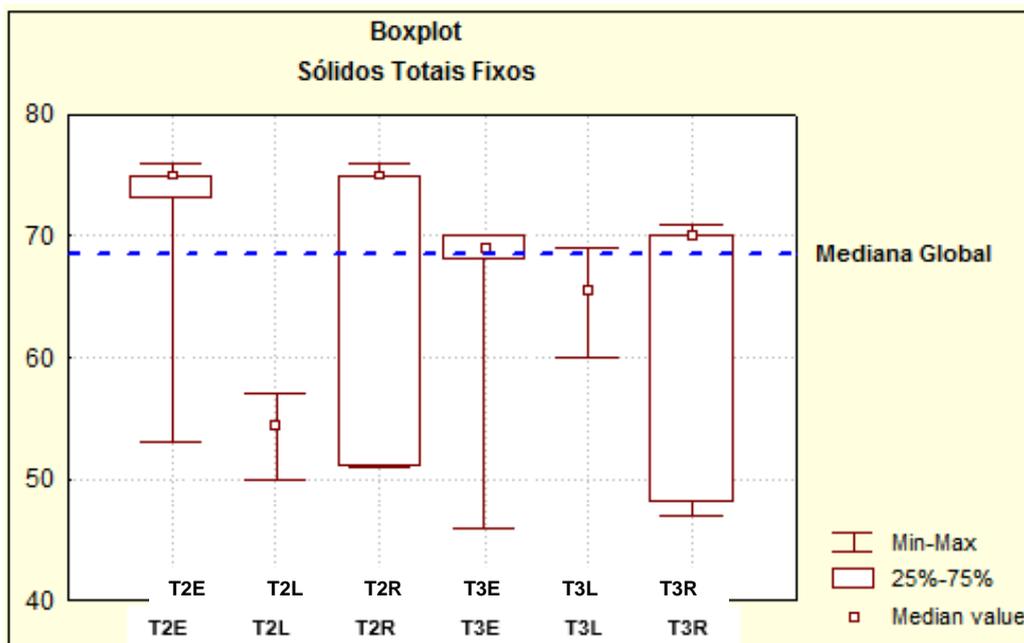


## 4.10.7 Teste de Kruskal-Wallis para a variável Sólidos Totais Fixos (STF).

Na **Figura 37**, tem-se o gráfico de box-plot para os tratamentos, considerando a variável **sólidos totais fixos**. Conforme observou-se, não existe nenhum padrão definido entre os diversos grupos de tratamentos. Verificou-se apenas uma grande variação nos valores observados.

Destaque, apenas, aconteceu com o grupo **T2L** onde tem-se todos os valores bem inferiores do que a mediana global. Com relação ao *lixo orgânico*, foi o substrato que apresentou a menor variabilidade, observando os grupos **T2L** e **T3L**.

Figura 37 - Box-plot's para a variável sólidos totais fixos (STF).



O teste de Kruskal-Wallis para a variável **STF** resultou no seguinte valor:

$$H = 7.3209$$

$$g.l. = 5$$

$$p = \mathbf{0.1979}$$

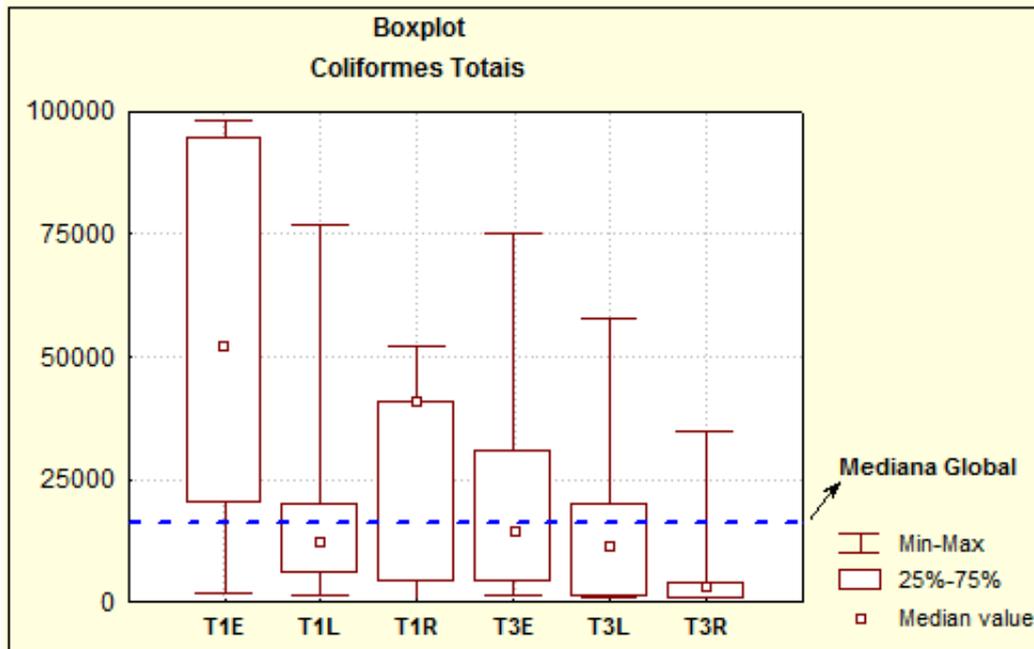
Pelo valor **p** do teste ( $p = 0.1979$ ) conclui-se que não existe nenhuma diferença, não sendo necessário prosseguir com as análises.

## 4.10.8 Teste de Kruskal-Wallis para a variável Coliformes Totais (CTotais).

Na **Figura 38**, tem-se o gráfico de box-plot para os tratamentos considerando a variável **coliformes totais**. De maneira geral, observou-se uma grande variabilidade nos dados. Observou-se, também, que ocorre uma queda na variabilidade do primeiro para o último grupo.

Dentre os diversos grupos, destacou-se o grupo referente ao tratamento **T1E**, onde os valores observados estão, na maioria, acima da mediana global, num comportamento contrário aos demais grupos.

Figura 38 - Box-plot's para a variável coliformes totais (CTotais).



O teste de Kruskal-Wallis para a variável **CTotais** resultou no seguinte valor:

$$H = 6.5750$$

$$g.l. = 5$$

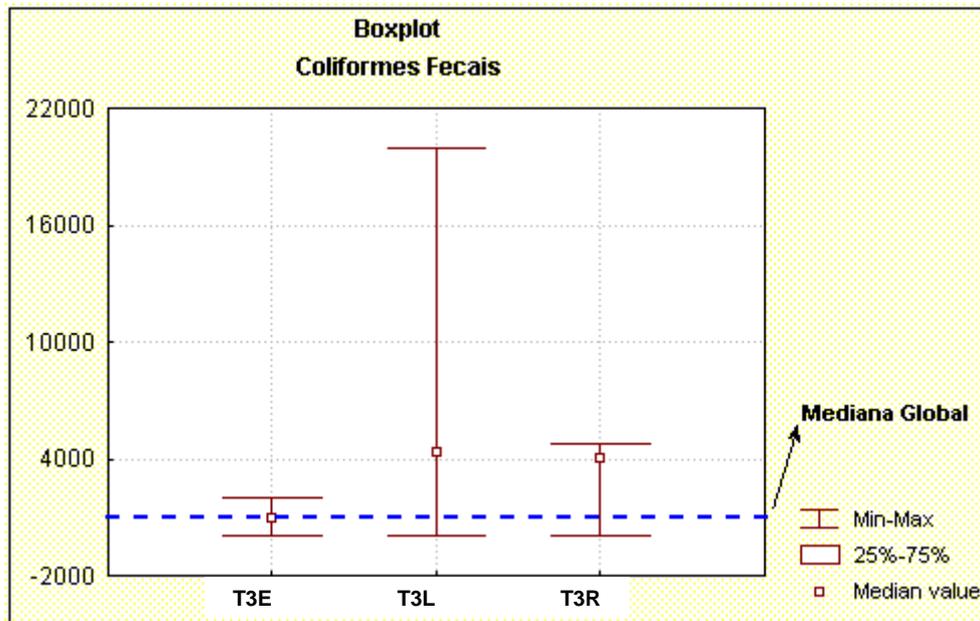
$$\text{Valor } p = \mathbf{0.2542}$$

Pelo valor **p** do teste ( $p = 0.2542$ ) conclui-se que não existe nenhuma diferença entre os tratamentos, não sendo necessário prosseguir com as análises.

#### 4.10.9 Teste de Kruskal-Wallis para a variável Coliformes Fecais (CFecais).

Na **Figura 39**, tem-se o gráfico de box-plot para os tratamentos considerando a variável **coliformes fecais**. Com apenas três grupos, pode-se destacar apenas a grande variabilidade do grupo **T3L** (lixo cru) em relação aos outros dois. Com relação aos valores medianos, o grupo com substrato esterco apresentou um valor ligeiramente inferior.

Figura 39 - Box-plot's para a variável coliformes totais (CFecais).



O teste de Kruskal-Wallis para a variável **CFecais** resultou no seguinte valor:

$$H = 1.3725$$

$$g.l. = 2$$

$$p = \mathbf{0.5035}$$

Pelo valor **p** do teste ( $p = 0.5035$ ) conclui-se que não existe nenhuma diferença entre os tratamentos, não sendo necessário prosseguir com as análises.

## 5. RESUMO E CONCLUSÕES

Foi conduzido no município de Itirapina, SP, o experimento para estudar a associação de substratos alternativos em diferentes proporções de volume (100, 80, 60, 40 e 20%) com a fração orgânica de resíduos sólidos urbanos, denominada inóculo massal, nos processos de compostagem e vermicompostagem. O inóculo massal foi introduzido, conforme sugerido por orientação de pesquisadores na área, com o objetivo de acelerar a decomposição dos resíduos esterco bovino (E), lixo cru (L) e resíduo de poda/capina (R).

Estabelecidas as misturas dos resíduos ou substratos com o inóculo massal, as mesmas foram dispostas aleatoriamente em células-tratamento. Após 120 dias de compostagem, com o estabelecimento de temperaturas amenas, ao material compostado, realizou-se a inoculação da *Eisenia foetida*, dando início ao processo de vermicompostagem, que foi finalizado aos 60 dias dessa inoculação.

Pelos resultados obtidos verificou-se que, no processo de compostagem, os fatores temperatura e umidade são parâmetros que devem ser monitorados constantemente para que se processe uma decomposição eficiente dos resíduos empregados, sobretudo quando estes se apresentam com características de cru.

Pelo modelo da cinética química, observou-se que a velocidade de decomposição dos substratos utilizados foi maior para as células-tratamento sem inóculo massal, seguida das que receberam no máximo 20% desse inóculo, para os processos estudados. Tal velocidade decaiu à medida que a proporção, em volume, do inóculo aumentou.

Quanto à taxa relativa de decomposição K, observou-se que a mesma permaneceu constante, independentemente dos diferentes substratos empregados e dos teores de inóculo massal. Tal observação permite sugerir que em experimentos que se queiram avaliar a velocidade de decomposição com a introdução de resíduos orgânicos, na função de inóculo massal, esse poderia ser introduzido a uma dosagem de 50% em volume, por exemplo, sendo conduzido com uma testemunha ou controle, por um período de 60 dias, durante o verão. Com isso, seria possível verificar a influência ou não desse inóculo na velocidade de decomposição e, conseqüentemente, se determinaria a taxa relativa de decomposição K. No caso dos valores de K obtidos, a 50% e a 100% do substrato serem constantes, torna-se possível a determinação do teor de matéria orgânica

total a T2 (instante final da compostagem), para qualquer proporção (diferente de 50% e 100%) que se tenha de substrato, uma vez que  $n(T2) = K \cdot n(T1)$ , sendo  $n(T1)$  o teor de matéria orgânica inicial. Desta maneira, se K for constante para os experimentos a 50% e a 100% do substrato, outros ensaios envolvendo diferentes percentagens do mesmo tornam-se desnecessários. E isto permitiria uma redução de etapas em experimentos de interesse que envolvam processos de compostagem e de vermicompostagem. Dessa forma, no estudo da avaliação da decomposição de resíduos, a velocidade de decomposição e a taxa K representam os parâmetros mais adequados para uma melhor análise quantitativa do que possa estar ocorrendo no processo.

Não obstante, faz-se necessário verificar, mais detalhadamente, as características do material que poderá servir de inóculo massal, uma vez que essas podem interferir nas rotas bioquímicas do processo de decomposição dos resíduos.

A variabilidade da concentração dos elementos químicos avaliados está diretamente associada ao conteúdo de matéria orgânica, pH e processos de lixiviação e, ou, precipitação dos substratos alternativos e inóculo massal durante os processos de compostagem e vermicompostagem. Portanto, o produto gerado pode apresentar baixos teores de nutrientes, ou mesmo teores existentes na matéria-prima que o gerou. No entanto, observa-se que tais processos apenas os disponibilizam, não havendo, portanto, ganhos substanciais em conteúdo de nutrientes que qualifique o composto gerado como um substituto de fertilizantes.

O processo de vermicompostagem apresenta um inconveniente em relação ao de compostagem, uma vez que ele necessita de tempo de processamento a mais, o qual envolve a compostagem em si. Em outras palavras, a vermicompostagem deve ser precedida da compostagem, uma vez que esta etapa inicial contribui para que se alcance condições de temperatura e de umidade mais adequadas à sobrevivência e à manutenção da espécie empregada.

De maneira geral, quaisquer substratos podem ser empregados no processo de compostagem e de vermicompostagem. No entanto, é necessário observar certas características desses resíduos para prever a concentração dos elementos como N, P e K, assim como qual o emprego mais adequado do produto gerado, uma vez que há grande possibilidade de se estar introduzindo contaminantes ao meio.

Dos substratos estudados, a preferência da *Eisenia foetida* para o esterco bovino (E) e resíduo de poda/capina (R) foi devido às seguintes características: para o primeiro, a constituição dos materiais em termos de microflora, macroflora e tamanho das partículas; para o segundo, a condição de retenção de água, evidenciando que as condições alimentares podem ser suprimidas quando outros fatores ambientais forem limitantes (água).

O processo de vermicompostagem deve ser incentivado para tratamento de resíduos, em pequena escala, em decorrência da necessidade de constante monitoramento, demandando maior emprego de mão-de-obra e energia.

## 6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALBANELL, E., PLAIXATS, J., CABRERO, T. Chemical changes during vermicomposting (*Eisenia foetida*) of sheep manure mixed with cotton industrial wastes. **Biol. Fertil. Soil**, Oxford, v.6, p.266-269, 1988.
- ALBERT, A.L. **Curso básico de toxicologia ambiental**. México: ECO/OPS/ OMS, INIREB, 89p., 1985.
- ALVES, M.R. **Caracterização de ácidos húmicos extraídos de vermicompostos e estudo da dissipação do herbicida Alaclor em solos/vermicomposto**. São Carlos, SP: IQSC-USP, 1998. 41p. Dissertação (Mestrado em Química Ambiental) - Instituto de Química de São Carlos. Universidade de São Paulo, 1998.
- AMACHER, M.C., KOTUBY-AMACHER, J., SELIM, H.M., ISKANDAR, I.K. Retention and release of metals by soils-evaluation of several models. **Geoderma**, Amsterdam, v.38, p.131-154, 1986.
- AMARAL SOBRINHO, N.M.B. **Interação dos metais pesados de resíduos siderúrgicos com um solo podzólico vermelho-amarelo**. Viçosa, MG: UFV, 1993. 163p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) - Universidade Federal de Viçosa, 1993.
- APPELHOF, M., WEBSTER, K., BUCKERFIELD, J. Vermicomposting in Austrália, New Zealand and India. In: **BIOCYCLE** Guide to the Art & Science of Composting, Emmaus: J.G. Press, v.37, n.6, p.63-65, 1996.
- AQUINO, A.M. de, ALMEIDA, D.L. de, FREIRE, L.R., DE-POLLI, H. Reprodução de minhocas (oligochaeta) em esterco bovino e bagaço de cana-de-açúcar. **Pesq. Agropec. Bras.**, Brasília, v.29, n.2, p.161-168, 1994.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - **Amostragem de resíduos: procedimentos**. NBR-10.007. Rio de Janeiro: ABNT, 18p., 1987a.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - **Solubilização de resíduos**. NBR-10.006. Rio de Janeiro: ABNT, 2p., 1987b.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - **Resíduos de serviço de saúde: classificação**. NBR-12.808. Rio de Janeiro: ABNT, 6p., 1993.

- BAES, C.F., SHARP, R.D.A. A proposal on estimation of soil leaching constant for use in assessment models. **Environ. Qual. J.**, Madison, v.12, p.17-28, 1983.
- BARNES, R.D. **Zoologia dos invertebrados**. 4.ed. São Paulo: Rocha. [s.d.]. 179 p.
- BASTOS, M.E.P., NEFUSSI, N. **Aspectos toxicológicos de agentes químicos**. In: CENTRO PANAMERICANO DE ECOLOGIA HUMANA y SALUD. México: Programa Nacional de Seguridade de las Substancias Quimicas, 1986, 138 p.
- BECKMAN, Industrial Corp. **Process instruments division**. Califórnia: La Habra. 1987. 93 p.
- BENDER, O.W. **IPT elimina lixo tóxico com tocha de plasma**. IPT - Instituto de Pesquisas Tecnológicas, Unidade Experimental de Plasma Térmico do IPT. 1996. <http://www.agedado.com.br/cet/caplic/ca21.htm>. (capturado em jun.1998).
- BENN, F.R., McAULIFFE, I. **Química e poluição**. São Paulo: Livros Técnicos e Científicos/EDUSP, 1980. 67 p.
- BIDONE, F.R.A. **A vermicompostagem dos resíduos sólidos de curtume brutos e previamente lixiviados, utilizando composto de lixo orgânico urbano como substrato**. São Carlos, SP: EESC-USP, 1995. 184p. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo, 1995.
- BRANCO, S.M., ROCHA, A.A. **Elementos de ciência do ambiente**. 2.ed. São Paulo: CETESB/ASCETESB, 1987. 206 p.
- BROWNING, E. **Toxicity of industry metals**. 2.ed. London: Butter Woths, 1969. 234 p.
- BOUCHÉ, M. Eco-industry in France - Worn Digest, **Winter**, n. 7, p. 16, 1994.
- CAMPOS, G.A. **Gerenciamento integrado do lixo municipal aplicado à cidade de Bauru**. Bauru, SP: UNESP, 1996. 162p. Monografia (Título de Engenheiro Civil) - Faculdade de Engenharia. Universidade Estadual Paulista, 1996.
- CANÃDAS, R.C., SANCHDRIAN, J.R., RIVERO, V.C. Distribución de Pb, Cd, Cu y Cr entre distintas fases sólidas en algunos tipos de suelos. **An. Edafol. Agrobiol.**, Madrid, v.45, p.613-630, 1986.

- CAPPELLI, L.C.M., SASSARÃO, P.R.G. **Produção de ração animal a partir do lixo**. Campinas: Projeto Phoenix, 1984.
- CARMODY, F. Earthworm composting - A growing technology. **Compost. Science & Utilization**, Emmaus, v. 5, p.30-31, 1979.
- CARTIER, G., BALDIT, R. Comportament geotechnique des décharges de residus urbains. **Bulletin de Liaison des Laboratoires des Pant et Chaussés**, Paris, n.128, p.55-64, 1983.
- CASSARETT, A., DOULL'S, D. **Toxicology**. 5.ed. New York: McGraw-Hill, 1996. 1111p.
- CINCOTTO, M.A. **Utilização de subprodutos e resíduos na indústria da construção civil**. In: TECNOLOGIA DE EDIFICAÇÕES. 1.ed.. São Paulo: Pini-IPT, 1988. p.71-74.
- COINTREAU, S.J. **Environmental management of urban solid wastes in developing countries**. Urban Development Technical. Washington, D.C.: World Bank, n.5, 1982.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL - **Determinação do número mais provável de coliformes totais e fecais pela técnica dos tubos múltiplos**. São Paulo: CETESB/ASCETESB, 1979. 15p.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL - **Limpeza pública**. São Paulo: CETESB/ASCETESB, 1979. 220p.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL - **Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos**. São Paulo: Projeto PA241, 1984.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL - **Incineração de resíduos sólidos domiciliares**. São Paulo: CETESB, 1986. (Relatório)
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL - **Utilização das minhocas na produção de composto orgânico**. . São Paulo: CETESB/ASCETESB, 1987. 11p.
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - **Resoluções do CONAMA Nº 01**, 4.ed., Brasília, D.F.: IBAMA, 1992. 245p.

- CONSULTEC - SOCIEDADE CIVIL DE PLANEJAMENTO E CONSULTAS TÉCNICAS - **Disposição do lixo no Brasil e suas perspectivas**. v.4, Rio de Janeiro: FINEP, 1977.
- CORREA, D., PRESSI, F.P., JACOMETTI, M.L.G., SPITZNER JUNIOR, P.I., PAREDES, E.A. **Tecnologia de fabricação de fertilizantes orgânicos**. In: COLÓQUIO REGIONAL SOBRE MATÉRIA ORGÂNICA DO SOLO, 1, 1982, **Anais...**, Piracicaba: CENA/USP, PROMOCET. 1982, p.217-222.
- COWLAND. J.W., KOOR, N.P. Stability considerations for step valley landfill. Sardinia 95, In: FIFTH INTERNATIONAL LANDFILLS SYMPOSIUM, S. Sardinia, Italy, 1995. **Proceeding**. Sardinia. 1995, p.790-800.
- CRY, F., MEHRA, M.C., MALLET, V.N. Toxicology. **Environ. Contam. Toxicol.** Washington, D.C., v.38, 775 p., 1987.
- DOMINGUEZ, J., EDWARDS, C.A., SUBLER, S. A comparison of vermicomposting and composting. In: **BIOCYCLE** Guide to the Art & Science of Composting, Emmaus: J.G. Press, v. 38, n.4, p.57-59, 1997.
- DOMINGUEZ, J. Testing the impact of vermicomposting. In: **BIOCYCLE** Guide to the Art & Science of Composting, Emmaus: J.G. Press,, v. 38, n.4, p.68. 1997.
- EDWARDS, C.A., LOFTY, J.R. **Biology of earthworms**. 1.ed. London: Chapman and Hall, 1976. 283p.
- EDWARDS, C.A. Historical overview of vermicomposting. In: **BIOCYCLE** Guide to the Art & Science of Composting, Emmaus: J.G. Press, v. 36, n.6, p. 56-58, 1995.
- EGREJA FILHO, F.B. **Avaliação da ocorrência e distribuição química dos metais pesados na compostagem do lixo domiciliar urbano**. Viçosa, MG: UFV, 1993. 176p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) Universidade Federal de Viçosa, 1993.
- ELLIOTT, H.A., LIBERATI, M.R., HUANG, C.P. Competitive adsorption of heavy metals by soils. **Environ. Qual. J.**, Madison, v.15, p.214-217, 1986.
- EMBRAPA - Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos. **Manual de métodos e análises de solo**. Rio de Janeiro, 1979.

- FISCH, J. **Bioestabilização de lodos de curtume através da compostagem**. São Leopoldo, R.S.: UNISINOS, 1990. 21p.
- FRIBERG, L., NORDBERG, G.F., VOUK, V.B. **Handbook and the toxicology of metals**. Amsterdam: Elsevier, 1979. 503p.
- GALVÃO, L.C.A., COREY, G. *Cádmio*. México: Metepec, 1987. 69p.
- GARCIA, S. **Limpeza pública**. São Paulo: ABPL, 1988. 56p.
- GENTILE, R. **São Paulo despeja nas ruas um terço do seu lixo**. Folha de São Paulo, São Paulo, 04 de outubro, Caderno 3, página 1. 1998.
- GOTAAS, H.B. **Composting sanitary disposal and reclamation of organic wastes**. Genebra: World Health Organization, 1956. 205p.
- GOLUEKE, C.G. **Composting: a study of the process and its principles**. 4.ed. Emmaus: Rodale Press, 1976. 110p.
- GOLUEKE, C.G., DIAZ, L.F. *Inoculums and enzymes*. In: **BIOCYCLE** Guide to the Art & Science of Composting. Emmaus: J.G. Press, 1991. p.195-199.
- GROSSI, M.G. de L. **Avaliação do nível de concentração de alguns metais pesados em resíduos ou produtos resultantes da disposição ou tratamento de resíduo sólido municipal**. Araraquara, SP: UNESP, 1989. 123p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) Faculdade de Engenharia. Universidade Estadual Paulista, 1989.
- GUNTER, F. **Introdução aos problemas da poluição ambiental**. São Paulo: Universidade de São Paulo, 1980. 86p.
- HAND, P., HAYES, W.A. The composting of slurries by earthworms. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON COMPOSTING OF SOLID WASTES AND SLURRIES. University of Leeds, **Proceedings**, Leeds, 1983. p.246-260.
- HAND, P. Earthworm biotechnology (vermicomposting). In: RESOURCES AND APPLICATIONS OF BIOTECHNOLOGY. Washington, D.C., 1984. **Proceedings**. Washington. 1984. p456-470.

- HARADA, Y., INOKO, A., TADAK, M., IZAWA, T. Maturing process of city refuse composting during piling. **Soil Science and Plant Nutrition**, Tokyo, v. 27, p.357-364, 1981.
- HARLESS, R., DUPRAY, A., DANIEL, D.M. In: SYMPOSIUM ON SOLID WASTE TESTING AND QUALITY ASSURANCE. Washington, D.C., 1986. **Proceedings**. Washington. 1986. p.325-340.
- HARRIS, G.D., PLANTT, W.L., PROCE, B.C. Vermicomposting in a rural community. In: **BIOCYCLE** Guide to the Art & Science of Composting. Emmaus: J.G. Press,. n.1, p.48-51, 1990.
- HARRY, E.B., REED, C.H. Urban wastes management. **Environ. Qual. J.**, Madison, v.1, p.78-81, 1972.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Dados sobre resíduos sólidos urbanos**. 1995. s.p.
- JAMES, B. **Lixo e reciclagem**. Tradução: Dirce Carvalho de Campos. 2.ed. São Paulo: Scipione, 1992. 47p.
- KELLER, P. Proper degree of stability. In: **BIOCYCLE** Guide to the Art & Science of Composting. Emmaus: J. G. Press, 1991. p.178-180.
- KIEHL, E.J., PORTA, A. Análise de lixo e composto - Métodos de amostragem, preparo da amostra, análises, cálculos e interpretação dos resultados analíticos. **An. Esc. Sup. Agric. Luiz de Queiroz**, Piracicaba, 54p. 1980.
- KIEHL, E.J. **Fertilizantes orgânicos**. Piracicaba: Ed. Agr. Ceres Ltda., 1985. 492p.
- KIEHL, E.J. **Fertilizantes organominerais**. Piracicaba: Ed. Agr. Ceres Ltda., 1993. 189p.
- KIEHL, E.J. **Manual de compostagem: maturação e qualidade do composto**. Piracicaba: Ed. Agr. Ceres Ltda., 1998. 171p.
- KING, L.D. Retention of metals by several soil of the southeastern United States. **Environ. Qual. J.**, Madison, v.17, p.239-246, 1988.
- KNÄPPER, C. **Vermicompostagem: uma nova proposta de discussão**. In: ESTUDOS LEOPOLDENSES. São Leopoldo, R.S.: UNISINOS,. v. 26, n.115, p.33-50, 1977.

KNÄPPER, C. **A criação de minhocas em viveiros II.** In: ESTUDOS LEOPOLDENSES. São Leopoldo, R.S.: UNISINOS, v.20, n.78, p.37-40, 1984.

KNÄPPER, C., RIBEIRO, S. **Sugestões práticas para vermicultura e vermicompostagem.** São Leopoldo, R.S.: UNISINOS, [s.d.], 10p.

KNÄPPER, C., FREITAS, A., LUCIANO, H. Vermicompostagem: raspas, aparas e lodos de curtume transformam-se em composto orgânico nobre. In: **Estudos Leopoldenses.** São Leopoldo, R.S.: UNISINOS, n. 27, p.20-22, 1990.

LAKE, D.J. Chemical speciation of heavy metals in sewage sludge and related matrices. In: LESTER, J. N. **Heavy metals in wastewater and sludge treatment process.** Flórida: CRC Press, v.1, p. 126-148, 1987a.

LAKE, D.J. Sludge disposal to land. In: LESTER, J.N. **Heavy metals in wastewater and sludge treatment process.** Flórida: CRC Press, v.2, p.92-124, 1987b.

LANDGRAF, M.D. **Caracterização físico-química e estudo da adsorção/ dessorção do herbicida Metribuzim em ácido húmico extraído de turfa e de vermicomposto.** São Carlos, SP: IQSC-USP, 1996. 93p. Tese (Doutorado em Química Ambiental) - Instituto de Química de São Carlos. Universidade de São Paulo, 1996.

LATTERELL, J.J., DOWDY, R.H., LARSON, W.E. Correlation of extractable metal uptake of snap beans grown on soil amended with sewage sludge. **Environ. Qual. J.**, Madison, v.7, n.3, p.435-440, 1978.

LIMA, L.M.Q. **Pesquisa de resíduos sólidos em Campinas.** Campinas: Projeto Phoenix 1984. s.p.

LIMA, L.M.Q. **Tratamento de lixo.** São Paulo: Hermus, 1988. 189p.

LIMA, L.M.Q. **Lixo: tratamento e biorremediação.** 2.ed. São Paulo: Hermus, 1995. 87p.

LINDSAY, W.L. **Chemical equilibria in soils.** New York: John Wiley & Sons, 1979. 449p.

LONGO, A.D. **Minhoca: a fertilizadora do solo, a fonte alimentar.** 3.ed. São Paulo: Ícone Editora. 1993. 79p.

- LUZ, F.X.R. **Aterro sanitário: características, limites, tecnologia para a implantação e operação.** São Paulo: CETESB, 1981. 78p.
- MAEDA, S., MISOGUCHI, M., OHKI, A., TAKESHITA, T. Bioaccumulation of zinc and cadmium in freshwater alga, *Ckioirea vulgaris*. **Chemosphere**, Oxford, v.1, n.21, p.953-963, 1990.
- MANASSERO, M., PARKER, R., PASQUALINI, E., SZABÓ, I., ALMEIDA, M.S.S., BOUAZZA, A., DANIEL, D.E. Controlled landfill design. In: INTERNATIONAL CONGRESS ON ENVIRONMENTAL GEOTECHNICS, 3, Lisboa, Portugal, 1998. Proceedings. Lisboa. 1998. p.1001-1038.
- MATOS, A.T. de **Fatores de retardamento e coeficiente de dispersão-difusão do zinco, cádmio, cobre e chumbo em solos do município de Viçosa-MG.** Viçosa, MG: UFV, 1995. 110p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) - Universidade Federal de Viçosa, 1995.
- MATOS, S. **Proposta para minimização de resíduos sólidos industriais: estudo de caso com areia de fundição.** São Carlos, SP: EESC-USP, 1997. 107p. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo, 1997.
- MATTHEWS, P.J. Control of metal application rates from sewage sludge utilization in agriculture. **Rev. Env. Control**, New York, v.14, p.199-250, 1984.
- MEINICKE, A.C. **As minhocas.** Cooperativa Agropecuária Campos Gerais - COOPERSUL e Clube da Minhoca de Ponta Grossa, RS, Ponta Grossa. 1983. s.p.
- MELLO, F.A.F., BRASIL SOBRINHO, M.O.C., ARZOLLA, S., SILVEIRA, R.J., COBRA NETTO, A., KIEHL, J.C. **Fertilidade do solo.** São Paulo: Nobel, 1989. 400p.
- MENDES, J.M.O. **Resíduos sólidos perigosos: caracterização e discussão do problema.** Salvador: Cadernos técnicos, 1981. 38p.
- MITCHELL, M.J. Conversion of sludges into “topsoils” by earthworms. **Compost Science & Utilization**, Emmaus, p.28-32, 1977.
- MOREL, M.O. **Formas de destinação final de resíduos sólidos urbanos no município de São Paulo.** PMSP: Departamento de Limpeza Urbana. 95p. 1988.

- MOROSINO, J.J.G. **Lixo hospitalar**. <http://www.vidaconsultores.com.br/lixo.html> 1998. (capturado em agosto/98).
- NAMKOONG, W., HWANG, E.Y. Operational parameter for composting night soil in Korea. **Compost Science & Utilization**, Emmaus, v.5, n. 4., p.46-51, 1997.
- NEFUSSI, N. Gerenciamento de resíduos. In: ENCONTRO SOBRE RESÍDUOS SÓLIDOS INDUSTRIAIS, 1., **Anais...**. Porto Alegre, 1985. p.33-54.
- NEUHAUSER, E.F., HARTENSTEIN R., KAPLAN, D.L. Growth of the earthworm *Eisenia foetida* in relation to population density and food rationing, **Oikos**, Copenhagen, v. 35, p.93-98. 1980.
- ORTEGA, E.T. **Química de suelos**. Universidad Autonoma Chapingo. 1981. 417p.
- PÁDUA, M.T. **Industrialização do lixo urbano, aterro, compostagem, incineração**. A Araújo S.A. Engenharia e Montagens, Curitiba, 1992. 102p.
- PEREIRA NETO, J.T. **O saneamento básico e sua necessidade**. Viçosa, M.G.: UFV, 1980. 17p. (Boletim técnico)
- PETRUZZELLI, G., LUBRAWO, L., GUIDE, G. Uptake by corn and chemical extractability of heavy metals from a four year compost treated soil. **Plant Soil**, Hague, v.16, p.23-27, 1989.
- PINTO, M.A.S. **A coleta e disposição final do lixo no Brasil**. 1.ed, Rio de Janeiro: FUNGEVAR, 228p. 1979.
- REINECKE, A.J., VENTER, J.N. Moisture preferences, growth and reproduction of the compost worm *Eisenia foetida* (oligochaeta). **Bio. Fert. Soils**, Oxford, v.3, p.135-141, 1987.
- REINECKE, A.J., VILJOEN, S.A. The influence of feeding patterns on growth and reproduction of the vermicomposting earthworm *Eisenia foetida* (oligochaeta). **Bio. Fert. Soils**, Oxford, v.10, p.184-187, 1990.
- REVISTA MEIO AMBIENTE INDUSTRIAL. **Reciclagem de resíduos industriais**. 17.ed., São Paulo: Editora Tocalino Ltda., n.16, 1999.
- REYNOLDS, J.W. **The earthworms (*Lumbricidae* and *sparganophilidae*) of Ontário**. Toronto: The Royal Ontário Museum, 1977. (s.p.)

- REZENDE, A.A., PEREIRA NETO, J.T. Estudos da eficiência de uma usina de compostagem: processo de produção de composto. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 17, vol. 2, **Anais...**, São Paulo, 1993. p.22-23.
- RIBEIRO, S. **Considerações preliminares sobre a reciclagem de resíduos de frigoríficos através da vermicompostagem**. São Leopoldo, UNISINOS. 1992. 37p.
- SANTORI, H.J.F. **Análise dos substratos e parâmetros de controle para a vermicompostagem de resíduos sólidos urbanos**. São Carlos, SP: EESC-USP, 1999. 252 p. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo, 1998.
- SANTOS, I.C. **Conteúdo de metais pesados, potássio e sódio e produção de cultivares de alface adubados com composto orgânico de lixo urbano**. Viçosa, MG: UFV, 1995. 89p. Dissertação (Mestrado em Fitotecnia)- Universidade Federal de Viçosa, 1995.
- SCHALCH, V. **Gerenciamento de resíduos sólidos**. São Carlos: SHS-ESC/USP, 1991. s.p.
- SCHALCH, V., LEITE, W.C. de A. **Resíduos sólidos (lixo)**. São Paulo: Universidade de São Paulo [ca. 1991]. 45p.
- SCHALCH, V., LEITE, W.C. de A., GOMES, L.P. **Curso sobre gerenciamento de resíduos sólidos**. São Paulo: ABES. [ca. 1998]. 227p.
- SCHALCH, V., SANTAELLA, S.T., MOTA F.S.B. **Gerenciamento integrado de resíduos sólidos**. Fortaleza: Universidade Federal do Ceará, 1995. 227p.
- SCHWERTMANN, U., TAYLOR, R.M. Iron oxides. In: DIXON, J.B., WEED, S.B. Minerals in soil environments. 2.ed., **Soil Sci.**, Madison, v. 17, p.379-438, 1989.
- SIMOENI, L.A., BARBARICK, K.A., SABEY, B.R. Effect of a small-scale composting of sewage sludge on heavy metal availability to plants. **Environ. Qual J.**, Madison, v.13, p.264-268, 1984.
- SITTING, M. **Toxic metals pollution control and worker protection**. Naves: Park Ridge, 1976. 301p.

SECRETARIA DE ESTADO DE AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO - SMA-SEAPA - Sistema de Informações do Agribusiness de Minas Gerais. Informativos técnicos, solos e adubação - **vantagens na utilização de húmus de minhoca**.1998. <http://www.agridata.mg.gov.br>. (capturado set/99).

SNELL, J.R. Role of temperature in garbage composting. In: **BIOCYCLE** Guide to the Art & Science of Composting. Emmaus: J.G. Press, v.3, p.254-256. 1991.

SRIDHAR, K.C., BAMMEKE, I. **Water, air, soil pollution**. New York: John Wiley & Sons.1986. 51p.

STEVENSON, F.J. **Humus chemistry**. New York: John Wiley & Sons, 1982. 443p.

SWIFT, R.S., McLAREN, R.G. Micronutrient adsorption by soil and soil colloids. In: BOLT, F.H., DeBOOT, M.F., HAYES, M.H.B., McBRIDE, M.B. **Interactions at the soil colloid-soil solution interface**. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 1991, p.257-292.

TAVARES, T.M., CARVALHO, F.M. Avaliação da exposição de populações humanas a metais pesados no ambiente: exemplos do Recôncavo Baiano. **Química Nova**, Campinas, v.15, p.147-153, 1992.

TEDESCO, M.J., VOLKEISS, S.J., BOHNEM, H. **Análises de solos, plantas e outros materiais**. Porto Alegre: UFRGS, 1985, 188p. (Boletim Técnico 5).

TEIXEIRA, P.F.P. **Manual sobre vigilância ambiental**. Série HSP-UNI/Manualis Operativos PATEX ORGANIZATION PANAMERICANA DE LA SALUD. Fundacion W.K. Kellog. v.4, n.12, p.46, 1996.

TIBAU, A.O. **Matéria orgânica e fertilidade do solo**. São Paulo: Nobel. 1983. 220p.

VAN RIEMSDIJK, W.H., VAN DER ZEE, S.E.A.T.M. Comparison of models for adsorption, solid solution and surface precipitation. In: BOLT, F.H., DeBOOT, M.F., HAYES, M.H.B., McBRIDE, M.B. **Interactions at the soil colloid-soil solution interface**. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 1991. p.241-256.

VERAS, L.R.V. **A vermicompostagem do lodo de lagoas consorciadas com composto de lixo orgânico urbano**. São Carlos, SP: EESC-USP, 1996 Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo, 1996.

- VERLOO, M., KIEKENS, L., COTTENIE, A. Distribution patterns of essential and non essential trace elements in the soil-soil solution systems. **Pedologie**, Ghent, v.34, n.3, p. 159-164, 1985.
- VIEIRA, M.I. **Criação de minhocas: comercialização, reprodução, produção, instalações e bons lucros**. São Paulo: Prata,. 1995. 86p.
- VILLANI, F.T.; PEREIRA NETO, J.T. Avaliação de métodos químicos para determinar o grau de maturação na compostagem do lixo urbano domiciliar. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 17, vol. 2, Anais..., São Paulo, 1993. p.3-17.
- VOGL, E.G., ANGINO, E.E. Hazardous waste & Hazardous materials, **Rev. Env. Control**, New York, v34, n3., p. 145-158, 1985.
- WAKSMAN, S.A. **Humus: origin, chemical, composition and importance in nature**. 2.ed. Baltimore: The Willians & Wilkins, 1939. 526p.
- WASTE Management using earthworms. In: **BIOCYCLE** Guide to the Art & Science of Composting. Emmaus: J.G. Press, v.23, n.3, p.57-57. 1984
- WERNER, M., CUEVAS, J.R. Vermiculture in Cuba. In: **BIOCYCLE** Guide to the Art & Science of Composting. Emmaus: J.G. Press, v.37, n..6, p57-62, 1996.
- WORLD RESOURCE FOUNDATION. **Composting with worms**. [on line]. Disponível na Internet em <http://www.wrfound.org.uk/worms-IS.html#top>. (capturado fev./97)
- XIAN, X. Chemical partitioning of cadmium, zinc lead and cooper in soil near smeller. **Environ. Sci. Health J.**, London, v.22, p.527-541, 1987.
- ZUCCONI, F., BERTOLDI, M. Specifications for solid waste composting. In: **BIOCYCLE** Guide to the Art & Science of Composting. Emmaus: J.G. Press, v. 29, n.6, p.200-205, 1991.

## SOBRE O AUTOR

Engenheira Agrimensora pela Universidade Federal de Viçosa-MG, em janeiro de 1988, Cátia Araujo Farias nasceu em 17 de setembro de 1960, na cidade de Petrópolis, Estado do Rio de Janeiro. Em agosto de 1988, iniciou o curso de mestrado em Solos e Nutrição de Plantas no Departamento de Solos da Universidade Federal de Viçosa. Após o mestrado, iniciou sua jornada de trabalhos junto ao DPS-UFV, na condição de colaboradora na área de pesquisa de contaminação de metais pesados em solos. Naquela ocasião, atuou no município de Viçosa-MG como Coordenadora de Projetos Ambientais, junto à Secretaria Municipal de Agricultura e Meio Ambiente, participando, ainda, do CODEMA, como Secretária Executiva. Assessorou a Secretaria Municipal de Planejamento em questões ambientais. Em 1999, iniciou seu doutorado em Solos e Nutrição de Plantas, na mesma instituição, em parceria com a USP pela Escola de Engenharia de São Carlos-SP, onde permaneceu para seu pós-doutoramento em Recursos Hídricos na área de Engenharia Ambiental.

De 1997 a 1998, fez parte da Comissão do Meio Ambiente da 30ª Subseção da OAB, em São Carlos-SP. A partir de 2002, vem exercendo a função de Perita Judicial em Ações Ordinárias e de Execução, bem como as Cíveis Públicas, na Comarca de São Carlos-SP, o que a subsidiou na elaboração e implantação de dois cursos de pós-graduação lato sensu, um em Perícias Judiciais Ambientais e o outro, em Engenharia de Avaliações e Perícias, junto às Instituições UNIFESO-RJ e FEAP-MG, respectivamente. Atualmente, exerce função de professora titular do curso de pós-graduação em Gestão de Projetos da EaD-UNIFESO e do curso de graduação em Engenharia Civil na FEAP-MG.



---

 feso

 unifeso