

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO  
CENTRO TECNOLÓGICO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL**

**THAIS CARDINALI REBOUÇAS**

**Estabilização e higienização de fezes humanas através  
de compostagem em regime de batelada**

**VITÓRIA  
2010**

**THAIS CARDINALI REBOUÇAS**

**Estabilização e higienização de fezes humanas através de  
compostagem em regime de batelada**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia Ambiental, área de concentração em Saneamento.

Orientador: Prof. Dr. Ricardo Franci Gonçalves.

**VITÓRIA  
2010**

**THAIS CARDINALI REBOUÇAS**

## **Estabilização e higienização de fezes humanas através de compostagem em regime de batelada**

Dissertação apresentada ao programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo do Centro Tecnológico da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisição parcial para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia Ambiental.

Aprovada em 26 de fevereiro de 2010

### **COMISSÃO EXAMINADORA**

---

**Prof. Dr. Ricardo Franci Gonçalves**  
**Universidade Federal do Espírito Santo**  
**Orientador**

---

**Prof. Dr. Sérgio Túlio Alves Cassini**  
**Universidade Federal do Espírito Santo**  
**Examinador Interno**

---

**Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup> Paula Loureiro Paulo**  
**Universidade Federal de Mato Grosso do Sul**  
**Examinador Externo**

Dados Internacionais de Catalogação-na-publicação (CIP)  
(Biblioteca Central da Universidade Federal do Espírito Santo, ES, Brasil)

---

R292e      Rebouças, Thais Cardinali, 1982-  
              Estabilização e higienização de fezes humanas através de  
              compostagem em regime de batelada / Thais Cardinali  
              Rebouças. – 2010.  
              103 f. : il.

              Orientador: Ricardo Franci Gonçalves.  
              Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Espírito  
              Santo, Centro Tecnológico.

              1. Fezes. 2. Compostagem. 3. Biodegradação. 4.  
              Saneamento ecológico. I. Gonçalves, Ricardo Franci. II.  
              Universidade Federal do Espírito Santo. Centro Tecnológico. III.  
              Título.

CDU: 628

---

Aos meus pais, Nuno e Leonor  
e ao meu irmão, Caio

## **Agradecimentos**

- ✓ Aos meus pais, Nuno e Leonor, e ao meu irmão Caio pelo apoio incondicional, pelo carinho, pela confiança e pelo incentivo em todos os momentos da minha vida.
- ✓ Ao professor Ricardo pela oportunidade e orientação.
- ✓ À banca examinadora: Prof<sup>a</sup> Paula Loureiro Paulo e Prof. Sérgio Túlio Alves Cassini pela disponibilidade e prontidão para contribuir com o trabalho.
- ✓ Ao Laboratório Bioclínico e ao Laboratório Central da Secretaria Municipal de Saúde de Vitória por cederem às amostras e colaborarem com o trabalho.
- ✓ Aos bolsistas e estagiários do projeto, Karla Santos Limoeiro, Gabriel Hector Fontana, Leonardo Zandonadi Moura, Thiago Nelo Moraes, Gabriela Bianchi dos Santos e Camila Procópio, pela coragem e pela valiosa ajuda.
- ✓ Ao Núcleo de Bioengenharia aplicada ao Saneamento (Núcleo Água) e ao Laboratório de Saneamento (LabSan) pelo suporte dado a esta pesquisa.
- ✓ Ao PROSAB 5 pelo apoio financeiro concedido.
- ✓ A CAPES pela bolsa de estudos.
- ✓ Ao INCAPER – Instituto Capixaba de Pesquisa, Assistência Técnica e Extensão Rural pela colaboração nas análises físico-químicas.
- ✓ A Universidade Federal do Espírito Santo pelo apoio institucional.

“We can't solve problems by using the same kind of thinking  
we used when we created them”.

*Albert Einstein*

# Sumário

## Capítulo 1

1	INTRODUÇÃO .....	18
2	OBJETIVOS .....	19
2.1	<b>Objetivo geral</b> .....	<b>19</b>
2.2	<b>Objetivos específicos</b> .....	<b>19</b>
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....	20
3.1	<b>Saneamento básico no mundo</b> .....	<b>20</b>
3.2	<b>O problema nas áreas urbanas</b> .....	<b>22</b>
3.3	<b>As metas do milênio da ONU e o esforço a ser empreendido globalmente ....</b>	<b>24</b>
3.4	<b>As dificuldades de se atingir as metas do milênio com a tecnologia convencional</b> .....	<b>25</b>
3.5	<b>Saneamento ecológico</b> .....	<b>27</b>
3.6	<b>O ciclo hidrológico e o ciclo dos alimentos sob a ótica ECOSAN</b> .....	<b>28</b>
3.7	<b>Gerenciamento de fezes no Saneamento Ecológico</b> .....	<b>31</b>
3.7.1	Fezes: quantidade, composição e características .....	31
3.7.2	Taxa de geração das fezes .....	31
3.7.3	Nutrientes nas fezes .....	32
3.7.4	Outros componentes das fezes .....	34
3.7.5	Organismos patogênicos nas fezes .....	35
3.7.6	Fatores que afetam o decaimento dos microrganismos .....	38
3.7.8	Processamento das fezes .....	39
3.8	<b>Diferentes opções para coleta, tratamento e aproveitamento agrícola de fezes humanas</b> .....	<b>40</b>
3.8.1	Opções de coleta de fezes humanas .....	41
3.8.2	Tratamento .....	47
3.8.2.1	Estocagem .....	47
3.8.2.2	Tratamento químico .....	48
3.8.2.3	Incineração .....	49
3.8.2.4	Compostagem .....	49
	Parâmetros de influência no desempenho da compostagem .....	50
	Temperatura .....	50
	Aeração .....	51
	Umidade .....	51
	pH .....	52
	Granulometria/ Estrutura .....	52
	Relação Carbono/Nitrogênio .....	52
3.8.3	Aproveitamento agrícola das fezes .....	53

## Capítulo 2

4	MATERIAIS E MÉTODOS .....	55
<b>4.1</b>	<b>Caracterização quali-quantitativa das fezes humanas .....</b>	<b>55</b>
4.1.1	Coleta e amostragem .....	55
4.1.2	Análises físico-químicas e microbiológicas .....	55
4.1.3	Análises estatísticas .....	56
<b>4.2</b>	<b>Compostagem .....</b>	<b>56</b>
4.2.1	Coleta, amostragem e preservação das amostras .....	56
4.2.2	Procedimento .....	56
4.2.3	Monitoramento da compostagem e análises físico-químicas .....	58
4.2.4	Cálculo das taxas de energia ( $E$ ) e de evaporação da água ( $W$ ) .....	60
4.2.5	Análises físico-químicas do composto final .....	60
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	61
<b>5.1</b>	<b>Caracterização das fezes humanas .....</b>	<b>61</b>
5.1.1	Aspectos quantitativos .....	61
5.1.2	Aspectos qualitativos .....	63
<b>5.2</b>	<b>Comportamento da temperatura e microrganismos .....</b>	<b>64</b>
<b>5.3</b>	<b>Relação Carbono/Nitrogênio .....</b>	<b>72</b>
<b>5.4</b>	<b>Nitrogênio e pH .....</b>	<b>73</b>
<b>5.5</b>	<b>Fósforo .....</b>	<b>76</b>
<b>5.6</b>	<b>Umidade .....</b>	<b>76</b>
<b>5.7</b>	<b>Valores de <math>E</math> e <math>W</math> e degradação da matéria orgânica .....</b>	<b>78</b>
<b>5.8</b>	<b>Atividade biológica em termos de sólidos totais e sólidos voláteis .....</b>	<b>80</b>
<b>5.9</b>	<b>Características físico-químicas do composto produzido .....</b>	<b>83</b>
<b>5.10</b>	<b>Observações visuais .....</b>	<b>84</b>
<b>5.11</b>	<b>Inferência prática dos resultados obtidos para o reator 3 .....</b>	<b>85</b>
6	CONCLUSÃO .....	87
7	RECOMENDAÇÕES .....	89
8	REFERÊNCIAS .....	90
	ANEXOS .....	97

## RESUMO

O Saneamento Ecológico (Ecosan) se refere ao sistema de gestão de águas residuárias focalizado no princípio de reciclar ao máximo a água e os nutrientes de volta a fonte geradora. As fezes humanas obtidas após a segregação da urina possuem qualidades valiosas para a melhoria do solo, entretanto, a principal preocupação na reciclagem dos seus nutrientes é a associação desta fração a agentes patogênicos de origem entérica. A compostagem é o tratamento mais comum para se obter a desinfecção das fezes quando se tem por objetivo sua aplicação como condicionante do solo. Diante desta perspectiva, este trabalho teve por objetivo estudar as características físico-químicas e biológicas das fezes humanas, assim como caracterizar a sua produção e estudar o seu tratamento através da compostagem buscando o desenvolvimento de soluções tecnológicas de saneamento ecológico para as cidades. Para isso, a metodologia utilizada foi dividida em duas etapas: I. caracterização quali-quantitativa das fezes e II. compostagem das fezes com aplicação de três diferentes proporções de serragem. Os resultados da caracterização mostraram que a produção per capita de fezes foi de 130 g/pessoa.dia, sendo observado que a média de excreção de fezes entre homens e mulheres foi próxima. Em relação à caracterização físico-química, a umidade média foi de 75% e 85% de sólidos voláteis e para os nutrientes como nitrogênio e fósforo, as médias foram de 13 e 3,2 g/kg de fezes, respectivamente. No aspecto microbiológico as concentrações de coliformes totais, termotolerantes e *Escherichia coli* foram de  $10^7$ ,  $10^6$  e  $10^5$  NMP/g, respectivamente. Quanto ao processo de compostagem, foram obtidas temperaturas acima de 50°C e redução de *E. coli* a níveis não detectáveis. A proporção de fezes e serragem de 30%, com uma relação C/N de 30/1 e teor de umidade na faixa de 50%, foi a que apresentou melhor desempenho no processo, permanecendo 16 dias em temperaturas termofílicas e 7 dias em temperatura de desinfecção ( $\geq 50^\circ\text{C}$ ). Além disso, obteve as melhores porcentagens na redução de sólidos totais e voláteis, 64 e até 76%, respectivamente. Conclui-se que as fezes humanas constituem um recurso de nutrientes como N, P e K e apresentam potencial de reutilização podendo ser tratadas de forma mais sustentável que nos tratamentos utilizados pelos sistemas convencionais de saneamento. A compostagem com serragem mostrou-se uma alternativa viável para o tratamento e a estabilização desse material.

## ABSTRACT

Ecological Sanitation (Ecosan) refers to a system of wastewater management that focuses on recycling water and nutrients back to their original source. The human faeces from urine segregation contain valuable qualities to soil improvement, however the main concern of this recycling process is the presence of a potential enteric pathogen found in faeces. For this reason, composting is the most common treatment used to disinfect faeces and is used as a soil conditioner. In this prospective, the objective of this paper is to study the physical chemistry and biological characteristics of human faeces. Furthermore, this paper has examined the production and treatment of composting and look into potential technological solutions of ecosanitation in cities. This research has presented the methodology in two phases: I. Faeces qualitative and quantitative characterization and II. Composting of faeces in three different matrices with sawdust. The results have demonstrated a fecal production of 130 g/person/day with a comparable excretion average between men and women. The results of the physical chemistry characterization demonstrated that the average content of moisture was 75%, 85% of total solids and averages for nutrients such as nitrogen and phosphorus were 13 and 3,2 g/kg of faeces respectively. The microbiologic test results showed a concentration of total coliforms, thermotolerants and *Escherichia coli* at,  $10^7$ ,  $10^6$  and  $10^5$  NMP/g respectively. Regarding the composting process, the temperatures were over 50°C and *E.coli* reduction was not recorded at detectable levels. The faeces and sawdust proportion of 30% proved to be the best process performance, when kept in thermophilic temperature for over 16 days and disinfected for 7 days at a temperature greater than 50°C. Furthermore, these results indicated the best reduction in total and volatile solid content, 64% and up to 76%, respectively. Finally the human faeces are a nutrient source of N, P and K and hence for this reason, demonstrate a potential to be reusable through sustainable treatment as opposed to the conventional sanitation system currently under use. Composting with sawdust as a raw material establishes a viable alternative to the treatment and compost stabilization.

## LISTA DE FIGURAS

### Capítulo 1

Figura 1: Porcentagem de cobertura dos serviços de saneamento por região em 2006 (WHO, 2008) .....	20
Figura 2: Porcentagem de cobertura de saneamento na área urbana e na área rural em 2006 (Fonte: WHO, 2008) .....	21
Figura 3: Porcentagem da população urbana e rural que praticam defecação a céu aberto por regiões em 2006 (Fonte: WHO, 2008) .....	22
Figura 4: Separação das substâncias e exemplos de possíveis elementos do Ecosan (adaptação GTZ, 2002) .....	28
Figura 5: Fluxo linear de nutrientes nos sistemas convencionais de tratamento de esgotos (Fonte: GTZ) .....	29
Figura 6: Fluxo circular de nutrientes no Saneamento Ecológico (Fonte: GTZ) .....	30
Figura 7: Esquema dos principais componentes de um sanitário de compostagem (adaptado de Lopez Zavala et al., 2005). Legenda: 1- circulação de ar; 2- sanitário; 3- tubo de exaustão; 4- exaustor de ar; 5-ventilador acionado a motor; 6- motor; 7- reator de compostagem e 8- mecanismo de mistura .....	41
Figura 8: Esquema de um <i>Arborloo</i> (adaptado de Morgan, 2007) .....	42
Figura 9: Esquema de uma <i>Fossa Alterná</i> (adaptado de Morgan, 2007) .....	43
Figura 10: Câmaras do sanitário de desidratação das fezes (Fonte: ESF) .....	44
Figura 11: Sanitário desidratador de câmara dupla do Vietnã .....	44
Figura 12: Sanitário com separação de fezes e urina. Ao lado esquerdo, o modelo alemão e ao lado direito, o modelo sueco (Foto: L. Ulrich, 2009, <a href="http://www.flickr.com/photos/gtzeconan">http://www.flickr.com/photos/gtzeconan</a> ) .....	45
Figura 13: Sanitário seco auto-coletor de câmara única, pré-fabricado e de uso contínuo. Modelo da Sun Mar (Fonte: <a href="http://www.sun-mar.com">www.sun-mar.com</a> ) .....	46
Figura 14: Sanitário seco centralizador, pré-fabricado e de uso contínuo. Modelo da Sun Mar (Fonte: <a href="http://www.sun-mar.com">www.sun-mar.com</a> ) .....	46
Figura 15: Sanitário seco de construção local na cidade de Lima, no Peru (América Latina) (Fonte: <a href="http://www.flickr.com/photos/gtzeconan">www.flickr.com/photos/gtzeconan</a> ) .....	46
Figura 16: Sanitário seco de construção local na cidade de Ouagadougou, em Burkina Faso (África) (Fonte: <a href="http://www.flickr.com/photos/gtzeconan">www.flickr.com/photos/gtzeconan</a> ) .....	46
Figura 17: Modelo de sanitário seco pré-fabricado, do tipo centralizador, da EcoTech Carousel (Fonte: <a href="http://www.ecological-engineering.com">www.ecological-engineering.com</a> ) .....	47
Figura 18: Detalhe interno das múltiplas câmaras de compostagem do modelo de Ecotech Carousel .....	47
Figura 19: Curva padrão da variação da temperatura durante o processo de compostagem. Fonte: Fernandes; Silva, 1999 .....	50

### Capítulo 2

Figura 1: (a) Vaso sanitário seco utilizado para a coleta segregada das excretas e (b) Vista interna do sanitário seco segregador de fezes e urina .....	55
Figura 2: Detalhes do reator de compostagem. (1) Vista interna do reator; (2) tubo de PVC instalado na base do reator e (3) tela para prevenir a entrada de insetos (Fotos:	

Thais C. Rebouças, 2009) .....	57
Figura 3: Preparação do material (fezes e serragem) para compostagem. (1) Pesagem e mistura das fezes humanas; (2) mistura das fezes com a serragem; (3) transferência da mistura para o reator de compostagem; (4) reator com o composto; (5) reator em cima da bancada e (6) reatores utilizados no experimento (Fotos: Thais C. Rebouças, 2009) .....	58
Figura 4: Variação da temperatura ao longo do tempo para o reator 1 e da temperatura ambiente (média, mínima e máxima dos cinco pontos de medição dentro do reator para cada tomada) .....	65
Figura 5: Variação da temperatura ao longo do tempo para o reator 2 e da temperatura ambiente (média, mínima e máxima dos cinco pontos de medição dentro do reator para cada tomada) .....	66
Figura 6: Variação da temperatura ao longo do tempo para o reator 3 e da temperatura ambiente (média, mínima e máxima dos cinco pontos de medição dentro do reator para cada tomada) .....	66
Figura 7: Mudanças para Coliformes total (log10 NMP/g) ao longo do tempo nos três reatores .....	70
Figura 8: Mudanças para <i>Escherichia coli</i> (log10 NMP/g) ao longo de tempo nos três reatores .....	70
Figura 9: Variação do pH durante a compostagem de fezes humanas .....	75
Figura 10: Aparência inicial do composto depois de misturar a serragem com as fezes e o composto após 30 dias de compostagem (Fotos: Thais C. Rebouças, 2009) .....	77
Figura 11: Valores calculados da relação de energia $E$ (cal/g) e relação de água $W$ . As linhas pontilhadas são os valores limites para compostos não funcionais .....	79
Figura 12: Aparência do composto dos reatores 1 (a), 2 (b) e 3 (c) após 30 dias de compostagem (Fotos: Thais C. Rebouças, 2009) .....	85
Figura 13: Presença de fungos de cor esbranquiçada no reator 3 F/S 30% na terceira semana do processo de compostagem (Foto: Thais C. Rebouças, 2009) .....	85
Figura 14: Composição teórica das fezes e sua transformação durante o processo de compostagem. Legenda: $X_{FS}$ são os sólidos fixos; $X_{NB}$ são os sólidos voláteis não biodegradáveis; $X_B$ são sólidos voláteis biodegradáveis; $X_{BIP}$ são sólidos voláteis biologicamente inertes e $X_{PSF}$ é a produção de sólidos fixos .....	86

## LISTA DE TABELAS

### Capítulo 1

Tabela 1: Taxa de geração de fezes humana (peso úmido), g/pessoa.dia, em diferentes regiões e países .....	32
Tabela 2: Estimativa de concentração de nutrientes excretados por ano por pessoa em diferentes países (Fonte: adaptado de Jönsson e Vinnerås, 2004) .....	32
Tabela 3: Concentração de parâmetros físico-químicos de fezes humanas (em g/p/dia) .....	33
Tabela 4: Concentração de metais pesados nas fezes humanas .....	34
Tabela 5: Principais organismos patogênicos excretados nas fezes humanas .....	35
Tabela 6: Fatores que afetam o decaimento de microrganismos entéricos (adaptado de Schönning e Stenström, 2004) .....	38
Tabela 7: Quantidade de nutrientes (N, P e K) requerida (em kg/ano) para produzir 250 kg de milho (Wolgast, 1993) .....	54

### Capítulo 2

Tabela 1: Condições experimentais dos três testes de compostagem de fezes humanas com serragem .....	57
Tabela 2: Parâmetros, métodos, referências, frequência de análise e observações referentes à compostagem .....	58
Tabela 3: Taxa de geração de fezes humana (peso úmido), g/pessoa.dia .....	61
Tabela 4: Taxa de geração de fezes humana (peso úmido), g/pessoa.dia, em diferentes países e regiões .....	61
Tabela 5: Valores médios da caracterização físico-química das fezes coletadas nos sanitários segregadores (valor médio $\pm$ desvio padrão) comparados aos dados da literatura .....	63
Tabela 6: Concentração de coliformes total e <i>Escherichia coli</i> (NMP/g) nos reatores 1, 2 e 3 durante 4 semanas de compostagem .....	68
Tabela 7: Valores de $k$ para o decaimento de patógenos durante 30 dias de compostagem de fezes humanas .....	69
Tabela 8: Relação C/N inicial e após 30 dias de compostagem para três proporções de serragem estudadas .....	72
Tabela 9: Concentração inicial e final de nitrogênio no composto para as três relações de F/S, em porcentagem e concentração, e a porcentagem de perda do nutriente durante a compostagem de fezes humanas comparado com a literatura .....	74
Tabela 10: Características físico-químicas iniciais dos compostos provenientes das três relações de F/S estudadas (o tempo inicial foi considerado os sete primeiros dias) .....	78
Tabela 11: Valores médios da variação dos parâmetros físico-químicos durante o tempo de compostagem para os reatores 1, 2 e 3 com diferentes porcentagens de serragem .....	81
Tabela 12: Características físico-químicas do composto obtido para as três proporções de F/S estudadas após o processo de compostagem comparado com a literatura .....	84

## LISTA DE QUADROS

### Capítulo 1

Quadro 1: Objetivo, metas e indicadores para a sustentabilidade ambiental do planeta .....	25
Quadro 2: Revisão de literatura sobre a relação temperatura-tempo na inativação de patógenos .....	37

## LISTA DE SIGLAS

ANA	Agência Nacional das Águas
C/N	Relação Carbono / Nitrogênio
CT	Coliformes total
DQO	Demanda química de oxigênio
DBO <sub>5</sub>	Demanda bioquímica de oxigênio em cinco dias
ECOSAN	Saneamento Ecológico
Eq.	Equação
ES	Espírito Santo
ETE-UFES	Estação de Tratamento de Esgotos da Universidade Federal do Espírito Santo
F/S	Relação fezes/serragem
GTZ	Sede Social de Cooperação Técnica Alemã
g	Grama
g/kg	Grama/Kilograma
h	Hora
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
kg	Kilograma
LABSAN	Laboratório de Saneamento da Universidade Federal do Espírito Santo
L	Litro
mm <sup>3</sup>	Milímetro cúbico
mm	Milímetro
Min	Mínimo
Max	Máximo
NMP/g	Número mais provável por grama
NMP/100mL	Número mais provável por 100 mL
NTK	Nitrogênio total
Núcleo Água	Núcleo de Bioengenharia aplicada ao Saneamento da UFES
ONU	Organização das Nações Unidas
PESB	Parque Experimental de Saneamento Básico da UFES
PNSB	Pesquisa Nacional de Saneamento Básico
pH	Potencial hidrogeniônico
PROSAB	Programa de Pesquisa em Saneamento Básico
ST	Sólidos Totais
SV	Sólidos Voláteis
SF	Sólidos Fixos
SUS	Sistema Único de Saúde
T	Temperatura
Temp Mín	Temperatura Mínima, °C
Temp Máx	Temperatura Máxima, °C
Temp Média	Temperatura Média, °C
Temp Amb	Temperatura Ambiente Média, °C
UNICEF	Fundo das Nações Unidas para a Infância
UFES	Universidade Federal do Espírito Santo
WHO	Organização Mundial de Saúde

## LISTA DE SÍMBOLOS

%	Porcentagem
°C	Grau Celsius

## Capítulo 1

---

### 1 Introdução

A falta de acesso a instalações sanitárias adequadas e a eliminação de forma imprópria das excretas humanas geram sérias implicações para a saúde humana e o meio ambiente. Em todo o mundo, estima-se que 2,5 bilhões de pessoas defecam a céu aberto ou em locais insalubres (WHO, 2008).

Várias conferências e reuniões têm sido realizadas para buscar soluções que possam atenuar o problema. Nesse sentido, destaca-se a Cúpula do Milênio, reunião realizada pela Organização das Nações Unidas em setembro de 2000, da qual se originou a Declaração do Milênio. Dentre as metas estabelecidas no documento para fomentar o desenvolvimento sustentável, destaca-se o objetivo de fornecer até 2015 o acesso à água potável e ao saneamento básico a pelo menos metade da população do mundo sem essas condições em 1990. Para alertar quanto ao cumprimento das metas, a ONU declarou 2008 como o Ano Internacional do Saneamento, buscando a atenção global para o tema.

O sanitário compostável (*composting toilet*), também conhecido por banheiro seco (*dry toilet*), é amplamente discutido como uma opção adequada para cumprir a meta firmada pela ONU, em função de ser uma tecnologia simples e de baixo custo. Além disso, o relatório da WHO (2008) aponta o sanitário compostável como uma das melhorias aos serviços de saneamento que asseguram a separação higiênica das excretas do contato humano.

As características básicas do sanitário compostável são a segregação entre as fezes e a urina e a posterior coleta das fezes, permitindo a ciclagem de nutrientes e prevenindo a dispersão descontrolada de patógenos e de contaminantes. Enquanto a urina contém poucos patógenos e pode ser facilmente desinfetada por estocagem (Höglund, 2001; Schönning; Stenström, 2004), as fezes apresentam risco higiênico por conter possíveis organismos patogênicos. Uma vez separadas, é possível mitigar as impurezas e aproveitar todos os nutrientes presentes nas excretas.

Os riscos à saúde pela deficiência de sistemas de saneamento básico são principalmente provocados pela falta de tratamento das fezes. Portanto, a sua coleta e o seu tratamento são de grande importância para a conservação da saúde de qualquer comunidade, sobretudo daquelas que utilizam as excretas humanas na agricultura.

A compostagem é o tratamento mais comum para se obter a desinfecção das fezes. Consiste em um processo de bio-oxidação de um composto orgânico por um conjunto de microrganismos, que tem por resultado final água, CO<sub>2</sub> e matéria orgânica estabilizada. Pesquisas demonstram que o calor gerado pelas bactérias durante a oxidação decompõe o composto orgânico e desativa patógenos derivados do trato intestinal de humanos (Vinnerås, 2007; Niwagaba et al., 2009). No entanto, até a presente data, dados sobre

tratamentos eficazes, simples e de baixo custo para reúso de fezes humanas com segurança são escassos na literatura.

## **2 Objetivos**

### **2.1 Objetivo Geral**

Estudar as características físico-químicas e biológicas das fezes humanas, assim como caracterizar a sua produção e estudar o seu tratamento através da compostagem buscando o desenvolvimento de soluções tecnológicas alternativas de saneamento ecológico para as cidades.

### **2.2 Objetivos específicos**

- Caracterizar quantitativamente as fezes humanas e qualitativamente sob o ponto de vista físico-químico e biológico.
- Estudar a influência das relações C:N:P e da umidade na higienização de patógenos e na estabilização do composto.
- Avaliar as características do composto produzido a partir do tratamento de fezes humanas por compostagem.
- Estimar parâmetros de dimensionamento e de operação de bacias compostadoras de fezes.

### 3 Revisão bibliográfica

#### 3.1 Saneamento básico no mundo

O saneamento básico é de vital importância para a saúde humana e além de gerar benefícios econômicos e sociais, ainda previne a poluição ambiental. No entanto, apenas 62% da população mundial têm acesso adequado ao saneamento, ou seja, utilizam uma instalação de saneamento básico que garante a separação higiênica das excretas do contato humano. Dos 38% da população mundial que não têm acesso, ou seja, 2,5 bilhões de pessoas, 8% dividem as mesmas instalações com uma ou mais famílias, outros 12% têm acesso a formas de saneamento que não garantem a separação higiênica das excretas humanas do seu contato e os 18% restantes da população praticam a defecação a céu aberto (WHO, 2008). O problema é mais grave em países como a Índia, em muitos países da África e em alguns da América Latina (Figura 1).

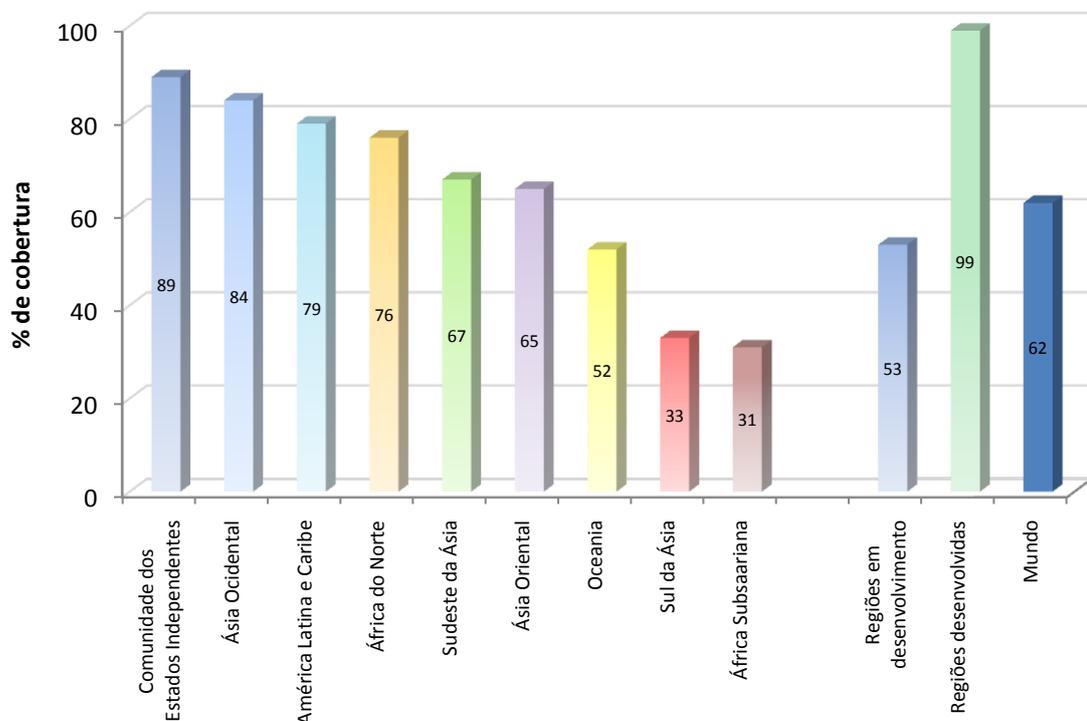


Figura 1: Porcentagem de cobertura dos serviços de saneamento por região em 2006 (WHO, 2008).

Cerca de 90% do esgoto gerado no mundo todo são despejados no meio ambiente com pouco ou nenhum tratamento (Esrey et al., 2001). Mais de 40 mil pessoas morrem toda semana por consumirem água poluída pela contaminação das fezes. No ano de 2006, a taxa de mortalidade relacionada a doenças causadas pela falta de saneamento atingiu 2,2 milhões de pessoas. Mais de 2 bilhões de pessoas foram infectadas com vermes parasitas, em sua maioria crianças com menos de 5 anos e com 300 milhões dessas sofrendo de doenças (Werner et al., 2004).

Entre 1990 e 2006, a porcentagem de pessoas sem saneamento básico diminuiu apenas 8 pontos. Com base nas tendências atuais, até 2015 o mundo não atingirá a meta proposta

pela Declaração do Milênio e terá diminuído ligeiramente desde 1990 para 2,4 bilhões o número de pessoas que não têm acesso adequado ao saneamento. Para atingir a meta, em média, 173 milhões de pessoas por ano teriam que começar a utilizar os serviços de saneamento (WHO, 2008).

Em relação às diferenças entre a cobertura em áreas urbanas e rurais, a cobertura do saneamento em áreas urbanas no mundo todo aumentou para 79%, enquanto nas áreas rurais atingiu 45%. A discrepância entre a cobertura de saneamento nas áreas urbanas em relação às áreas rurais é grande (Figura 2). Ela não atende nem à metade da cobertura das áreas urbanas, sendo que 80% das pessoas que necessitam de saneamento apropriado habitam as áreas rurais. A maior disparidade entre a cobertura de saneamento urbano e rural é encontrado na Oceania, na América Latina e Caribe e sul da Ásia. A diferença entre as duas zonas é menor na Ásia Oriental, mas mesmo assim a diferença chega a 15%.

Entre os anos 90 e 2006, o número de pessoas com acesso aos serviços de saneamento aumentou bastante. Aproximadamente 815 milhões conseguiram acesso ao abastecimento de água e 747 milhões conseguiram acesso a instalações de saneamento, entretanto, os aumentos percentuais de cobertura parecem modestos devido ao crescimento da população mundial (WHO, 2008).

O rápido crescimento populacional nas áreas urbanas representa um desafio, pois o número de habitantes urbanos com saneamento básico aumentou, porém não acompanhou o ritmo de crescimento da população urbana de 956 milhões de pessoas. Essa situação ocorre, sobretudo, nos cinturões de misérias das grandes cidades, onde ocorre a aglomeração de pessoas em espaços mínimos com higiene deficiente e precária.

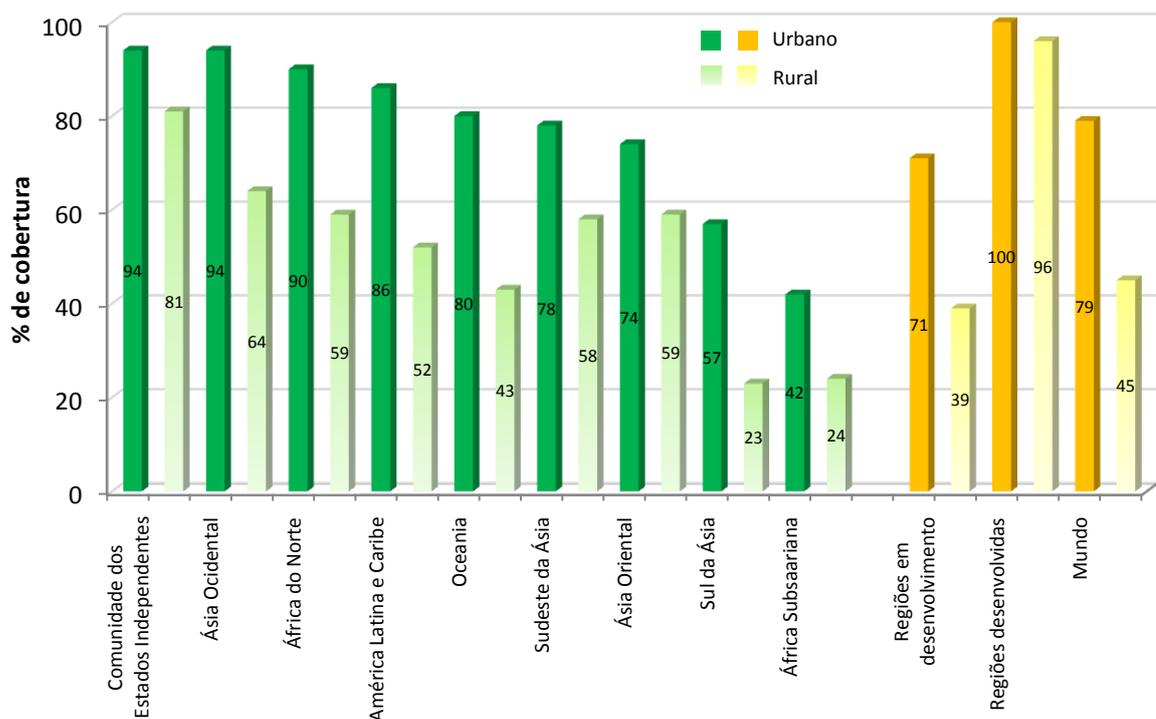


Figura 2: Porcentagem de cobertura de saneamento na área urbana e rural em 2006 (Fonte: WHO, 2008).

A defecação a céu aberto é a maior rota de contaminação de doenças entéricas e parasitárias e é o último recurso para aquelas pessoas sem qualquer forma de saneamento básico. Além disso, a prática representa um risco sanitário para quem vive nas proximidades, outros indivíduos e o meio ambiente podem ser afetados através do contato direto e também por caminhar descalço. Adicionalmente, as fontes de água superficial podem ser altamente afetadas. Essa prática diminuiu nas regiões em desenvolvimento, passando de 31% em 1990 para 23% em 2006 (Figura 3). Apesar da queda em termos percentuais, o crescimento da população significa que o número de pessoas que hoje praticam a defecação a céu aberto pouco mudou desde 1990 (WHO, 2008). A relativamente alta proporção da população rural na América Latina e Caribe (23%) e na Ásia Oriental (14%) é notável especialmente em contraste com as áreas urbanas destas regiões.

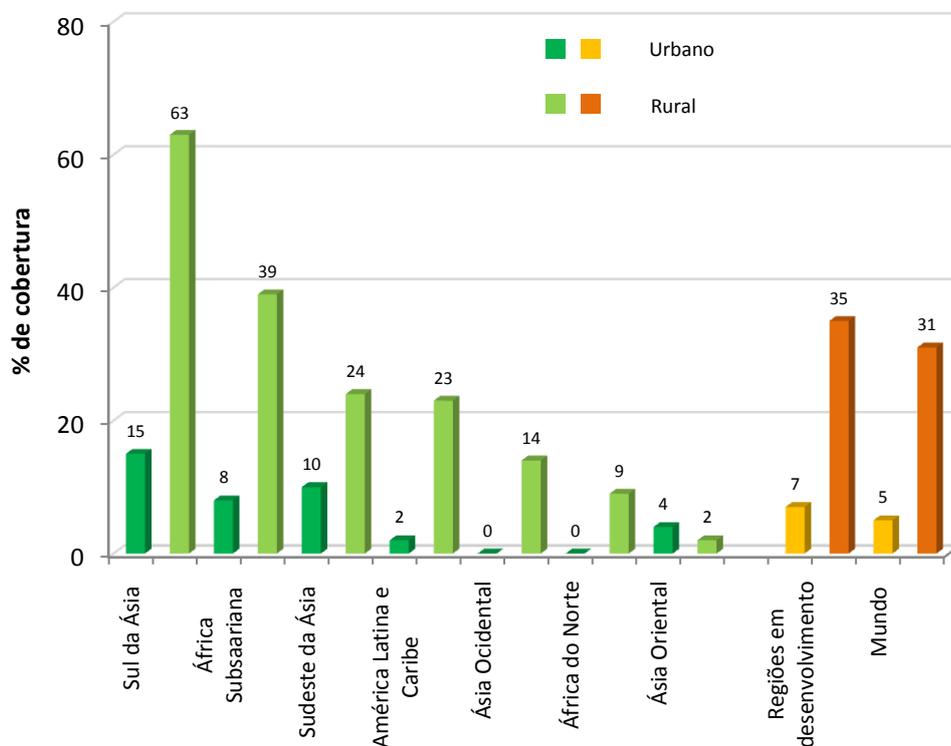


Figura 3: Porcentagem da população urbana e rural que praticam defecação a céu aberto por regiões em 2006 (Fonte: WHO, 2008).

Em todo o mundo são 1,2 bilhões de pessoas sem acesso a banheiro de forma adequada, sendo que o Brasil ocupa o oitavo lugar no ranking mundial com cerca de 18 milhões de pessoas vivendo nessas condições, ficando atrás de países como Índia, China, Etiópia e Paquistão (WHO, 2008).

### 3.2 O problema nas áreas urbanas

Nas próximas décadas, estima-se que a população mundial alcançará mais de 8 bilhões de pessoas, das quais 5 bilhões viverão em áreas urbanas. A previsão é que mais da metade da população mundial sofrerá com escassez de água e 40% da população urbana poderão estar vivendo em favelas (Esrey et al., 2004).

A consequência do crescimento populacional, sobretudo do crescimento urbano, é o possível aumento drástico do uso de água para consumo humano e a consequente geração de esgotos, que, destinados inadequadamente a mananciais, causam a degradação progressiva dos corpos d'água e geram problemas de saúde pública.

De acordo com estudos feitos pelo WHO e pelo UNICEF (2001), o número de residentes em áreas urbanas sem acesso a fontes de água aumentou de 113 milhões em 1990 (5% da população urbana mundial) para 173 milhões em 2000 (6% da população urbana mundial).

Existem grandes diferenças nos modelos de cidades distribuídos ao redor do mundo. As áreas urbanas variam de grandes metrópoles a pequenos centros de comércio. Por isso, generalizações entre elas são complicadas, pois cada uma tem seu próprio cenário social, político e econômico.

O desenvolvimento de cidades sem adequado planejamento ambiental acarreta prejuízos significativos para a sociedade. O crescimento urbano tem ainda como consequência o aumento da poluição doméstica e industrial, levando a condições ambientais inadequadas e proporcionando o desenvolvimento de doenças e a contaminação das águas subterrâneas, entre outras consequências.

No Brasil, de acordo com dados do último censo (IBGE, 2007), da população de quase 185 milhões de pessoas existentes, perto de 149 milhões vivem nas cidades. Os efeitos desta realidade são sentidos sobre todo o aparato urbano relativo aos recursos hídricos, ao abastecimento de água e ao tratamento de esgotos, entre outros.

Segundo o Atlas de Saneamento do IBGE, que teve como base os dados da Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB), divulgado em 2002, combinado com informações do Censo de 2002 e de instituições do governo e das universidades, cerca de 80% da população brasileira é atendida por rede de abastecimento de água, 60% da população brasileira não tem acesso à rede coletora de esgotos e apenas 20% do esgoto gerado no País recebe algum tipo de tratamento. Sendo que apenas 40% do volume de esgoto coletado são tratados. O panorama apresentado é comum a outros países em desenvolvimento, onde a infraestrutura de água e esgoto urbana não atende a maior parcela da população (Kansiime e Nalubega, 1999; Baumeyer, 2003; Barreto Dillon, 2005; Gibbs, 2005; Früh, 2006; GTZ, 2008).

O crescimento urbano localiza-se, quase sempre, em assentamentos irregulares onde os municípios não desejam ou não podem fornecer serviços de água potável, esgoto, drenagem e coleta de lixo. O tratamento efetivo das águas residuárias é tão caro que em raras vezes se realiza, sobretudo em áreas urbanas em crescimento dos países em desenvolvimento.

Os líderes e as comunidades enfrentam atualmente duas opções: expandir os sistemas de saneamento existentes, com todas as suas limitações e debilidades, ou buscar soluções inteiramente novas. Os enfoques atuais de saneamento não são todos viáveis e acessíveis para a grande maioria das pessoas, nem oferecem uma solução orientada para tornar uma sociedade sustentável.

### 3.3 As metas do milênio da ONU e o esforço a ser empreendido globalmente

As condições resultantes de sistemas de saneamento centralizados levaram a partir da década de 60 do século XX a um considerável desenvolvimento da consciência ambiental das pessoas e à promoção de novas medidas e abordagem para a destinação e o tratamento dos resíduos humanos. Os primeiros eventos internacionais voltados para a discussão sobre a relação homem-ambiente, como é o caso da Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento, ocorrida em 1992 no Rio de Janeiro – ECO-92 e em setembro de 2002, a Conferência RIO+10, realizada em Johannesburgo, na África do Sul foram fundamentais neste processo.

A preocupação com o saneamento foi reiterada pelas Metas de Desenvolvimento do Milênio em uma das metas que propõem que cada pessoa deve ter o acesso à água adequada e segura, saneamento e higiene apropriada até 2025 (Quadro 1).

A Agenda do Milênio resulta de um compromisso focado no desenvolvimento humano global, assumido entre 189 líderes mundiais durante a realização da Cúpula do Milênio das Nações Unidas, em setembro de 2000. Tal compromisso resultou na Declaração do Milênio das Nações Unidas, documento que consolidou várias metas estabelecidas nas conferências mundiais ocorridas ao longo dos anos 90, estabelecendo um conjunto de objetivos para o desenvolvimento e a erradicação da pobreza no mundo – os chamados Objetivos de Desenvolvimento do Milênio (ODM) – que devem ser adotados pelos estados membros das Nações Unidas e serem atingidos até 2015.

Oito objetivos gerais foram identificados: 1- erradicar a extrema pobreza e a fome; 2- atingir o ensino básico universal; 3- promover a igualdade de gênero e a autonomia das mulheres; 4- reduzir a mortalidade infantil; 5- melhorar a saúde materna; 6- combater o HIV/AIDS, a malária e outras doenças; 7- garantir a sustentabilidade ambiental; 8- estabelecer uma parceria mundial para o desenvolvimento. A partir destes oito objetivos internacionais comuns, 18 metas e 48 indicadores foram definidos para possibilitar uma avaliação uniforme dos ODM nos níveis global, regional e nacional.

Para se alcançar os Objetivos do Milênio, é necessário somar esforços em todos os setores: nos três níveis de governo, na iniciativa privada e na sociedade civil. E para solucionar o problema é preciso encorajar iniciativas e lideranças locais e promover sistemas de saneamento descentralizados. Várias são as medidas e tecnologias que podem ser utilizadas neste processo, sendo algumas destas os sanitários segregadores de fezes e urina e os sanitários que utilizam o processo de compostagem para o tratamento das excretas (Werner et al., 2004).

Quadro 1: Objetivo, metas e indicadores para a sustentabilidade ambiental do planeta.

Objetivo	Metas	Indicadores
7- Garantir Sustentabilidade Ambiental	Integrar os princípios do desenvolvimento sustentável nas políticas e programas nacionais e inverter a perda de recursos ambientais.	7.1 Proporção de áreas terrestres cobertas por florestas 7.2 Emissão de CO <sub>2</sub> per capita 7.2 Emissão de CO <sub>2</sub> por cada dólar PPC do PIB 7.3 Consumo de substancias que degradam a camada de ozônio 7.4 Proporção de peixes dentro de limites biológicos seguros 7.5 Proporção do total de recursos hídricos utilizada
	Reduzir a perda de diversidade biológica e alcançar, até 2010, uma redução significativa na taxa de perda.	7.6 Proporção de áreas terrestres e marinhas protegidas 7.7 Proporção de espécies ameaçadas de extinção
	Reduzir pela metade, até 2015, a proporção da população sem acesso permanente e sustentável a água potável segura e esgotamento sanitário.	7.8 Proporção da população com acesso a uma fonte de água tratada 7.9 Proporção da população com acesso a melhores condições de esgotamento sanitário
	Até 2020, ter alcançado uma melhora significativa nas vidas de pelo menos 100 milhões de habitantes de bairros degradados.	7.10 Proporção da população urbana vivendo em assentamentos precários

### 3.4 As dificuldades de se atingir as metas do milênio com a tecnologia convencional

As estações de tratamento centralizado de esgoto são uma solução eficiente para os graves problemas de poluição relacionados ao despejo de esgoto sem tratamento e requerem uma capacidade relativamente pequena de tratamento por habitante (Otterpohl et al., 1997). Entretanto, o desperdício do recurso hídrico do sistema convencional (centralizado) é muito alto. Estima-se que 99,9% do esgoto doméstico são constituídos por água e apenas 0,1% por sólidos grosseiros, sedimentáveis e dissolvidos, estes últimos contendo os nutrientes (Von Sperling, 2005). Apesar de esta fração ser pequena, a disposição “in natura” dos esgotos nos corpos hídricos causa eutrofização, devido ao conteúdo de nutrientes como fósforo e

nitrogênio, e leva à contaminação, por conta de efluentes industriais que contenham elementos tóxicos. Porém o tratamento convencional é insuficiente para a remoção dos nutrientes presentes no esgoto.

As estações de tratamento centralizado de esgoto têm sido bem sucedidas no escoamento das excretas, entretanto, são poucas as pessoas que têm acesso aos serviços de rede coletora. O modelo de saneamento baseado no escoamento das excretas humanas foi projetado e construído com a premissa de que esses materiais são resíduos para serem eliminados e que o ambiental natural é capaz de assimilar este desperdício.

No entanto, esses modelos não conseguiram resolver as necessidades sanitárias dos países em desenvolvimento. Os investimentos anuais para esses sistemas de esgoto têm sido estimados em 30 bilhões de dólares e até 2015 podem chegar a 75 bilhões de dólares. Esses valores não incluem os custos de manutenção. Isso custaria de 150 a 215 bilhões de dólares para garantir a cobertura integral dos serviços de saneamento até 2010 na União Europeia e nos Estados Unidos pode custar para controlar a poluição, nos próximos 20 anos, 325 bilhões com 200 bilhões para tratamento de esgotos sanitários (Esrey et al., 2001). Portanto, os sistemas convencionais de tratamento de esgoto estão se tornando cada vez mais caros e menos aplicáveis aos países em desenvolvimento. Essas cifras são inviáveis para os países pobres.

Além da questão financeira, existem também problemas quanto à questão ambiental. O abastecimento de água regular é necessário para a descarga. Para descartar cerca de 35 kg de fezes e 500 litros de urina que cada indivíduo produz por ano, são gastos 15 mil litros de água potável e tratada por pessoa por ano, consumidos na utilização de bacias sanitárias dotadas de descarga convencional. Este alto volume de água é desaconselhável para os países que enfrentam a escassez de água, sendo que aproximadamente 20 a 40% do consumo de água em cidades que utilizam o sistema centralizado de esgoto são devidos as descargas sanitárias (Gardner, 1997). Sabe-se ainda que 90% dos esgotos nos países em desenvolvimento são despejados sem tratamento nos corpos d'água, poluindo rios, lagos e regiões costeiras, causando dessa forma a propagação de doenças.

Os números expressam que o sistema centralizado e convencional de tratamento de esgotos é insustentável sob os pontos de vista financeiro e ambiental, sobretudo para cidades onde a água é um recurso escasso e para os países em desenvolvimento.

A solução convencional para as pessoas de baixa renda nos países em desenvolvimento são as fossas, que também apresentam deficiências, especialmente em áreas densamente povoadas, onde o espaço é limitado. Elas não podem ser utilizadas em áreas com solo impermeável, lençol freático alto, nem em locais onde as enchentes são um problema, pois há um risco evidente de que as águas subterrâneas sejam contaminadas com organismos patogênicos provenientes das excretas humanas, ameaçando o abastecimento de água (Esrey et al., 1998). Além disso, como em outras soluções de saneamento que não são devidamente construídas e gerenciadas, as fossas são desprezadas por conta dos maus odores e da presença de moscas.

No entanto, deve-se reconhecer que o saneamento convencional combinado com a melhoria do abastecimento de água e educação para a saúde, milhões de vida foram salvas e

o número de doenças foi reduzido nas áreas rurais e peri-urbana da África, Ásia e América Latina.

Entretanto, os sistemas convencionais de redes de esgotos e as estações de tratamento centralizado não devem ser considerados como única solução tecnológica possível para o saneamento. Os sistemas que possuem controle na fonte podem reduzir os problemas da tecnologia “fim de tubo”, através da avaliação das diferentes qualidades do efluente nas fontes e aplicando o tratamento apropriado com vistas ao reúso (Otterpohl et al., 1997).

### 3.5 Saneamento ecológico

Os conceitos convencionais centralizados para o abastecimento de água e esgoto, utilizados por anos em países industrializados, implicam em altos custos e elevado consumo de água, os quais não são apropriados como solução sustentável em países em desenvolvimento. Alternativas aos sistemas convencionais estão se tornando cada vez mais indispensáveis por razões ecológicas, econômicas e sociais. Essas novas alternativas devem considerar o reúso da água, bem como a reciclagem dos nutrientes.

Assim, nas últimas décadas, recursos e esforços têm sido investidos ao redor do mundo em uma nova abordagem em relação à questão do saneamento. Nesse sentido, possui destaque o Saneamento Ecológico, ou ECOSAN, que consiste em um conjunto de tecnologias e procedimentos baseados em alguns princípios fundamentais, como (Werner et al., 2003):

- Economizar água;
- Prevenir a contaminação das águas superficiais e subterrâneas;
- Converter as excretas humanas em material seguro;
- Utilizar na agricultura as excretas convertidas em material seguro.

O termo Saneamento Ecológico ainda não está totalmente definido. De qualquer forma, alguns autores concordam que sistemas de saneamento ecológico são aqueles que incluem tratamento de excreta e seu manuseio seguro para produzir fertilizantes naturais e reúso dos nutrientes das excretas para a produção de alimento (Esrey et al., 2004; EcosanRes, 2005; Morgan, 2005; Schönning e Stenström, 2005).

Idealmente, esses sistemas permitem a recuperação completa de todos os nutrientes das fezes e da urina. Dessa forma, o Saneamento Ecológico é frequentemente usado para se referir ao ciclo fechado, que inclui a reutilização dos nutrientes, ao contrário do saneamento convencional de fluxo linear.

Para a aplicação do Saneamento Ecológico, deve-se inicialmente separar os fluxos dos diferentes tipos de efluentes domésticos de acordo com suas características, visando reutilizá-los ou minimizá-los para reduzir sua liberação ao meio ambiente (Esrey et al., 1998).

Segundo Otterpohl (2001), o esgoto sanitário gerado nas residências pode ser segregado da seguinte forma:

- Águas negras (*blackwater*): efluente proveniente dos vasos sanitários, incluindo fezes, urina e papel higiênico;

- Água cinza (*greywater*): águas servidas, excluindo o efluente dos vasos sanitários;
- Águas amarelas: representando somente a urina.
- Águas marrons: representando somente as fezes.

A Figura 4 apresenta um diagrama de soluções de tratamento e disposição final para os efluentes domésticos citados.



Figura 4: Separação das substâncias e exemplos de possíveis elementos do Ecosan (adaptação GTZ, 2002).

A caracterização desses diferentes tipos de águas residuárias domésticas é de fundamental importância para o sucesso dos projetos de reúso, pois, quanto mais informações forem obtidas do efluente, mais adequada será a decisão em relação ao tratamento que atenda aos requisitos de qualidade exigidos para o fim desejado.

Para Esrey et al. (2001), existem duas características básicas nos projetos de saneamento ecológico. Uma delas é a separação da urina, evitando-se que ela se misture com as fezes, e a outra combina a urina com as fezes e as transforma em húmus através do processo de compostagem. Em ambos os casos, é possível gerenciar a excreta com pouca ou nenhuma água, além de mantê-la longe do solo e das águas superficiais e subterrâneas. Se as fezes forem separadas da urina, facilita o tratamento de forma ecológica, sem o uso de agentes químicos poluidores e sem necessidade de processos caros nem de estações de tratamento dispendiosas. Em outras palavras, estes projetos estão relacionados a dois princípios básicos do tratamento dos resíduos: (1) lidar com o problema o mais próximo possível da fonte e (2) evitar efluentes diluídos, isto é, em um lugar onde seja possível manter o material nitrogenado em uma forma suficientemente sólida ou concentrada para ser utilizado em alguma atividade humana apropriada, como a agricultura (Davison et al., 2006).

### 3.6 O ciclo hidrológico e o ciclo dos alimentos sob a ótica ECOSAN

Atualmente, o sistema convencional de uso da água apresenta um ciclo imperfeito. Os sistemas convencionais de saneamento produzem um fluxo linear de materiais, causando acumulação e mistura do ciclo da água com o ciclo de alimentos (Figura 5) (Otterpohl et al.,

1997). Esse sistema adota a premissa de que os nutrientes eliminados nas excretas humanas são resíduos sem valor e, por isso, devem ser descartados (Esrey et al., 1998).

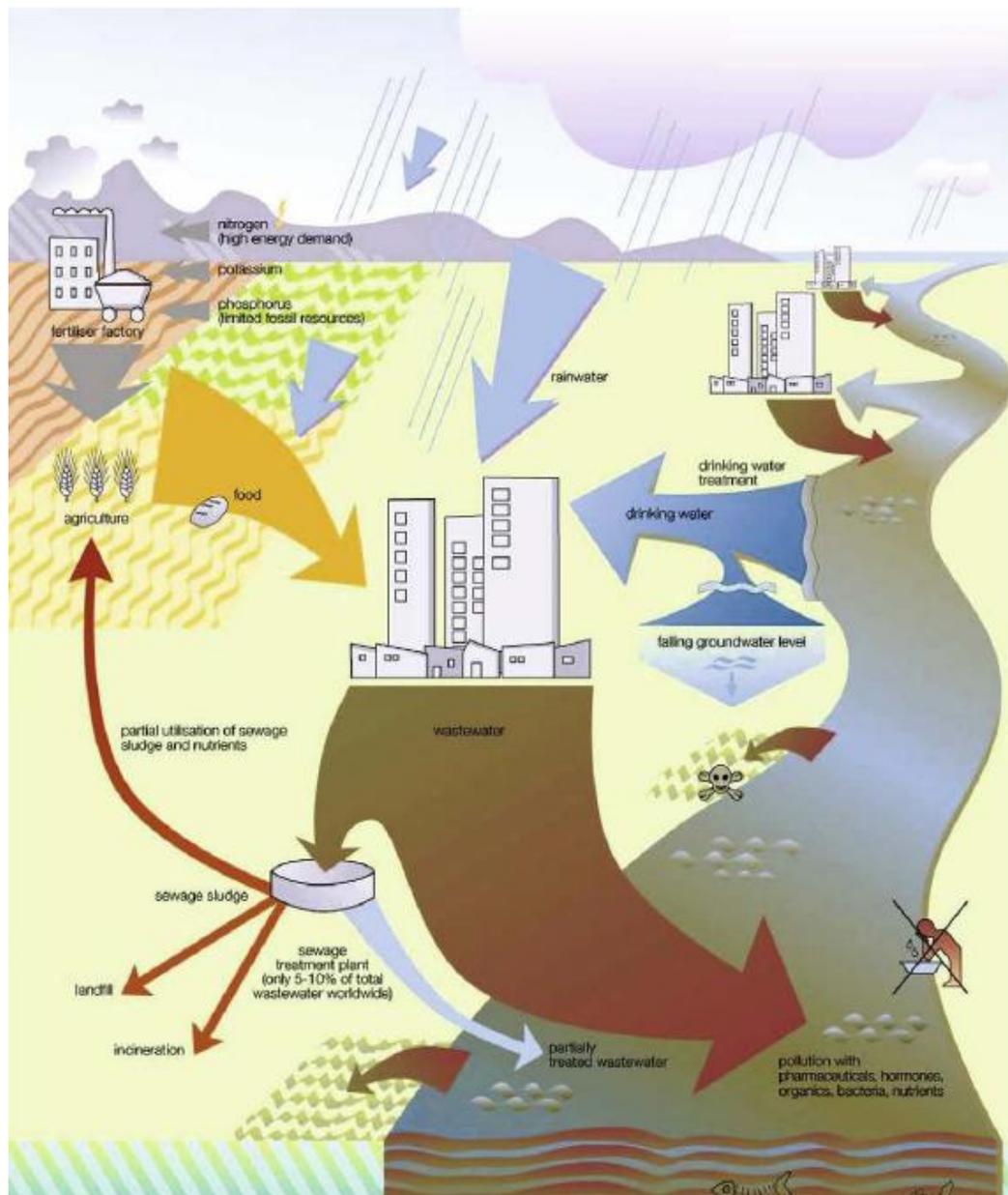


Figura 5: Fluxo linear de nutrientes nos sistemas convencionais de tratamento de esgotos (Fonte: GTZ).

Outra desvantagem do sistema convencional é a utilização de grandes volumes de água para o transporte dos resíduos nas redes de coleta. O sistema mistura quantidades comparativamente pequenas de substâncias potencialmente prejudiciais com grandes quantidades de água, aumentando a magnitude do problema (Langergraber e Muellegger, 2005).

Se por um lado os problemas urgentes relacionados à higiene são solucionados, por outro, os impactos ambientais nos recursos hídricos utilizados para o suprimento de água potável são enormes (Otterpohl et al., 2004).

O saneamento ecológico é um caminho alternativo para evitar as desvantagens de um sistema convencional de esgoto. O paradigma do Saneamento Ecológico é baseado nos caminhos naturais dos ecossistemas e no ciclo fechado de materiais (Figura 6). No ECOSAN, as excretas humanas, fezes e urina, bem como as demais águas residuárias domésticas, são reconhecidas como um recurso, e não como um resíduo, e podem ser disponibilizadas para o reúso (Langergraber e Muellegger, 2005).

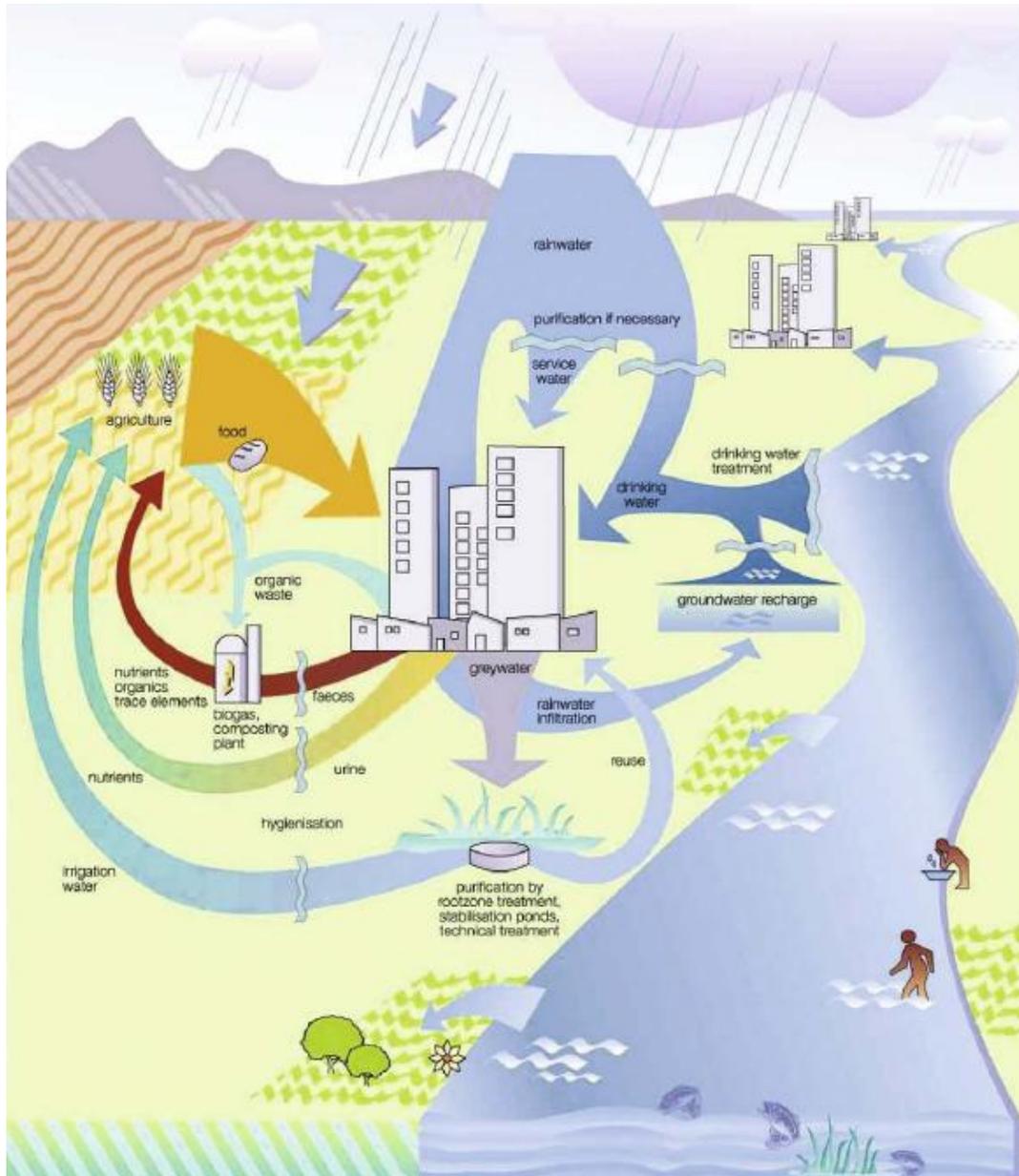


Figura 6: Fluxo circular de nutrientes no Saneamento Ecológico (Fonte: GTZ).

A segregação das águas negras, sobretudo com baixa diluição e, idealmente, o tratamento das fezes secas é parte integrante do ciclo, pois essa prática promove a preservação das águas de melhor qualidade para fins potáveis, fornece o potencial para a conversão em fertilizante natural seguro ou condicionador de solo, diminui o uso dos produtos sintéticos, e reduz a poluição no meio ambiente, prevenindo a disseminação de patógenos e outros poluentes nas águas receptoras.

### **3.7 Gerenciamento de fezes no Saneamento Ecológico**

#### **3.7.1 Fezes: quantidade, composição e características**

As fezes contêm principalmente água, bactérias, nutrientes e resíduos alimentares. Elas também podem conter elevadas concentrações de vírus patogênicos, cistos de protozoários e ovos de helmintos (Faechem et al., 1983).

Em condições normais, as fezes consistem em cerca de  $\frac{3}{4}$  de água e  $\frac{1}{4}$  de substâncias sólidas. A fração sólida é constituída por cerca de 30% de bactérias mortas, 10 a 20% de gordura, 10 a 20% de matéria inorgânica, 2 a 3% de proteína e 30% de resíduos não-digeridos (fibras de celulose, hemicelulose e pectinas) e constituintes secos dos sucos digestivos, como pigmentos biliares e células epiteliais descamadas (Guyton e Hall, 2002; Aires, 2008).

#### **3.7.2 Taxa de geração das fezes**

As fezes em peso é a menor das frações de resíduos biodegradáveis produzidos em uma residência. A quantidade de fezes excretadas diariamente pelo corpo humano depende da composição do alimento consumido, da idade do indivíduo, do metabolismo, da saúde física, dentre outros. Por exemplo, carne e outros alimentos com pouca fibra produzem menor volume (e massa) que alimentos com elevada quantidade de fibras (Guyton, 1992). A taxa de geração de fezes também varia de acordo com a região e a condição econômica da população em estudo, dentre outros fatores.

A produção anual de fezes situa-se entre 30 e 40 kg (em massa úmida) por pessoa em países desenvolvidos, o que corresponde a uma fração de matéria seca de 10 a 15 kg (Schouw et al., 2002; Jönsson e Vinnerås, 2004; Jönsson et al., 2005; Vinnerås et al., 2006). Otterpohl (2002) amplia a faixa e cita que cerca de 25 a 50 kg de fezes (base para peso úmido) são produzidos por pessoa por ano.

Em termos diários, há amplas faixas. A produção de fezes situa-se entre 70-520 g/pessoa.dia em peso úmido (Missar, 1997; Wijst e Groot-Marcus, 1998, apud Nordin, 2007).

A Tabela 1 apresenta dados de taxa de geração de fezes obtidos em diferentes países por diversos autores.

Tabela 1: Taxa de geração de fezes humana (peso úmido), g/pessoa.dia, em diferentes regiões e países.

País ou Região	Produção (g/pessoa.dia)	Referências
Média mundial	150	Del Porto; Steinfeld (1999)
	100 - 150	Aires (2008)
Reino Unido	134	Almeida et al. (1999) <sup>1</sup>
América e Europa	100 - 200	Niwagaba (2007)
Países em desenvolvimento	350 (áreas rurais)	Feachem et al. (1983) <sup>2</sup>
	250 (áreas urbanas)	
China	315	Gao et al. (2002) <sup>3</sup>
Quênia	520	Pieper (1987) <sup>3</sup>
Sul da Tailândia	120 - 400	Schouw et al. (2002)
Suécia	140	Vinnerås et al. (2006)
Vietnã	130 - 140	Polprasert et al. (1981) <sup>2</sup>
Japão e China	116 - 200	Polprasert et al. (1981) <sup>2</sup>

Legenda: 1- valor excretado foi medido apenas durante a semana 2- apud Schouw et al. (2002); 3- apud Niwagaba (2007).

### 3.7.3 Nutrientes nas fezes

Nas fezes encontram-se nutrientes como fósforo, nitrogênio e potássio. Esses nutrientes têm origem na composição do alimento ingerido e, assim como acontece com a taxa de geração, varia de indivíduo para indivíduo, conforme seu metabolismo, idade, dentre outros fatores e também conforme a região e condição econômica da população em estudo. Varia mesmo entre os diferentes estratos sociais dentro de um mesmo país, e também entre homens, mulheres e crianças (Jönsson e Vinnerås, 2004). A Tabela 2 mostra os valores excretados para os nutrientes em diferentes países, calculados a partir da absorção de alimentos. Nos países em desenvolvimento, por exemplo, no Haiti, os nutrientes excretados por pessoa são muito menores em comparação aos países industrializados (Langergraber e Muellegger, 2005).

Tabela 2: Estimativa de concentração de nutrientes excretados por ano por pessoa em diferentes países (adaptado de Jönsson e Vinnerås, 2004).

País	Nutrientes					
	Nitrogênio (kg/hab.ano)		Fósforo (kg/hab.ano)		Potássio (kg/hab.ano)	
	Total	Fezes	Total	Fezes	Total	Fezes
China	4,0	0,5	0,6	0,2	1,8	0,5
Haiti	2,1	0,2	0,3	0,1	1,2	0,3
Índia	2,7	0,3	0,4	0,1	1,5	0,4
África do Sul	3,4	0,4	0,5	0,2	1,6	0,4
Uganda	2,5	0,3	0,4	0,1	1,4	0,4

Estima-se que a distribuição dos nutrientes na fração fecal seja encontrada na seguinte proporção: 10-20% de nitrogênio, 20-50% de fósforo e 10-20% de potássio, enquanto o restante é encontrado na urina.

Do nitrogênio fecal, cerca de 17% estão contidos na fração bacteriana e cerca de 10% (Kujawa-Roeleveld e Zeeman, 2006) a 20% (Vinnerås, 2002) são encontrados como amônia devido à degradação de ureia, peptídeos e aminoácidos. A porção remanescente de nitrogênio é encontrada em diversos compostos orgânicos, como ácido úrico, e em diferentes enzimas ou peptídeos. O nitrogênio das fezes é cerca de 50% solúvel em água (Vinnerås, 2002).

O fósforo é principalmente encontrado como fosfatos granulares de cálcio, mas também pode ser encontrado em compostos orgânicos e em menor quantidade como íons solúveis de fósforo. O cálcio é responsável por regular a quantidade de fósforo disponível para absorção no sistema digestivo (Fraústo da Silva; Williams, 1997, apud Niwagaba, 2007; Vinnerås, 2002). Já o potássio é encontrado, principalmente, em formas iônicas solúveis. (Fraústo da Silva; Williams, 1997, apud Salas, 2005).

Na Tabela 3, encontram-se dados da literatura sobre as características físico-químicas das fezes humanas. Observa-se que, entre os parâmetros apresentados, os nutrientes são os que apresentam maior variação entre os autores estudados.

Tabela 3: Concentração de parâmetros físico-químicos de fezes humanas (em g/hab.dia).

Parâmetros	Compilação de dados europeus <sup>1</sup>	Del Porto (1999)	Esrey et al. (2001)	Schouw et al. (2002)	Vinnerås (2002), Vinnerås et al. (2006)	Jönsson et al. (2005)	Yadav et al. (2010)
ST					30,1	30,1	
SST						25,0	
SV						23,9	26,6
DQO*	45,7 - 54,5					37,4	
DBO <sub>7</sub>	14 - 33,5					22,6	
Nitrogênio*	1,5 - 2	2,0	1,5	12 - 19	1,5	1,5	1,3
Fósforo*	0,3 - 0,7	0,6	0,5	1,8 - 3,7	0,5	0,5	0,35
Potássio*	0,8 - 1,0	0,6	1,0	0,2 - 0,3	1,0	0,9	0,9
Cálcio*	0,53			1,5 - 2,1			1,0
Magnésio*	0,18			0,3 - 0,5			0,27
Sódio							0,28
Ferro							0,12
S <sub>tot</sub>						0,16	

Legenda: 1- Kujawa-Roeleveld e Zeeman (2006); \* total.

As fezes contêm nutrientes solúveis em água e nutrientes que estão contidos em grandes estruturas não solúveis em água. Assim, a disponibilidade para as plantas é menor quando comparada à urina. Isto é explicado pelo fato de que uma grande proporção de nitrogênio e fósforo de origem fecal é proveniente de matéria não digerida no organismo. Portanto, para utilização das fezes como fertilizante, o nitrogênio e o fósforo devem ser degradados no solo para que fiquem na forma solúvel e assim disponíveis às plantas. Além disso, as fezes também contêm material rico em carbono recalcitrante.

O particionamento dos nutrientes entre urina e fezes depende da digestão do organismo. Os nutrientes que entram no metabolismo são excretados na urina, enquanto a fração não digerida é excretada com as fezes.

Em pesquisas realizadas na Suécia foram encontradas concentrações médias de 10,7 g de N/kg fezes e 3,6 g de P/kg fezes (Jönsson et al., 2005). Em termos anuais, foram encontradas taxas de 550 g de N/pessoa.ano, 183 g de P/pessoa.ano e 365 g de K/pessoa.ano (Otterpohl, 2002; Vinnerås et al., 2006).

### 3.7.4 Outros componentes das fezes

O teor de metais pesados nas fezes é maior que na urina, mas as concentrações de cádmio, por exemplo, são inferiores aos fertilizantes químicos, bem como as concentrações de cromo e chumbo encontradas em esterco (Jönsson et al., 2005). Hormônios, disruptores endócrinos e resíduos farmacêuticos podem estar presentes na urina e nas fezes, porém as concentrações desses compostos são geralmente muito baixas. Na Tabela 4 são apresentadas as concentrações de metais pesados contidos nas fezes humanas segundo a literatura.

Tabela 4: Concentração de metais pesados nas fezes humanas.

Metal pesado	Compilação de dados europeus <sup>1</sup>	Schouw et al.	Jönsson et al.	Vinnerås et al.
		(2002)	(2005)	(2006), Vinnerås (2002)
mg/hab.ano				
Cu	400	252 - 324	360	396
Cr	7,3	-	44,6	7,2
Ni	27	29 - 32	67,7	25,2
Zn	3900	3240 - 5400	3852	3845
Pb	7,3	11 - 22	13,7	7,2
Cd	3,7	3,6 - 10,8	3,6	3,6
Hg	3,3	-	3,2	3,2

Legenda: 1- Kujawa-Roeleveld e Zeeman (2006).

### 3.7.5 Organismos patogênicos nas fezes

As fezes são a fração das excretas humana que contém a maior parte dos microrganismos, portanto devem ser higienizadas antes da sua utilização como fertilizante natural ou condicionador de solos. A presença dos organismos causadores de doenças na excreta humana é resultado da infecção dos indivíduos. Sendo que a prevalência de infecções é um espelho da situação de higiene da sociedade, portanto, as infecções são sempre uma exceção e não um estado comum do indivíduo.

A partir de uma perspectiva de risco, a exposição às fezes não tratadas é sempre considerada insegura, em função da presença potencial de organismos patogênicos. Os principais organismos patogênicos que podem ser encontrados nas fezes humanas estão listados na Tabela 5. Além desses organismos, mais de 120 tipos de vírus podem ser encontrados nas fezes, sendo os mais comuns enterovírus, rotavírus, adenovírus (Salas, 2005) e os vírus da hepatite A e E (Guardabassi et al., 2003).

Tabela 5: Principais organismos patogênicos excretados nas fezes humanas.

Bactérias	Helmintos	Protozoários
<i>Salmonella</i> spp.	<i>Taenia saginata</i> (cestóide)	<i>Cryptosporidium parvum</i>
<i>Escherichia coli</i> (patogênica)	<i>Taenia solium</i> (cestóide)	<i>Entamoeba histolytica</i>
<i>Campylobacter jejuni/coli</i>	<i>Hymenolepis nana</i> (cestóide)	<i>Giardia lamblia</i>
<i>Shigella</i> spp.	<i>Ascaris lumbricoides</i> (nemátodo)	<i>Balantidium coli</i>
<i>Vibrio cholera</i>	<i>Stongyloides stercoralis</i> (nemátodo)	
<i>Yersinia enterocolitica</i>	<i>Enterobius vermicularis</i> (nemátodo)	
<i>Leptospira icterohaemorrhagiae</i>	<i>Trichuris trichiura</i> (nemátodo)	
	<i>Ancylostoma duodenale</i> (nemátodo)	
	<i>Necator americanus</i> (nemátodo)	

No processo de compostagem, vários mecanismos, como a concorrência entre organismos indígenas e patógenos, a ação de antibióticos produzidos por certos fungos e actinomicetos, o decaimento natural no ambiente de compostagem (o que não é considerado ideal para os patógenos entéricos), o esgotamento de nutrientes e a destruição térmica, podem inativar organismos patogênicos (Pereira-Neto et al., 1987; Haug, 1993; Epstein, 1997; Wichuk e McCartney, 2007).

Como a temperatura pode ser facilmente medida pelos usuários ou operadores dos sanitários compostáveis, a destruição térmica através de elevadas temperaturas é considerado o método mais confiável para se verificar a higienização do composto produzido (Feachem et al., 1983; Vinnerås et al., 2003).

As temperaturas elevadas inativam de maneira irreversível as enzimas de bactérias, protozoários e helmintos e causam danos na estrutura viral através da desnaturação das proteínas (Madigan e Martinko, 2006; Wichuk e McCartney, 2007). O grau de inativação térmica dos patógenos é uma função tanto da temperatura quanto do tempo de exposição.

Todos os organismos patogênicos têm uma relação temperatura-tempo próprios capaz de destruir sua viabilidade (Martinko e Madigan, 2006). Vários autores têm estudado essa relação temperatura-tempo, conforme apresenta o Quadro 2.

Observa-se conforme os dados do Quadro 2 que a maior parte da literatura relata que temperaturas superiores a 50 e 55°C promovem a desinfecção do composto em tratamento e, quanto maior a temperatura além dessa faixa, menor será o tempo de inativação. É importante ressaltar que as temperaturas de desinfecção ( $\geq 50^{\circ}\text{C}$ ) devem ser alcançadas em todo o composto para que o material seja higienizado com segurança.

Quadro 2: Revisão de literatura sobre a relação temperatura-tempo na inativação de patógenos.

Organismos	Feachem et al. (1983)	Beauford & Westerberg (1969)	Lung et al. (2001); Hess et al. (2004)	USEPA (1999)	Schönning & Stenström (2004) <sup>3</sup> e WHO (2006)	Cornell Waste Management Institute (2005)	Grewal et al. (2006) <sup>4</sup>	SP (2009) <sup>5</sup>	
<i>Salmonella</i> spp.	1 hora em $\geq 62^{\circ}\text{C}$	-	$> 50^{\circ}\text{C}$ dentro de 24 horas são inativados ou indetectáveis	55°C mantida por 3 dias consecutivos durante a compostagem de pilha estática aerada ou em reatores fechados, enquanto que para leiras temperaturas superiores a 55°C por pelo menos 15 dias para todos os organismos	$\geq 50^{\circ}\text{C}$ por uma semana para todos os organismos	Improvável sobreviver em temperatura que excedam 50°C durante alguns dias a 2 semanas	Compostagem a 55°C elimina em 3 dias	Em sistemas fechados, exigem 55°C durante 7 dias ou 65°C durante 3 dias. Além disso, o composto deve curar por pelo menos 6 meses antes de ser utilizado	
<i>Salmonella newport</i>	1 dia em $\geq 50^{\circ}\text{C}$	60-70°C no período de 3 dias <sup>1</sup>	-			-	-		-
Coliformes fecais	1 semana em $\geq 46^{\circ}\text{C}$	-	$> 50^{\circ}\text{C}$ dentro de 24 horas são inativados ou indetectáveis			Podem ser mais resistentes a altas temperaturas	Improvável sobreviver em temperatura que excedam 50°C durante alguns dias a 2 semanas		Compostagem a 55°C elimina em 3 dias
<i>Escherichia coli</i>						-	Compostagem a 55°C elimina em 3 dias		
<i>Listeria</i>						-	Compostagem a 55°C elimina em 3 dias		
<i>Enterococcus</i> spp.						Podem ser mais resistentes a altas temperaturas	-		-
<i>Ascaris lumbricoides</i>						-	-		-
<i>Candida albicans</i>						-	-		-
Poliovírus tipo 1 A	-	60-70°C no período de 3 dias <sup>2</sup>	-	-	-	-			

1- Combinação letal entre temperatura e tempo para todos os patógenos excretados nas fezes, inclusive *Ascaris*.

2- Compostagem aeróbia de lodo de esgoto.

3- Compostagem termofílica de fontes segregadoras de fezes e urina  $\geq 50^{\circ}\text{C}$  para mais de 1 semana para garantir higienização segura.

4- Compostagem de esterco.

5- *apud* Niwagaba, 2009.

### 3.7.6 Fatores que afetam o decaimento dos microrganismos

De uma maneira geral, a concentração de microrganismos em fezes humanas diminui com o tempo à medida que aumenta o tempo de excreção. As bactérias podem se multiplicar fora do hospedeiro em condições ambientais favoráveis, mas normalmente a concentração declina. Por outro lado, protozoários e vírus não são capazes de crescer fora do hospedeiro, enquanto os helmintos podem necessitar de um período de latência após a excreção e antes de serem infecciosos e, assim como as bactérias, tendem a diminuir em número com o tempo após a excreção.

Os principais fatores que afetam a sobrevivência dos microrganismos no ambiente são o tempo e as condições ambientais que prevalecem no local (Feachem et al., 1983; Schönning e Stenström, 2004; Esrey et al., 2004). Os fatores mais importantes que desempenham papel na redução de microrganismos entéricos são apresentados na Tabela 6. Esses fatores são importantes, pois servem de referência para o desenvolvimento de meios eficientes para desativá-los. Por razões de segurança dos usuários e operadores de sanitários compostáveis, é preferível que todos os organismos patogênicos sejam eliminados antes das fezes serem manipuladas e usadas como fertilizantes ou condicionador de solo. Pode haver risco de recrescimento de bactérias se as condições favoráveis são restabelecidas, mesmo se apenas uma única bactéria sobrevive (Schönning e Stenström, 2004). Os patógenos que sobrevivem em produtos fecais tratados aplicados aos solos são, eventualmente, fora de competição pela microbiota do solo mais resistente e, portanto, são reduzidos no ambiente terrestre, mas, para alguns patógenos, longos tempos de sobrevivência são relatados em solos (WHO, 2006).

Tabela 6: Fatores que afetam o decaimento de microrganismos entéricos (adaptado de Schönning e Stenström, 2004).

Fator	Reação
Temperatura	A maioria dos microrganismos patogênicos sobrevive bem a baixas temperaturas e rapidamente morrem a temperaturas elevadas (> 40°C - 50°C). Este é o caso da água, solo, águas residuais e nas plantações. Por exemplo, para assegurar a inativação de processos de compostagem, as temperaturas em torno de 55 - 65°C são necessárias para matar todos os tipos de patógenos (exceto esporos bacterianos) dentro de horas (Haug, 1993).
pH	Muitos microrganismos patogênicos estão adaptados ao pH neutro. As condições altamente ácidas ou alcalinas terão um efeito de inativação. Adição de cal para dejetos em latrinas e seco para lodo de esgoto aumenta o pH e pode inativar microrganismos. A velocidade de inativação depende de valor do pH, por exemplo, é muito mais rápida em pH 12 do que em pH 9.
Amônia	Em ambientes naturais, amônia (NH <sub>3</sub> ) quimicamente hidrolisada ou produzida por bactérias podem ter efeito deletério para outros organismos. Adicionar amoníaco também facilita a inativação de patógenos, por exemplo, em excretas ou lodo de esgoto (Ghiglietti et al., 1997; Vinnerås et al., 2003).
Umidade	A umidade está relacionada com a sobrevivência dos organismos no solo e nas fezes. Um solo úmido favorece a sobrevivência de microrganismos e um processo de secagem pode diminuir o número de agentes patogênicos, por exemplo, nas latrinas.

Tabela 6: Fatores que afetam o decaimento de microrganismos entéricos (adaptado de Schönning e Stenström, 2004) (continuação).

Fator	Reação
Radiação solar e Luz UV	A radiação UV reduz o número de patógenos. É utilizado em tratamento de água potável e esgotos sanitários.
Presença de outros microrganismos	A sobrevivência dos microrganismos é geralmente mais longa em material que tenha sido esterilizado do que em uma amostra contendo outros organismos do ambiente. Os organismos podem afetar uns aos outros pela predação, liberação de substâncias antagonistas ou concorrência.
Nutrientes	As bactérias podem crescer no meio ambiente se nutrientes estiverem disponíveis e outras condições forem favoráveis. As bactérias entéricas adaptadas ao trato gastrointestinal não são capazes de competir com os indígenas organismos para os escassos nutrientes, limitando sua capacidade de se reproduzir e sobreviver no ambiente.
Outros fatores	A atividade microbiana depende da disponibilidade de oxigênio. No solo, a granulometria e a permeabilidade influenciam a sobrevivência dos microrganismos. No solo, bem como nos ambientes de esgoto e água, diversos compostos químicos orgânicos e inorgânicos podem afetar a sobrevivência dos microrganismos.

### 3.7.8 Processamento das fezes

A concentração de microrganismos nas fezes depois de excretadas, incluindo qualquer patógeno que possa estar presente, diminui com o tempo no ambiente natural (Schönning e Stenström, 2004; WHO, 2006). São variadas as formas de tratamento de fezes, como estocagem por períodos específicos, tratamentos químicos e tratamentos térmicos, que incluem compostagem e incineração (Vinnerås, 2002; Schönning e Stenström, 2004; Jönsson et al., 2004).

O processamento das fezes é realizado em duas etapas. O processamento primário tem como propósito reduzir o volume e peso do material fecal para facilitar o armazenamento, transporte e tratamento posterior. O decaimento dos patógenos nesta etapa é devido a alguns fatores como tempo de armazenamento, decomposição, desidratação (se são usados ventilação e adição de material seco) e aumento do pH (quando são adicionados cinzas, cal ou ureia).

Já o processamento secundário tem como objetivo tornar as fezes humanas seguras o suficiente para retorná-las ao solo. As alternativas para realizá-lo são compostagem a alta temperatura ou aumento de pH por adição de ureia ou cal, aliado a um tempo maior de armazenamento.

São dois os principais processos empregados no saneamento seco com reúso (Peasey, 2000; Esrey, 2004). A desidratação, que significa reduzir o nível de umidade do conteúdo da câmara de tratamento a menos de 25%, pela evaporação ou adição de material secante como cinzas, serragem ou terra após cada defecação. A adição dos absorventes é necessária para reduzir insetos e eliminar maus odores. Os banheiros baseados no processo de

desidratação, geralmente, não misturam as fezes e a urina. A urina é segregada e coletada ou escoada através de um *soak-pit*.

As fezes são coletadas em uma ou duas câmaras instaladas abaixo do vaso sanitário. Após o preenchimento de uma das câmaras, essa então é fechada e a outra passa a ser utilizada, revezando-as entre si. Ao se preencher a segunda câmara, o material da primeira câmara pode ser removido. O volume não é muito reduzido devido à agregação do material secante e também por ser mínima a decomposição da matéria orgânica. A desidratação é uma maneira efetiva de destruir patógenos, sobretudo os ovos de helmintos que não sobrevivem em baixos teores de umidade. Os banheiros com desidratação são recomendados para locais de clima seco, mas também funcionam em climas úmidos, com aquecedores solares simples.

Por último, a compostagem é o processo baseado na decomposição biológica por bactérias, minhocas e outros organismos, produzindo um composto fino que pode ser usado como condicionador de solo e fertilizante natural. Muitos desenhos permitem ou recomendam a adição de outros materiais orgânicos, como restos de vegetais, palha, serragem ou casca de coco. Além disso, a temperatura e a aeração devem ser cuidadosamente controladas para otimização das condições favoráveis à compostagem. É importante a aeração ser suficiente para manutenção das condições aeróbias da pilha de fezes. Usualmente, a urina não é segregada.

### **3.8 Diferentes opções para coleta, tratamento e aproveitamento agrícola de fezes humanas**

O sanitário compostável (*composting toilet*) é definido como um sistema de disposição das excretas humana sem utilização da água como meio de transporte e, portanto, sem conexão com a rede de captação de águas residuárias. Todos eles compartilham dos mesmos problemas, que são eliminar os odores e evitar a entrada de moscas nos tanques de coleta. É muito importante que as moscas sejam impedidas de entrar em contato com as fezes, já que é uma rota comum para a propagação de doenças.

Os principais componentes do sanitário seco são: câmara de armazenamento conectada ao vaso sanitário, sistema de exaustão, sistema de ventilação, porta de acesso a câmara (Figura 7).

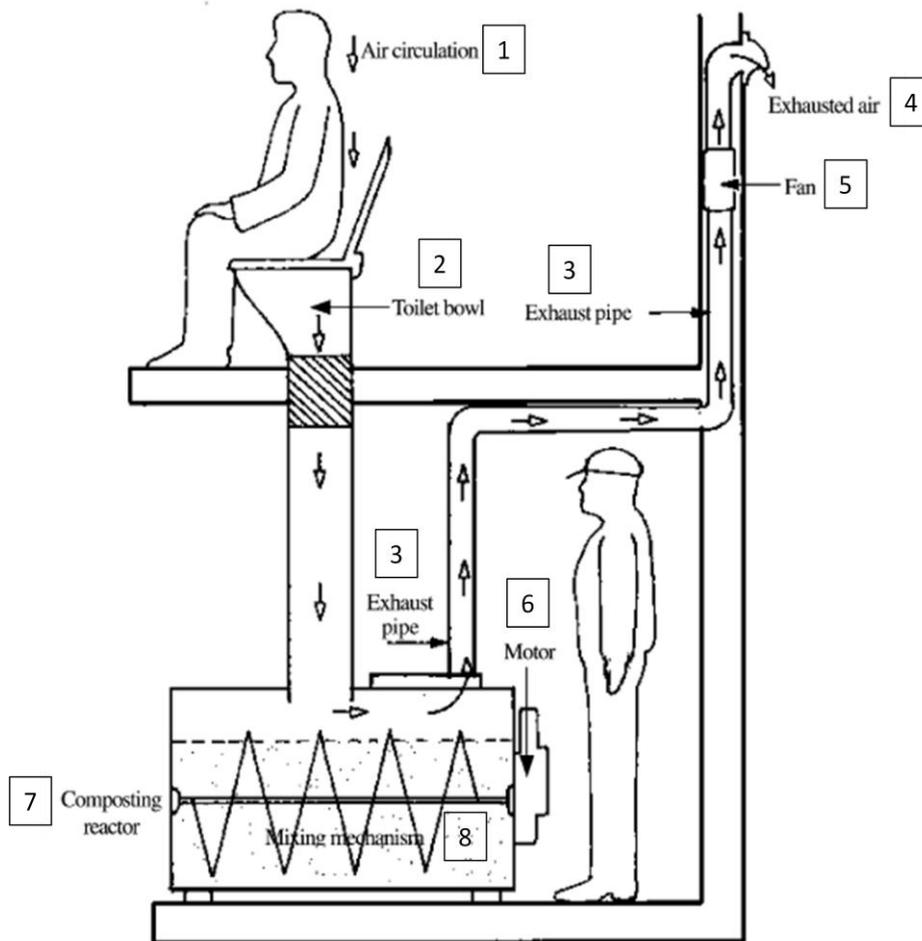


Figura 7: Esquema dos principais componentes de um sanitário de compostagem (adaptado de Lopez Zavala et al., 2005). Legenda: 1- circulação de ar; 2- sanitário; 3- tubo de exaustão; 4- exaustor de ar; 5- ventilador acionado a motor; 6- motor; 7- reator de compostagem e 8- mecanismo de mistura.

Os equipamentos modernos diferenciam-se dos utilizados no passado porque as excretas não vão diretamente para o solo. As excretas são depositadas em uma câmara, onde a matéria orgânica se decompõe e o produto final pode ser utilizado como adubo. Como o sanitário seco não utiliza água no seu funcionamento para diluir e transportar as fezes, conseqüentemente não contamina as águas subterrâneas nem os cursos d'água e os resíduos gerados são utilizados como nutrientes.

### 3.8.1 Opções de coleta de fezes humanas

Os três tipos básicos de sanitários secos são: privada convencional com fossa seca e privada com fossa seca ventilada (*pit latrine*), sanitário desidratador e sanitário compostável (BGR, 2003).

A privada convencional com fossa seca compreende a fossa seca escavada no solo. É um meio de eliminar as fezes diretamente dentro de um buraco no chão, destinado somente a receber excretas, ou seja, não dispõe de veiculação hídrica. Quando o poço está cheio, o banheiro é movido para um novo buraco e o antigo é coberto. Em alguns casos, as fezes são removidas do poço. As fezes retidas no interior se decompõem ao longo do tempo pelo processo de digestão anaeróbia.

Ao contrário dos mais bem desenvolvidos métodos utilizados para secagem das fezes e banheiros compostáveis, as fezes em fossas secas não são armazenados em um sistema fechado. Isto significa que existe um risco de que a fossa possa contaminar as águas subterrâneas. Portanto, as fossas devem ser localizadas distantes de poços e fontes e em cota inferior a esses mananciais, a fim de evitar a contaminação dos mesmos. A distância varia com o tipo de solo e deve ser determinada localmente.

Não é indicado o lançamento de água em seu interior. Devem ser lançados apenas as excretas e o papel higiênico. Entretanto, se ocorrer mau cheiro, recomenda-se empregar pequenas porções de sais alcalinizantes, como sais de sódio, cálcio e potássio, sendo comum o uso de cal ou cinza.

Existem algumas variações do sistema de fossa secas, conhecidas como *Arborloo*, *Fossa Alternata* e *Skyloo*, que apresentam algumas diferenças na sua composição física, mas que têm o mesmo objetivo. O *Arborloo* é um dos nomes utilizados para designar um sistema de sanitário seco no qual as excretas humanas são aproveitadas para a adubação das árvores. É aberta uma cova com 60 cm de diâmetro e 1,0 m a 1,5 m de profundidade (Morgan, 2007). A estrutura ao redor do banheiro é construída com bambu e telhado de palha. Após um período de alguns meses, antes do buraco ficar completamente cheio, são removidas a estrutura e a placa, a cova é preenchida com terra e uma árvore é plantada no local. Outra cova é feita próxima ao local e a estrutura do banheiro é transportada (Figura 8). O *Arborloo* é a técnica mais simples e implica em menores mudanças para a comunidade. Quanto à manutenção do banheiro, é recomendado adicionar serragem, cinzas ou folhas para evitar a proliferação de moscas e o mau cheiro.

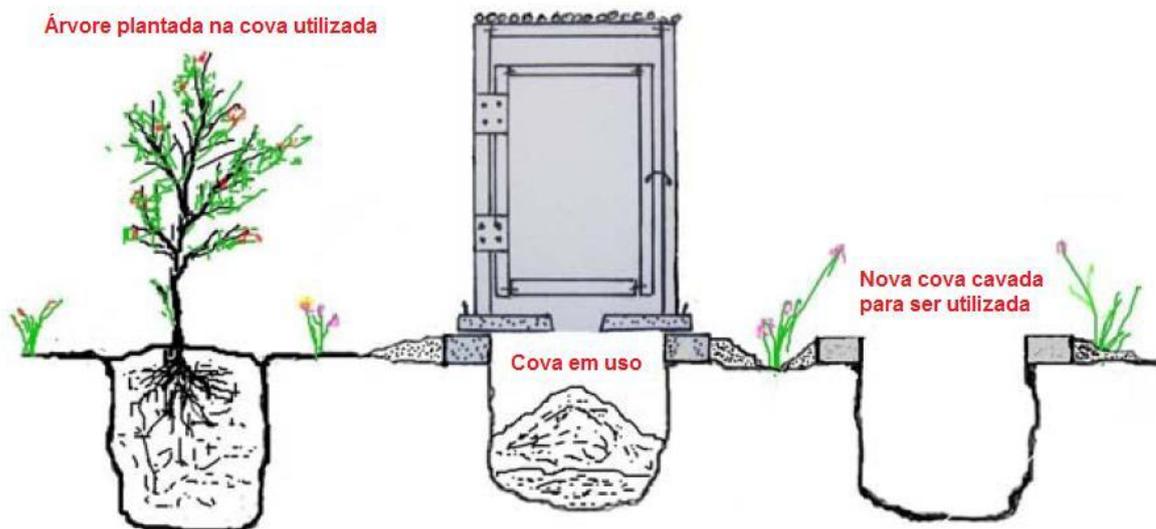


Figura 8: Esquema de um *Arborloo* (adaptado de Morgan, 2007).

A *Fossa Alternata* requer que sejam escavados dois poços rasos e ao lado um do outro, com cerca de 1,5 m de profundidade. Em um dos poços é instalado o sanitário, enquanto no outro as excretas maturam até se transformarem em composto (Figura 9). Os poços são utilizados alternadamente. Com uma família de tamanho médio, o poço leva em média 12 meses para ser preenchido.

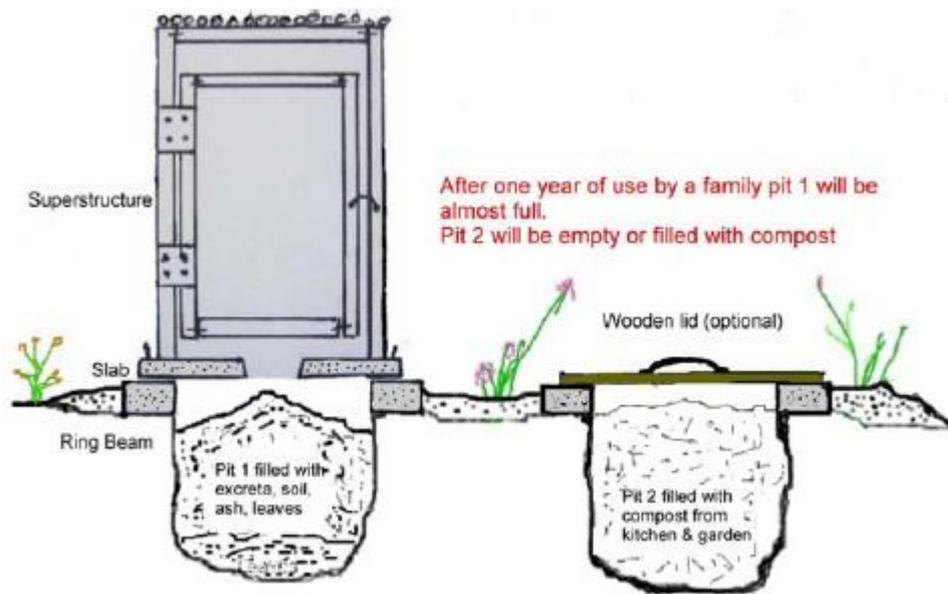


Figura 9: Esquema de uma *Fossa Alternata* (Morgan, 2007).

O *Skyloo* trabalha com o mesmo princípio, porém utilizando câmaras feitas com azulejos. São usadas em rodízio como na *Fossa Alternata* e, após determinado período, o composto resultante é levado para a plantação. Todos eles são soluções de baixo custo.

Os sanitários desidratadores (*dehydrating toilet*) podem ser instalados tanto em áreas externas quanto em áreas internas. A desidratação geralmente ocorre em temperaturas elevadas. A ventilação é elemento necessário para eliminar a condensação e a urina e as fezes normalmente são segregadas.

A câmara de processamento pode ser equipada com uma tampa que se abre quando alguém senta sobre o assento sanitário. A câmara de processamento e a forma como a urina será recolhida, separadamente, pode ter muitas formas e desenhos. Eles são dependentes de vários fatores, tais como o tipo de solo e as diferenças regionais.

Os sanitários desidratadores geralmente são construídos em alvenaria ou em madeira pelos proprietários do local. Por via de regra, as câmaras geralmente são muito grandes, pois permitem a completa secagem, e o conteúdo pode ser diretamente espalhado em campos como fertilizantes sem qualquer armazenagem intermediária (Figuras 10 e 11).

A tampa da câmara, para retirar as fezes, é feita com chapa metálica pintada de preto para promover o aquecimento solar. É instalada para o lado exposto ao sol, reforçando a secagem do material. Materiais como cinza e serragem são adicionados cada vez que se utiliza o sanitário para auxiliar a secagem da matéria fecal.



Figura 10: Câmaras do sanitário de desidratação das fezes (Fonte: ESF).



Figura 11: Sanitário desidratador de câmara dupla do Vietnã.

Os sanitários compostáveis (*composting toilet*) são sistemas que tratam as excretas humanas através de processos biológicos, transformando o material em composto orgânico que pode ser utilizado para fertilizar o solo.

A urina raramente é segregada. Recomenda-se adicionar algum material estruturante, rico em carbono orgânico, como serragem, folhas secas e resíduos orgânicos provenientes da cozinha, que também podem ser compostados junto com as fezes.

Os chineses utilizam os banheiros compostáveis há centenas de anos, mas somente em 1960 que eles se tornaram populares para o restante do mundo.

Existem muitos tipos diferentes de sanitários compostáveis que vão desde desenhos simples até os modelos comerciais mais avançados, que utilizam alta tecnologia.

Outros autores classificam os sanitários de diferentes formas. Segundo Castillo (2002), o banheiro seco se divide basicamente em dois tipos, o que separa a urina das fezes (*urine diversion dry toilets – UDDT*) e aquele que não separa. Os modelos separadores consistem em um dispositivo que auxilia na separação das fezes e da urina conforme apresenta a Figura 12.



Figura 12: Sanitário com separação de fezes e urina. Ao lado esquerdo, o modelo alemão e ao lado direito, o modelo sueco (Foto: L. Ulrich, 2009). Fonte: <http://www.flickr.com/photos/gtzecosan>.

Segundo Jenkins (1999), existem três tipos de sistemas de banheiros secos: (1) sistema com recipientes móveis (coleta das excretas em pequeno tonel sobre uma estrutura, na qual está a bacia sanitária); (2) sistema Caroussel (possui vários compartimentos, que, depois de utilizados, são girados para posicionar outro compartimento sobre o sanitário); (3) sistemas com duas câmaras (sistema acima do nível do solo, para que as excretas desçam sobre uma rampa metálica até uma câmara, utilizando-se uma de cada vez).

Entretanto, Del Porto e Steinfeld (1999) classificam os modelos de banheiros como: (a) auto-coletor (*self-contained*) contra centralizados, (b) industrializados contra construção local e (c) múltiplas câmaras contra contínuo (câmara única).

Os sanitários auto-coletores (*self-contained*) são aqueles que o sanitário e um pequeno reator de compostagem (câmara de compostagem) formam uma única unidade (normalmente modelos pequenos para casa de campo ou de verão) (Figura 13). Os modelos centralizados (*centralized*) ou remotos (*remote*) são aqueles em que o sanitário se conecta através de uma tubulação a um reator de compostagem que está instalado em algum outro local (por exemplo, no subsolo da casa) (Figura 14). Existem ainda modelos com câmaras duplas e sistemas para compostagem juntos a resíduos orgânicos da cozinha.



Figura 13: Sanitário seco auto-coletor de câmara única, pré-fabricado e de uso contínuo. Modelo da Sun Mar (Fonte: [www.sun-mar.com](http://www.sun-mar.com))



Figura 14: Sanitário seco centralizador, pré-fabricado e de uso contínuo. Modelo da Sun Mar (Fonte: [www.sun-mar.com](http://www.sun-mar.com)).

Os modelos industrializados (*manufactured*) ou pré-fabricados são aqueles que podem ser comprados e obedecem a normas e padrões, enquanto o construído no local (*site-built*) pode estar sujeito a dificuldades de se obter permissão do órgão e de agentes de saúde local (Figuras 15 e 16).



Figura 15: Sanitário seco de construção local na cidade de Lima, no Peru (América Latina) (Fonte: [www.flickr.com/photos/gtzecosan](http://www.flickr.com/photos/gtzecosan)).



Figura 16: Sanitário seco de construção local na cidade de Ouagadougou, em Burkina Faso (África) (Fonte: [www.flickr.com/photos/gtzecosan](http://www.flickr.com/photos/gtzecosan)).

Por último, a maioria dos sistemas de banheiros de compostagem utiliza uma das duas abordagens para gerenciar o processo de compostagem: câmara única (*single-chamber*) com compostagem contínua ou multi-câmaras (*multi-chamber batch*) para compostagem em lotes.

Um compostador contínuo (como o das marcas CTS, Clivus Multrum, Phoenix, BioLet, Sun-Mar) apresenta uma única câmara na qual as excretas são adicionadas no topo e o produto final é removido pelo fundo.

Um *batch composter* (tais como o EcoTech Carousel, todos os sistemas de Vera, BioLet NE, Rota-Loo e muitos *site-built composters*) utiliza dois ou mais reatores de compostagem

intercambiáveis. Alguns são montados sobre uma rotação em carrossel, na qual cada um deles é preenchido por vez. Enquanto um dos recipientes está sendo utilizado, o outro já preenchido fica em cura, assim como nos estaleiros de compostagem (Figuras 17 e 18).



Figura 17: Modelo de sanitário seco pré fabricado, do tipo centralizador, da EcoTech Carousel (Fonte: [www.ecological-engineering.com](http://www.ecological-engineering.com)).



Figura 18: Detalhe interno das múltiplas câmaras de compostagem do modelo de Ecotech Carousel.

Os modelos comerciais têm funcionalidades mais avançadas, tais como sistemas de ventilação elétrica, exaustor, injeções de oxigênio, ou mecanismos de mistura e aquecimento para facilitar e acelerar a decomposição das excretas humanas (bons para climas frios). No entanto, também existem modelos de baixa tecnologia que usam sistemas de ventilação passiva para evitar odores agressivos, design que promove o aquecimento do composto através da luz solar, e revolvimento manual (*hand-turning*) para aumentar aeração.

Os sistemas com baldes são os mais simples e baratos dos tipos de banheiros compostadores. Um balde é colocado sob o assento e as fezes são sempre cobertas com material rico em carbono orgânico, como serragem, para evitar mau cheiro, absorver a urina (quando esta não é segregada) e prevenir as moscas. Quando o balde está cheio, o material é depositado em uma pilha do composto na parte externa da residência.

Em adição, os banheiros secos ainda podem ser classificados como passivos e ativos. Os sistemas passivos normalmente são reatores simples de decomposição nos quais a mistura da excreta, papel higiênico e aditivo é coletada e colocada para se decompor em ambientes frescos sem ser controlada por processos ativos, que são aquecimento, mistura e aeração. Já os sistemas ativos podem apresentar misturados automáticos e aquecedores acrescidos de termostatos e ventiladores (Del Porto e Steinfeld, 1999).

### 3.8.2 Tratamento

#### 3.8.2.1 Estocagem

A estocagem é a forma mais simples de tratamento para as fezes. A estocagem de fezes por determinado período de tempo resulta na redução de microrganismos patogênicos devido à

morte natural (WHO, 2006). A redução da concentração dos organismos depende de condições de armazenamento e tipos de organismos presentes, sendo que a temperatura ambiente, o pH, a umidade e a competição biológica afetam a inativação (Schönning e Stenström, 2004).

Esse tipo de tratamento é mais eficiente em regiões de clima seco e quente, já que a dessecação do material em tratamento e a baixa umidade são o que promovem a inativação dos organismos patogênicos. A estocagem em baixa umidade, em torno de 5 a 25%, resulta na destruição mais rápida (Feachem et al., 1983) e reduz o odor e a presença de moscas (Esrey et al., 1998; Carlander e Westrell, 1999). Em locais onde a temperatura alcança 20°C, é desejado um tempo total de estocagem de 1,5 a 2 anos e, em locais de altas temperaturas ambiente (até 35°C), o período de estocagem é reduzido para 1 ano, obtendo-se o mesmo resultado (Schönning e Stenström, 2004; WHO, 2006). Portanto, a inativação dos patógenos por estocagem geralmente é lenta.

A dessecação não é um processo de compostagem e a adição de umidade a compostos orgânicos facilmente metabolizados facilita o crescimento de bactérias como, por exemplo, *Escherichia coli* e *Salmonella*, mesmo que baixas concentrações desses organismos estejam presentes no material (Schönning e Stenström, 2004).

Vinnerås (2007) relatou que a estocagem de fezes a 20°C reduziu a presença de coliformes fecais, enquanto *Enterococcus* spp. não foi reduzido. Durante a estocagem em temperatura de 4°C, não foi notada redução de *Salmonella* spp. em 50 dias de tratamento.

Dessa forma, é difícil determinar quanto tempo é suficiente para atingir a higienização do material por estocagem. No entanto, Schönning e Stenström (2004) recomendam que em combinação com outras barreiras de segurança, a estocagem pode ser aplicada.

### **3.8.2.2 Tratamento químico**

Os produtos químicos utilizados no tratamento de fezes incluem ácidos, bases e agente oxidantes. Segundo Vinnerås (2002) a utilização de produtos químicos que possam adicionar valor agrônômico ao substrato como  $\text{Ca(OH)}_2$ ,  $\text{NH}_3$ ,  $\text{KOH}$  e  $\text{PO}_4^{-3}$ , são recomendados para os substratos que serão reutilizados como fertilizantes, pois o teor de nutrientes do desinfetante aumenta o valor fertilizante do produto. As cinzas de madeira, ricas em K e Ca, e a cal são dois exemplos de substâncias que normalmente são aplicadas como material de cobertura sobre as fezes após o uso do sanitário.

A adição de cinzas ou cal no tratamento primário das fezes é recomendada, pois irá facilitar a inativação dos patógenos e diminuir o risco de transmissão de doenças durante o tratamento e a reutilização do material. Além disso, também reduz o odor e a presença de moscas. Os aditivos podem influenciar na escolha das opções para tratamento secundário do material (Schönning e Stenström, 2004).

A ureia também tem sido investigada não somente para a higienização das fezes (Vinnerås, 2002), como também das águas negras, de esterco e estrume de suínos (Vinnerås, 2005a, b). A ureia é responsável por elevar o pH e a concentração de amônia, além de adicionar valor fertilizante ao material e inativar patógenos (Schönning e Stenström, 2004). A ureia química

também é fácil de manusear e se o recipiente onde o tratamento é realizado for mantido fechado, a amônia produzida permanecerá no material tratado até sua aplicação no solo, assim, além de prevenir o recrescimento de patógenos, reduz o risco de contaminação (Vinnerås, 2007).

Esse tipo de tratamento é considerado como uma opção secundária para os sistemas de larga escala e necessita preferencialmente de profissional treinado para manipular os produtos químicos (Schönning e Stenström, 2004).

### **3.8.2.3 Incineração**

A incineração como método térmico de tratamento ainda é pouco estudada (Niwigaba et al., 2006). A incineração como tratamento primário ainda envolve riscos higiênicos, pois não há sistemas de incineração em ligação direta com o sanitário (Schönning e Stenström, 2004). Como na incineração a temperatura alcançada é muito elevada (> 800°C), a exposição de curta duração parece ser suficiente para inativar eventuais organismos patogênicos que estejam presentes. Além disso, os incineradores são de baixo custo e, após a incineração, a quantidade de material é muito reduzida, podendo chegar a 90% quando apenas fezes e papel higiênico. Isso faz do método um processo compacto e rápido (Niwigaba et al., 2006).

Do ponto de vista ambiental, a incineração é frequentemente associada a emissões de poluentes atmosféricos como as dioxinas, furanos e outros poluentes tóxicos (WHO, 2004).

Embora o nitrogênio seja perdido durante a incineração (Niwigaba et al., 2006; Niwigaba, 2007), as cinzas podem ser um bom fertilizante por reterem fósforo e potássio.

### **3.8.2.4 Compostagem**

A compostagem é um processo de bio-oxidação aeróbia, exotérmica, de um substrato orgânico heterogêneo no estado sólido, realizada por uma população complexa de microrganismos, caracterizada por ter como produto final água e CO<sub>2</sub>, com simultânea liberação de matéria orgânica que se estabiliza após a maturação. A higienização do substrato é função da elevação da temperatura durante o processo de fermentação e do tempo de exposição do substrato (Haug, 1993; Fernandes, 2000; Tsutiya, 2001).

A compostagem é um processo natural que tem sido considerado uma opção viável para o tratamento das fezes segregada da urina e é o tratamento mais comum para se obter a desinfecção das fezes quando se tem como objetivo sua aplicação como condicionante do solo (Vinnerås, 2007). No entanto, até a presente data, dados sobre tratamentos eficazes, simples e de baixo custo para reúso de fezes humanas com segurança são escassos na literatura.

Os estudos sobre a compostagem de fezes separadas da urina na fonte têm demonstrado que uma temperatura suficientemente elevada para desinfecção (> 50°C) é difícil de alcançar, já que normalmente só aumentam em 10-15°C acima da temperatura ambiente (Karlsson e Larsson, 2000; Björklund, 2002). As fezes nesses estudos foram compostadas com cinzas e nenhum isolamento térmico foi fornecido ao sistema. Vinnerås et al. (2003) em experimentos controlados de compostagem, em reatores bem isolados em pequena escala, obtiveram temperaturas de 65°C com margens de segurança satisfatórias para a

destruição de patógenos. Em testes de laboratório, a compostagem de fezes com palha também resultou em temperaturas elevadas durante alguns dias (Vinnerås, 2002).

Niwagaba et al. (2007) estudaram a compostagem de fezes humanas com resíduos alimentares em reatores de madeira de 78 litros revestidos de isopor e obtiveram temperaturas acima de 50°C, que resultaram na redução de *E. coli* e *Enterococcus* spp. a níveis aceitáveis para aplicação do material compostado no solo.

Na prática, a compostagem de fezes dos sanitários segregadores de urina registrou apenas uma pequena elevação de temperatura, provavelmente devido a um isolamento insuficiente e a adição de cinzas, que resultou em uma redução da degradação biológica e perda de calor (Karlsson e Larsson, 2000; Björklund, 2002).

### Parâmetros de influência no desempenho da compostagem

Os principais parâmetros que afetam o processo de compostagem são: a umidade, a aeração, a temperatura, a relação C/N, o tamanho das partículas e o pH (Pereira Neto, 1996).

### Temperatura

A temperatura é um fator indicativo do equilíbrio biológico, sendo um dos principais fatores para controle e eficiência da compostagem. O valor da temperatura varia conforme a fase em que se apresenta o processo de compostagem, alterando de acordo com a curva-padrão da variação da temperatura mostrada na Figura 19.

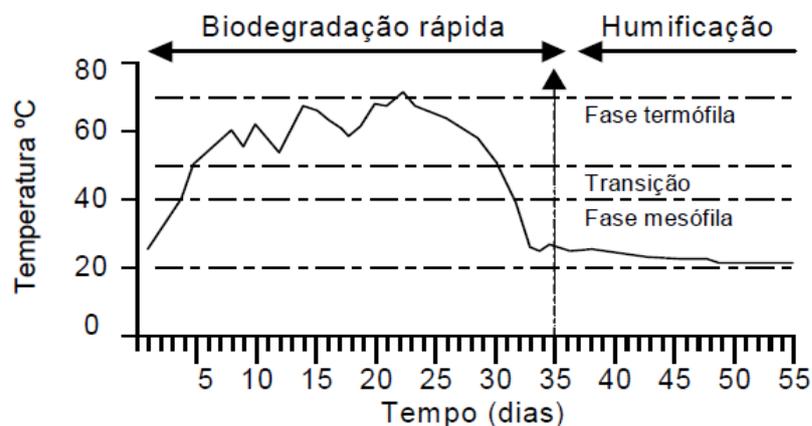


Figura 19: Curva padrão da variação da temperatura durante o processo de compostagem. (Fonte: Fernandes; Silva, 1999).

A temperatura passa a exercer influência no processo em um intervalo de aproximadamente 24 horas após a mistura, podendo ser observado com a sua elevação no meio. Caso não haja aumento de temperatura neste período, existe a possibilidade do processo aeróbio estar comprometido por insucesso de fatores como a concentração de oxigênio, umidade, granulometria e relação carbono/nitrogênio (Fonseca, 2000).

Com base no desenvolvimento da temperatura, a compostagem pode ser dividida em três fases principais: (1) a fase mesofílica, que é caracterizada por alcançar temperaturas até

cerca de 40°C; (2) a transição entre a fase mesofílica e a fase termofílica, que ocorre entre os 40-45°C; e por último (3) a fase termofílica, que é definida por temperaturas entre 45-70°C, como pode ser verificado na Figura 3.

A compostagem aeróbia pode ocorrer tanto em regiões de temperatura termofílica (45 a 60 °C) como mesofílica (30 a 45°C). Em temperaturas maiores que 50°C ocorre a inativação dos patógenos (Schönning; Stenström, 2004; WHO, 2006). A temperatura durante o processo deve manter-se entre 40 e 60°C no maior espaço de tempo possível, a fim de se obter maior eficiência no processo de desinfecção (Pereira Neto, 1989).

A fase mesofílica é caracterizada pelo crescimento e atividade de organismos mesófilos, bactérias, fungos e leveduras (Miller, 1993; Bertoldi, 1998; Ryckeboer et al., 2003). A atividade das bactérias produtoras de ácido é inicialmente alta e resulta em uma diminuição do pH. Durante esta fase, a temperatura aumenta.

Na fase termófila, a temperatura ultrapassa 45°C. Nessa temperatura, o crescimento e a atividade dos organismos não-termotolerantes incluindo patógenos e parasitas é inibida. Os organismos adaptados a temperaturas acima de 45°C dominam o processo (Strom, 1985, apud Niwagaba, 2007). Durante, ou pouco antes desta fase, o pH aumenta e estabiliza-se com o esgotamento da oferta de ácidos orgânicos de cadeia curta (Beck-Friis et al., 2001).

À medida que a temperatura novamente diminui, inicia-se a fase de cura e um conjunto de microrganismos mesofílicos, incluindo fungos e actinomicetos, normalmente reaparece. Na fase de cura, os microrganismos devem ser capazes de degradar compostos mais complexos menos suscetíveis a mineralização, como celulose, hemicelulose e lignina.

### **Aeração**

Como a compostagem é um processo aeróbio, o fornecimento de ar é de primordial importância à atividade microbiana. Além disso, contribui para o aumento da velocidade de oxidação do material orgânico e para a diminuição da emissão de odores produzidos pelos subprodutos da degradação.

Alguns autores (Pereira Neto, 1996; Tsutiya et al., 2001) indicam que o ideal seria que a massa de compostagem tivesse entre 5 e 15% de oxigênio para que haja a transformação adequada da matéria orgânica. Com níveis inferiores a 5%, observar-se-ia a condição de anaerobiose, pois passariam a predominar reações cujo receptor final não é mais o oxigênio e sim outra molécula orgânica.

### **Umidade**

A decomposição da matéria orgânica depende da umidade para garantir a atividade microbiológica. Portanto, a umidade também é considerada importante parâmetro para o controle do processo de compostagem. O teor ótimo de umidade, de maneira geral, compreende-se entre 50 a 60% (Tsutiya et al., 2001; Lopez Zavala, 2004). Misturas com umidade inferior a 40% poderão ter taxa de compostagem lenta, sendo que a lentidão do processo resulta na redução da atividade biológica, bem como a taxa de estabilização (Kiehl, 1985; Tchobanoglous, 1993; Pereira neto, 1996). Umidades elevadas (acima de 65%) fazem com que a água ocupe os espaços vazios da massa, impedindo a livre passagem do oxigênio,

o que poderá provocar anaerobiose com produção de gases e o desenvolvimento de odor agressivo (Fonseca, 2000; Andreoli, 2001).

O ajuste de umidade pode ser feito por mistura de componentes. Na prática verifica-se que o teor de umidade depende da eficácia da aeração (manual ou mecânica), da massa em compostagem, das características físicas dos resíduos (estrutura e porosidade) e das características microbiológicas (Andreoli, 2001).

## **pH**

O pH da massa em compostagem é inicialmente baixo, devido à formação de gás carbônico e de ácidos orgânicos. Os ácidos orgânicos são produzidos pela fermentação da matéria orgânica facilmente degradável e, durante este processo, o principal produto é normalmente o ácido láctico ou o acético. O pH deve variar entre 5 e 6 e após, em função da decomposição de proteínas e pela eliminação do gás carbônico, o meio torna-se básico, com o pH variando entre 8 e 8,5 (Bidone, 2003).

Uma relação C/N baixa, próxima de 6:1, apresenta níveis de pH mais elevados, em virtude da liberação de nitrogênio na forma de amônia (Fernandes; Silva, 1999).

Ao final do processo, o composto orgânico apresenta, normalmente, pH entre 7,5 e 9. (McKenney, 1962; Pereira Neto, 1996).

Quando o pH está abaixo de 6, há a inibição do crescimento bacteriano, afetando a compostagem. Já os fungos e actinomicetos são tolerantes a pH ácido, enquanto algumas bactérias são selecionadas para maior atividade em pH alcalino (Tsutiya et al., 2001).

## **Granulometria/ Estrutura**

O tamanho das partículas interfere de maneira intensa no processo de compostagem. O tamanho recomendado pela literatura é entre 1 e 4 cm. Quanto mais fina é a granulometria, maior é a área exposta à atividade microbiana. Por outro lado, uma granulometria muito fina deixa pouco espaço intersticial entre as partículas, dificultando a circulação do ar. A diminuição do tamanho das partículas promove o aumento das reações bioquímicas durante o processo de compostagem, dado que aumenta a área superficial em contato com o oxigênio.

Como consequência do controle da granulometria recomendada, o resultado pode ser a obtenção de massa mais homogênea, melhor porosidade e menor compactação (McKinney, 1962; Pereira Neto, 1996).

## **Relação Carbono/Nitrogênio**

Os microrganismos necessitam de carbono como fonte de energia e de nitrogênio para a síntese de proteínas. A relação carbono/nitrogênio é usada para determinar a taxa de decomposição do material, além de ser um fator limitante do processo.

Para alta eficiência da compostagem, a literatura recomenda como valores ótimos para a relação C/N a variação em torno de 25 a 35 para 1. Valores em torno de 18/1 são

apresentados para o composto semicurado ou bioestabilizado e 8/1 a 12/1 para composto humificado (Pereira Neto, 1996).

Uma relação inicial elevada de C/N, em torno de 60 a 80/1, fará com que o tempo de compostagem seja maior devido à deficiência de nitrogênio para os microrganismos, enquanto o carbono será eliminado na forma de gás carbônico. Por outro lado, com uma relação inicial baixa, em torno de 6/1, ocorrerá perda de nitrogênio através da volatilização da amônia, que poderá ser identificada pelo aparecimento de odores característicos.

### **3.8.3 Aproveitamento agrícola das fezes**

As excretas humanas são frequentemente utilizadas na agricultura em países como a China, Japão e também tem sido praticada comumente na Finlândia e nos Países Baixos sem quaisquer problemas para a agricultura, embora o uso inadequado desse recurso possa acarretar em riscos à saúde (Heinonen-Tanski e Wijk-Sijbesma, 2004). No Vietnã, a prática de utilizar fezes na agricultura é muito comum, porém está associada ao aumento dos casos de infecção por helmintos, pois são utilizadas fezes ainda frescas (Humphries et al., 1997). Isso ressalta que as fezes podem e tem potencial para serem aproveitadas na agricultura seja como fertilizante ou como condicionador de solos, mas isso precisa ser feito de forma cuidadosa a fim de prevenir a transmissão de doenças. Ainda no Vietnã, as mulheres que relataram tratar as fezes antes de utiliza-las como adubo apresentaram contagens de ovos de ancilostomídeos significativamente menor do que as mulheres que relataram uso de fezes frescas (Humphries et al., 1997).

Os dois elementos mais críticos de nutrientes para a agricultura e horticultura em todo o mundo são o nitrogênio e o fósforo. O terceiro principal nutriente é o potássio (Heinonen-Tanski e Wijk-Sijbesma, 2004). As fezes humanas são ricas em fósforo e potássio, que são importantes nutrientes, e também contém carbono, o que pode aumentar a fração de matéria orgânica nos solos. Deve-se salientar que os números apresentados na Tabela 7 dependem do peso corporal, das pessoas envolvidas, do clima, da quantidade de ingestão de água e características da dieta, especialmente do teor de proteínas, conforme apresentado anteriormente.

Por ano, uma pessoa produz aproximadamente 500 kg de urina, em comparação com 50 kg de fezes. Estas fezes contêm cerca de 10 kg de matéria seca. Assim, uma pessoa produz cerca de 5,7 kg de nitrogênio, 0,6 kg de fósforo e 1,2 kg de potássio por ano (Tabela 7). Portanto, a quantidade excretada de excretas por ano corresponde a quantidade necessária de fertilizante para produzir 250 kg de cereal por ano.

Tabela 7: Quantidade de nutrientes (N, P e K) requerida (em kg/ano) para produzir 250 kg de milho (Wolgast, 1993).

Parâmetros	Unidade	Urina	Fezes	Total	Milho
<b>Nitrogênio total (N)</b>	kg/hab.ano	4	0,55	4,55	5,6
<b>Fósforo total (P)</b>	kg/hab.ano	0,37	0,18	0,55	0,7
<b>Potássio (K)</b>	kg/hab.ano	1	0,4	1,4	1,2
<b>N + P + K</b>	kg/hab.ano	5,37	1,13	6,5	7,5

A compostagem e os sanitários compostáveis segregando as excretas humanas, permitem a recuperação e a utilização dos nutrientes contidos nelas como fertilizantes e condicionador do solo. As práticas e recomendações de uso agrícola para fezes humanas dependerão do tratamento aplicado. Mesmo se um tratamento está direcionado para eliminar o risco de transmissão de patógenos e tenham potencial, as etapas do processo podem falhar, resultando em um fertilizante que não é higienicamente seguro. Consequentemente, devem ser tomadas medidas adicionais para minimizar o risco de transmissão de doenças. Dentre elas, o equipamento utilizado para transportar as fezes não higienizadas não deve ser o mesmo utilizado para transportar o produto tratado; quando for aplicar o produto ao solo precauções com a manipulação do material devem incluir a proteção pessoal e higiene; as fezes devem ser trabalhadas no solo o quanto antes e não devem ser deixadas na superfície do solo e finalmente, as fezes higienizadas inadequadamente não devem ser usada para cultivo de hortaliças, frutas ou tubérculos que serão consumidos crus, exceção para árvores frutíferas (Schönning e Stenström, 2004).

O teor de nutrientes e qualidade higiênica do composto gerado nos sanitários de compostagem tem sido pouco estudado, o que torna esses resíduos mais difíceis de usar. A maneira usual de utilizar o composto dos sanitários é difundi-lo no quintal, debaixo de arbustos ou em terreno baldio. Devido ainda a aversão que as fezes provocam e o desconhecimento em relação aos benefícios que pode proporcionar a compostagem de fezes, as pessoas raramente utilizam as fezes como condicionador de solo ou adubo para cultivo (Malkki et al., 1997). As fezes compostadas eram vistas com pouca importância como fertilizante ou condicionador do solo para as famílias (Hagalund e Olofsson, 1997; Malkki et al., 1997).

Porém, atualmente, a recuperação de nutrientes ganha importância devido à finitude dos recursos minerais como fósforo (Driver et al., 1999) e, devido ao aumento dos preços da energia como para a produção de adubos nitrogenados. Essas tendências acarreta no aumento contínuo dos preços dos fertilizantes, que colocam os agricultores, especialmente nos países mais pobres sob pressão financeira grave e alto grau de dependência (Winker, 2009).

## Capítulo 2

---

### 4 Materiais e métodos

#### 4.1 Caracterização quali-quantitativa das fezes humanas

##### 4.1.1 Coleta e amostragem

Para coletar as amostras de fezes e realizar a caracterização das fezes humanas sob os pontos de vista físico-químico e biológico e determinar a taxa de excreção por pessoa, foram construídos vasos sanitários que não utilizam água para descarga e possuem sistema de segregação entre as fezes e a urina. O sistema consiste em suporte de aço com sacola plástica e contêiner, conectado a um reservatório temporal através de uma mangueira (Figura 1). Os sanitários foram instalados nos banheiros feminino e masculino do Parque Experimental de Saneamento Básico da UFES (PESB-UFES) e, para garantir seu uso adequado, confeccionou-se um guia de uso.

As coletas eram feitas logo após a utilização do sanitário pelo usuário e realizadas dentro do horário de funcionamento do prédio (08:00 às 18:00h). Após coletadas, as amostras de cada indivíduo eram imediatamente encaminhadas ao laboratório para pesagem e análise dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos. Para tal efeito, contou-se com a participação de voluntários, entre eles estudantes e pesquisadores do Núcleo Água, homens e mulheres de faixas etárias variadas.



Figura 1: (a) Vaso sanitário seco utilizado para a coleta segregada das excretas e (b) Vista interna do sanitário seco segregador de fezes e urina.

##### 4.1.2 Análises físico-químicas e microbiológicas

Após a conclusão da coleta e da pesagem, as amostras de fezes acondicionadas em sacos plásticos eram encaminhadas para as análises físico-químicas e microbiológicas.

Os seguintes parâmetros foram analisados: pH, NTK, fósforo total, sólidos totais, sólidos voláteis e fixos, carbono orgânico, DQO, coliformes totais, termotolerantes, *Escherichia coli* e ovos de helmintos. As técnicas de análises laboratoriais obedeceram aos procedimentos recomendados pelo Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater – 19ª Edição (APHA et al., 1995) e encontram-se referenciadas no Anexo V.

#### **4.1.3 Análises estatísticas**

A análise estatística dos resultados de caracterização quali-quantitativa foi realizada utilizando o software Excel para obtenção da estatística descritiva dos parâmetros analisados (média, desvio padrão, máximos, mínimos e coeficiente de variação).

### **4.2 Compostagem**

#### **4.2.1 Coleta, amostragem e preservação das amostras**

Para a coleta de fezes para a realização do experimento de compostagem, também se utilizou os vasos sanitários segregadores secos instalados nos banheiros do PESB-UFES mantendo-se a mesma rotina de amostragem. Porém, devido à necessidade de maior volume de amostra para a realização dos experimentos de compostagem, a coleta de fezes também foi feita em parceria com o Laboratório Central da Secretaria Municipal de Saúde.

Este laboratório atende aos pacientes encaminhados pelo SUS – Sistema Único de Saúde, residentes do município de Vitória-ES, de ambos os sexos, variadas faixas etárias, situações econômicas e graus de escolaridade diversos. Em momento posterior, as fezes foram coletadas em um laboratório particular da cidade de Vitória. Dados epidemiológicos foram fornecidos por ambos os laboratórios durante o período da pesquisa que compreendeu a coleta de material (Anexo).

A coleta de fezes no Laboratório Central da Secretaria Municipal de Saúde estava condicionada a disponibilidade do transporte veicular da Universidade, pois foi por este exigido que o transporte do material biológico em questão fosse feito em carro oficial e adequado para tal finalidade. Enquanto no laboratório particular, as coletas foram realizadas de duas a três vezes por semana de acordo com a quantidade de material recebido para exames. O transporte das amostras de fezes até o laboratório era feito em caixas de isopor e as coletas eram feitas no fim do dia para ambos os laboratórios.

A preservação das amostras foi feita em freezer a  $-4^{\circ}\text{C}$  por alguns dias, até que a quantidade necessária para montar um reator do experimento fosse obtida (Vinnerås, 2003; Hotta, 2007). O material fecal era retirado dos frascos de coleta individuais e eram misturados compondo uma única mistura de fezes.

#### **4.2.2 Procedimento**

A compostagem foi realizada em reatores com volume de 40 litros, que foram confeccionados em fibra de vidro e revestidos com poliestireno expandido (isopor) com espessura de 25 mm. Cada um dos reatores possui a dimensão interna de  $395 \times 305 \times 350 \text{ mm}^3$ . O isolamento térmico proporcionado pelo isopor, mesmo na região geográfica dos

trópicos, é recomendado pela literatura para compostagem em pequena escala para evitar a perda por condução do calor gerado internamente.

Os reatores foram protegidos da chuva. Para proporcionar aeração, foi colocado na base do reator um tubo de PVC com 30 mm de diâmetro com várias perfurações de aproximadamente 3 mm de diâmetro. O intuito era permitir a difusão do ar exterior no material em compostagem. A tampa do reator ainda contou com um furo de 20 mm de diâmetro para a saída do ar. A Tabela 1 apresenta as condições experimentais estudadas. A Figura 2 apresenta o reator de compostagem e os seus detalhes. A Figura 3 apresenta um fluxograma demonstrando como eram realizadas as misturas dos componentes da compostagem. As amostras eram retiradas do freezer e em seguida, as fezes de cada frasco de coleta utilizado pelos laboratórios eram retiradas e misturadas em um balde para compor uma única mistura. A pesagem da quantidade de fezes e serragem era feita em balança e após a mistura dos dois componentes, estes eram colocados dentro dos reatores para o início do ensaio.

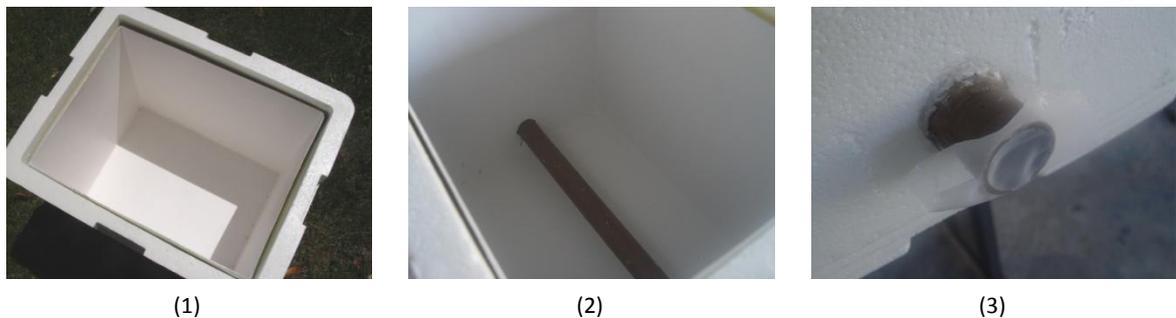


Figura 2: Detalhes do reator de compostagem. (1) Vista interna do reator; (2) Tubo de PVC instalado na base do reator e (3) Tela para prevenir a entrada de insetos (Fotos: Thais C. Rebouças, 2009).

Tabela 1: Condições experimentais dos três testes de compostagem de fezes humanas com serragem.

Reator	F/S (%)	Fezes (kg) <sup>(1)</sup>	ST <sup>(2)</sup> fezes (kg)	Serragem (kg) <sup>(1)</sup>	ST <sup>(2)</sup> serragem (kg)
1	60	4,0	0,73	1,4	1,25
2	40	4,0	0,73	2,0	1,79
3	30	4,0	0,73	2,6	2,33

Legenda: (1) peso úmido; (2) ST é sólidos totais.

O número de repetições realizadas foi: reator 1 e 2 com n= 3 e reator 3 com n= 6.

A serragem utilizada foi adquirida em uma madeireira da cidade de Vitória-ES e era proveniente de madeira não tratada, para evitar a presença de componentes químicos que pudessem interferir na atividade microbiana. Foi realizado também ensaio granulométrico da serragem utilizada na mistura segundo a norma NBR-7181/ABNT (Anexo IV).

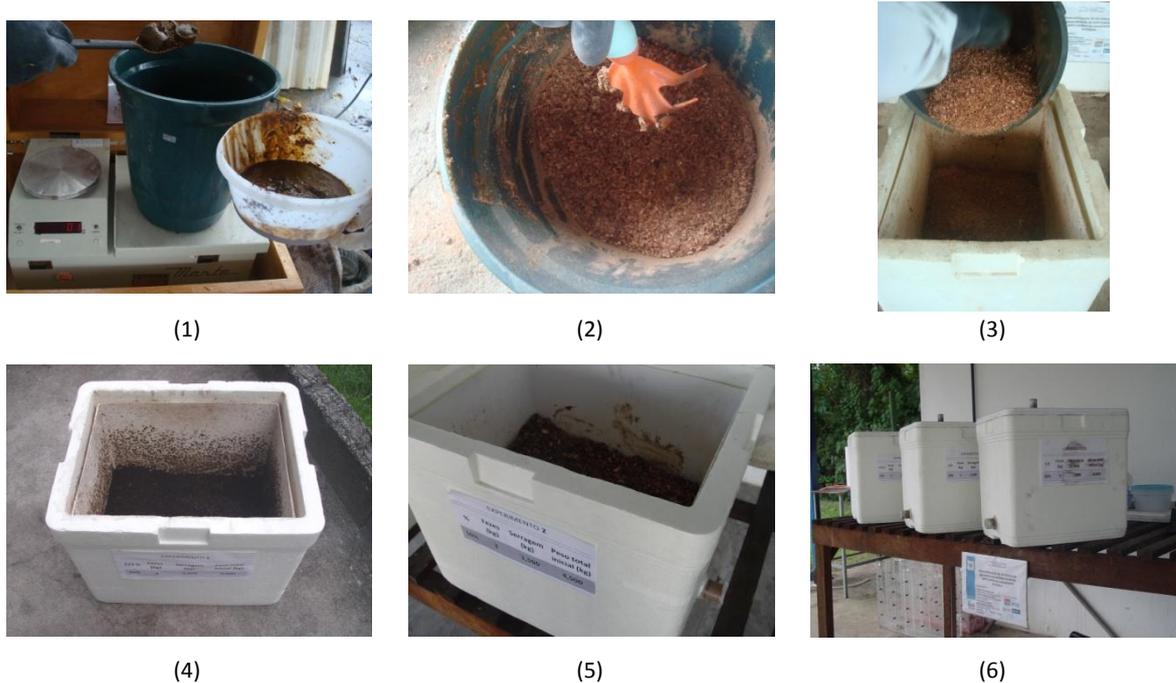


Figura 3: Preparação do material (fezes e serragem) para compostagem. (1) Pesagem e mistura das fezes humanas; (2) mistura das fezes com a serragem; (3) transferência da mistura para o reator de compostagem; (4) reator com o composto; (5) reator em cima da bancada e (6) reatores utilizados no experimento (Fotos: Thais C. Rebouças, 2009).

#### 4.2.3 Monitoramento da compostagem e análises físico-químicas

Durante todo o experimento, os reatores de compostagem foram monitorados e avaliados, com registro de todas as características físicas do composto, a frequência de revolvimento, a temperatura, o pH e relação C/N. O acompanhamento destes parâmetros é descrito detalhadamente na Tabela 2. O período de monitoramento compreendeu 30 dias e as amostras para análise foram coletadas de diferentes partes do reator e misturadas para a obtenção de uma amostra final mais homogênea e representativa.

Tabela 2: Parâmetros, métodos, referências, frequência de análise e observações referentes à compostagem.

Parâmetros	Métodos	Referências	Frequência de análise	Observações
pH	Determinação em água	KIEHL, 1985	Diária	-
Temperatura	Termômetro digital	---	Diária	Medição feita em 5 pontos do reator (nos cantos e no centro).
Sólidos totais (ST) a 103 - 105°C	Método gravimétrico	STANDARD METHODS 2540 B, 1995	Semanal	O parâmetro forneceu o teor de umidade do material
Sólidos voláteis (SV) e sólidos fixos (SF) a 550°C	Método gravimétrico	STANDARD METHODS 2540 E, 1995	Semanal	Os parâmetros forneceram dados para analisar a degradação da matéria orgânica.

Tabela 2: Parâmetros, métodos, referências, frequência de análise e observações referentes à compostagem (Continuação).

Parâmetros	Métodos	Referências	Frequência de análise	Observações
Carbono Orgânico	-	KIEHL, 1985	Semanal	O parâmetro forneceu três informações: teor de matéria orgânica compostável, de matéria orgânica resistente à compostagem e a Demanda Química de Oxigênio.
Fósforo total (P <sub>t</sub> )	Método do ácido ascórbico pela oxidação em meio ácido	STANDARD METHODS 4500-P F, 1995	Inicial e final	-
NTK	Método Semi-Micro Kjeldahl	STANDARD METHODS 4500-N <sub>org</sub> C, 1995	Semanal	-
Ovos de helmintos	-	STANDARD METHODS 10750 B, 1995	Inicial e final	-
<i>Escherichia coli</i>	Método da determinação do número mais provável (NMP)	-	Semanal	Utilizado meio cromofluorogênico (LMX), com quantificação por meio de cartelas

*Escherichia coli* foi o parâmetro microbiológico escolhido para analisar a redução de organismos indicadores fecais e, assim, a eficiência do processo na higienização do material, conforme sugere Niwagaba (2007). Também foi analisada a concentração de coliformes totais.

Foram feitos revolvimentos manuais diários durante o experimento, visando garantir o fornecimento de oxigênio a todo o composto. Em relação à temperatura do composto no reator, como as alterações poderiam ser muito rápidas, foram feitas medidas a cada duas horas, nos seguintes horários: 08h00, 10h00, 12h00, 14h00, 16h00, 18h00, 20h00 e 22h00. Já a temperatura ambiente foi acompanhada durante todos os dias até o fim do experimento através da Estação Meteorológica Automática, localizada na própria Instituição.

O teor de matéria orgânica encontrado pela análise de medição de sólidos voláteis possibilitou calcular a porcentagem de carbono no composto e em seguida a relação carbono/nitrogênio, conforme descrito por Kiehl (1985), da seguinte maneira: % C = teor de matéria orgânica/1,8.

A degradação do material foi calculada a partir do aumento da porcentagem de sólidos fixos na matéria seca da compostagem conforme descrito por Haug (1993):

$$km = \frac{(\% SF_f - \% SF_i)100}{\% SF_f(100 - \% SF_i)} \quad (\text{Eq. 1})$$

onde  $km$  é a porcentagem de matéria orgânica degradada durante o tratamento;  $\% SF_f$  é a porcentagem de sólidos fixos ao final do experimento e  $\% SF_i$  é a porcentagem de sólidos fixos da mistura, inicial.

#### 4.2.4 Cálculo das taxas de energia ( $E$ ) e de evaporação da água ( $W$ )

As taxas de energia ( $E$ ) e de evaporação da água ( $W$ ) para estimar as condições do composto para a realização da compostagem foram calculadas de acordo com as equações 2 e 3, respectivamente (Haug, 1993).

$$W = \frac{(X_s - X_s S_s)}{k_s V_s S_s X_s} \quad (\text{Eq. 2})$$

onde  $k_s$  é igual a  $km$ ;  $V_s$  é a fração volátil dos sólidos totais;  $S_s$  são sólidos totais do substrato;  $X_s$  é peso úmido da amostra.

$$E = \frac{k_s V_s S_s X_s H_s}{(X_s - S_s X_s)} \quad (\text{Eq. 3})$$

onde  $H_s$  é o calor liberado por grama de sólidos voláteis biodegradados, sendo  $H_s$  estimado em 23,24 MJ/g degradados de  $V_s$  (5550 cal/g degradados de  $V_s$ ).

#### 4.2.5 Análises físico-químicas do composto final

Os parâmetros físico-químicos utilizados para analisar as características do composto obtido foram pH, relação C/N, porcentagem de umidade e de matéria orgânica, porcentagem dos macronutrientes (N, P, K, Ca, Mg e S) e as concentrações de micronutrientes (Zn, Fe, Mn, Cu, B) e também de metais pesados como cádmio, cromo, chumbo e níquel. As análises do composto final foram realizadas em parceria com o Instituto Capixaba de Pesquisa, Assistência Técnica e Extensão Rural do Espírito Santo – Incaper.

## 5 Resultados e Discussão

### 5.1 Caracterização das fezes humanas

#### 5.1.1 Aspectos quantitativos

A produção per capita de fezes para homens e mulheres está especificada na Tabela 3. Observou-se que há variação do peso de fezes excretadas por dia por indivíduo. Neste aspecto, o peso médio de fezes por pessoa encontrado foi de 130 g/dia, variando entre 55 e 386 gramas. Sendo que para homens e mulheres, a média foi respectivamente de 134 e 104 g/dia.

Tabela 3: Taxa de geração de fezes humana (peso úmido), g/pessoa.dia.

Amostra	Média (g/pessoa.dia)	Desvio padrão	Máx	Mín	Coef. Variação
Masculino (n= 38)	134	66,75	386	69	49,8%
Feminino (n= 8)	104	48,71	218	55	46,9%
Total (n = 46)	130	64,12	386	55	49,2%

Na Tabela 4 são apresentados valores encontrados por diversos autores para a taxa de geração em diferentes países. O valor médio de 130 gramas foi semelhante às médias mundiais relatadas pela literatura.

Tabela 4: Taxa de geração de fezes humana (peso úmido), g/pessoa.dia, em diferentes países e regiões.

País ou Região	Produção (g/pessoa.dia)	Referências
Média mundial	150	Del Porto; Steinfeld (1999)
	100 - 150	Aires (2008)
Reino Unido	134	Almeida et al. (1999) <sup>1</sup>
América e Europa	100 - 200	Niwagaba (2007)
Países em desenvolvimento	350 (áreas rurais)	Feachem et al. (1983) <sup>2</sup>
	250 (áreas urbanas)	
China	315	Gao et al. (2002) <sup>3</sup>
Quênia	520	Pieper (1987) <sup>3</sup>
Sul da Tailândia	120 - 400	Schouw et al. (2002)
Suécia	140	Vinnerås et al. (2006)
Vietnã	130 - 140	Polprasert et al. (1981) <sup>2</sup>
Japão e China	116 - 200	Polprasert et al. (1981) <sup>2</sup>

Legenda: 1- o valor excretado foi medido apenas durante a semana; 2- apud Schouw et al. (2002); 3- apud Niwagaba (2007).

Comparando com estudos similares feitos em outros países da Ásia (como Japão, China e Vietnã) e com a América e a Europa há consistência nos resultados encontrados (Tabela 4). No entanto, como, muitas vezes, os métodos de amostragem não estão claramente descritos, isso dificulta qualquer comparação mais direta. Em geral, populações de países em desenvolvimento mostram taxas de geração bem mais amplas (130 a 520 gramas de peso úmido) que na América e na Europa (100 a 200 gramas de peso úmido).

Almeida et al. (1999) observaram que não se espera que os valores médios sejam os totais diários durante a semana, pois a população passa parte do dia de trabalho fora da residência.

A variação na quantidade de fezes excretadas diariamente pelo corpo humano ocorre devido a diferenças na composição do alimento consumido, da idade do indivíduo, do metabolismo, da saúde física, entre outros fatores.

Em geral vegetarianos apresentam excreções diárias de fezes maiores que outros grupos, e a quantidade de fezes excretadas em áreas rurais é maior que nas cidades, como apresentado na Tabela 4. Segundo Franceys et al. (1992), dieta com altos teores de proteína em clima temperado produzem 120 g/hab.dia enquanto dietas vegetarianas em climas tropicais produzem 400 g/hab.dia.

Segundo Schouw et al. (2002), a menor taxa de geração de fezes na Tailândia pode ser devido ao maior consumo de alimentos contendo altos teores de fibra, como as verduras.

Em relação ao peso seco, de acordo com a literatura, esse pode variar entre 70 e 170 g/pessoa.dia (Roeleveld, 2001). O teor de água nas fezes varia com seu peso e é diretamente proporcional a ele. Por exemplo, uma comunidade em que o peso médio de fezes é de 100-150 g/dia, o teor de água seria em torno de 75%. Enquanto com um peso de 500 g/dia, o teor de água subiria para cerca de 90%. Vários autores relataram valores variando entre 66 e 80% (Gotaas, 1956; Geigy, 1981; Naudascher, 2001 apud Shalabi, 2006).

Assim, parece que a quantidade de excretas produzidos (sólidos totais secos) em várias partes do mundo é razoavelmente constante, porém, o teor de água é um pouco diferente (peso úmido total de fezes e urina) (Schouw et al., 2002).

A frequência de defecação também varia com o peso das fezes. Na Europa e América do Norte, onde o peso das fezes geralmente é menor que 200 gramas por dia, a frequência média é de uma defecação por dia. Enquanto em áreas rurais de países em desenvolvimento, especialmente onde a dieta é vegetariana e o peso das fezes é maior, é comum que a frequência de defecação seja de duas a três vezes ao dia (Faechem et al., 1983; Schouw et al., 2002).

A frequência de utilização da descarga sanitária é de 4 a 6 vezes por habitante ao dia (Tomaz, 2000), podendo assumir que uma pessoa utiliza o vaso sanitário uma vez para fezes e 5 vezes para urina num período de um dia (Kujawa-Roeleveld et al., 2006; Luostarinen et al., 2007).

De acordo com os registros feitos pelos usuários do banheiro, onde foram instalados os sanitários secos segregadores, a frequência obtida na pesquisa foi de uma vez ao dia por

pessoa para fezes. No mesmo sanitário, Zancheta (2007) estudou a frequência de utilização para urina e os resultados corroboraram com os valores apresentados na literatura.

### 5.1.2 Aspectos qualitativos

Existe uma grande variabilidade do conteúdo das fezes de acordo com a pessoa e com o lugar geográfico, devido a fatores como clima local, alimentação, saúde, idade e estilo de vida do indivíduo. A Tabela 5 apresenta os resultados médios da caracterização físico-química das fezes humanas de amostras coletadas nos vasos sanitários segregadores da pesquisa e os valores obtidos por outros autores.

Pela Tabela 5, pode-se notar que as concentrações de nitrogênio foram as que apresentaram diferença mais acentuada entre si, variando de 4,9 a 15,4 gN/kg de fezes, com a menor concentração encontrada por Chaggu et al. (2003). Durante a pesquisa, os resultados da concentração de nitrogênio encontrada nas amostras também apresentaram grande variação, com valor mínimo de 5,3 e máximo de 29,8 gN/kg de fezes. Isso pode ser explicado com base em uma eventual diferença dos hábitos alimentares, uma vez que uma dieta com maior ingestão de proteínas implica em maior excreção de nitrogênio pelo organismo (Kirchmann e Petterson, 1995).

Aproximadamente 50% do nitrogênio fecal são solúveis em água e dessa porcentagem, 20% é amônia proveniente da degradação da ureia, peptídeos e aminoácidos. Cerca de 17% do nitrogênio total é encontrado em bactérias vivas e o restante é principalmente encontrado como nitrogênio orgânico combinado em moléculas como ácido úrico e enzimas (Kujawa e Zeeman, 2006).

Quanto ao fósforo, comparando a média obtida na pesquisa de 3,2 gP/kg de fezes com os resultados de outros autores, observa-se que essa concentração é relativamente menor que os valores relatados na literatura.

Tabela 5: Valores médios da caracterização físico-química das fezes coletadas nos sanitários segregadores (valor médio  $\pm$  desvio padrão) comparados aos dados da literatura.

Parâmetros	Esta pesquisa	Del Porto (1999)	Esrey et al. (2001)	Chaggu et al. (2003)	Jönsson et al. (2005)	Rujawa e Zeeman (2006)
pH	6,7 $\pm$ 0,2	-	-	-	-	-
Umidade, em %	75,3 $\pm$ 3,1	-	-	66 - 85	70	-
SV, em %	85 $\pm$ 4,1	-	-	88 - 97	79,4	-
Fósforo (gP/kg fezes)	3,2 $\pm$ 1,1	4	5,4	8,1 - 9,9	3,8	2,3 - 5,4
Nitrogênio (gN/kg fezes)	12,9 $\pm$ 7,8	13,3	10,7	10,5 - 16,5	11,5	11,5 - 15,4
DQO (gDQO/kg fezes)	450 $\pm$ 141	-	-	105 - 522	288	351 - 419
C <sub>org</sub> (gC <sub>org</sub> /kg fezes)	161,5 $\pm$ 2,0	-	152,8	-	-	-

Conforma a Tabela 5, o valor de pH para fezes encontrado foi próximo ao neutro, enquanto os valores relatados na literatura variaram de 5,3 a 7,2 (Choi et al., 2003; Yadav et al., 2010).

Quanto a elementos causadores de doenças, é importante ressaltar que, das excretas humanas, enquanto a urina contém relativamente poucos patógenos, as fezes têm alta concentração desses organismos, sendo, portanto, necessária uma atenção maior a esses dados de concentração. Uma pessoa normalmente excretará grandes quantidades de microrganismos na matéria fecal. Os números estão na faixa de  $10^{11}$ - $10^{13}$ /g (Schönning e Stenström, 2004).

Nas amostras analisadas, as concentrações de coliformes totais, termotolerantes e *E. coli* foram de  $10^7$ ,  $10^6$  e  $10^5$  NMP/g, respectivamente, e ovos de helmintos não foram detectados. Tal resultado se justifica pelo alto nível socioeconômico dos colaboradores, já que as doenças parasitárias estão relacionadas a práticas inadequadas de higiene e deficiência nos sistemas de saneamento, comuns para níveis sociais mais baixos. Yadav et al. (2010), ao caracterizarem fezes humanas, encontraram a concentração de coliformes totais de  $10^9$  NMP/g, maior que a encontrada no presente estudo.

Considerando todas as fontes geradoras de resíduos numa residência, como água cinza, urina, fezes e resíduos de cozinha, as fezes são responsáveis por cerca de 31% a 44% da DQO, 28% do fósforo, 13% do nitrogênio e 18% do potássio (Almeida et al., 1999; Kujawa e Zeeman, 2006). De acordo com as concentrações obtidas para DQO e carbono, vê-se que a contribuição das fezes para a DQO é significativa e maior do que a sua participação nos elementos inorgânicos. Portanto, as fezes têm importante contribuição de matéria orgânica no esgoto sanitário.

Assim, por serem ricas em matéria orgânica e em nutrientes como nitrogênio e fósforo, as fezes humanas têm alto potencial como condicionador de solo e como fonte de nutrientes para a agricultura. A compostagem, ao higienizar e estabilizar o composto, respectivamente eliminando os organismos patógenos e transformando os nutrientes presentes na matéria orgânica bruta em aproveitáveis para a agricultura, é uma boa opção para tratar o material para depois aplicá-lo no solo (Kakimoto e Funamizu, 2007).

## 5.2 Comportamento da temperatura e microrganismos

A aeração do sistema é parâmetro de fundamental importância para a realização da compostagem. O revolvimento do composto, ao mesmo tempo em que introduz novo ar, rico em oxigênio, libera o ar contido no composto, saturado de gás carbônico gerado pela respiração dos microrganismos.

Na primeira rodada do experimento, a temperatura não atingiu 50°C em nenhum dos sistemas analisados. O revolvimento manual era realizado a cada três dias, fator que parece justificar o insucesso do procedimento. Portanto, em diante, a frequência de revolvimento foi alterada, sendo realizadas duas vezes por dia.

Além das limitações encontradas para o aumento da temperatura no que diz respeito ao revolvimento, limitações em relação à massa de fezes utilizada no reator também foram encontradas. Foram testadas massas de fezes de 0,5, 1,0 e 3,0 kg. Temperaturas acima de

50°C foram alcançadas utilizando estas massas, porém foram mantidas por menos de uma hora.

As Figuras 4, 5 e 6 mostram as mudanças de temperatura ao longo do tempo nos reatores 1, 2 e 3, respectivamente. O aumento médio máximo da temperatura em relação à temperatura ambiente foi de cerca de 20°C, 30°C e 35°C, respectivamente, para os reatores 1, 2 e 3.

As temperaturas aumentaram rapidamente após a mistura no início da compostagem, sobretudo nos reatores 1 e 3. Para o reator 1, a temperatura atingiu 41°C após 48 horas e, no reator 3, alcançou 40°C em 36 horas.

O reator 1 permaneceu com temperaturas superiores a 40°C até 96 horas. A partir daí apresentou queda de quase 10°C na temperatura, para finalmente retornar à faixa termofílica após 156 horas e permanecer com temperaturas nessa faixa até 252 horas. Deste modo, manteve-se cerca de 6 dias com temperaturas na fase termofílica (Figura 4).

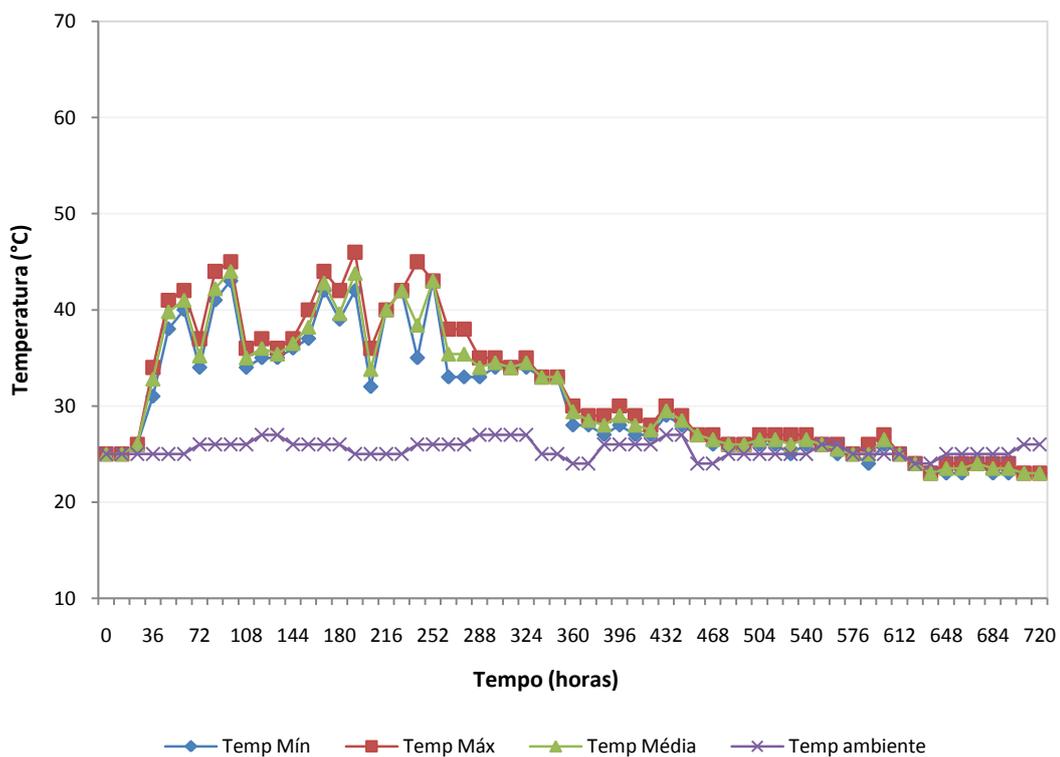


Figura 4: Variação da temperatura ao longo do tempo para o reator 1 e da temperatura ambiente (média, mínima e máxima dos cinco pontos de medição dentro do reator para cada tomada).

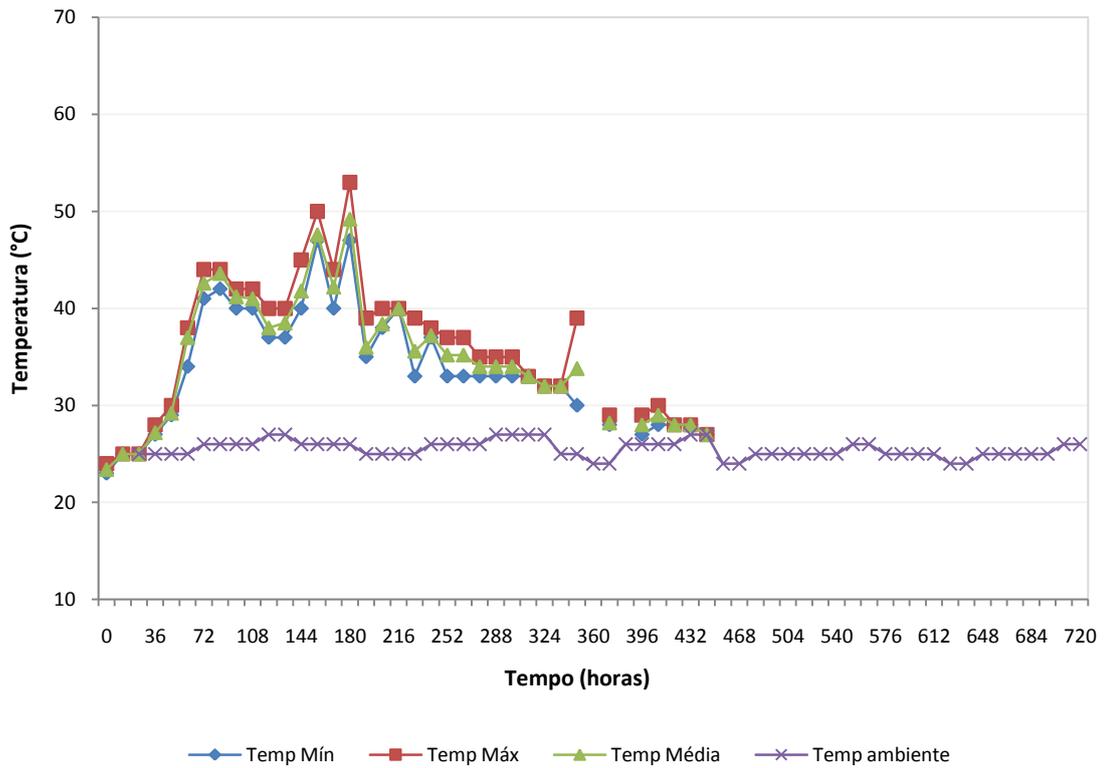


Figura 5: Variação da temperatura ao longo do tempo para o reator 2 e da temperatura ambiente (média, mínima e máxima dos cinco pontos de medição dentro do reator para cada tomada).

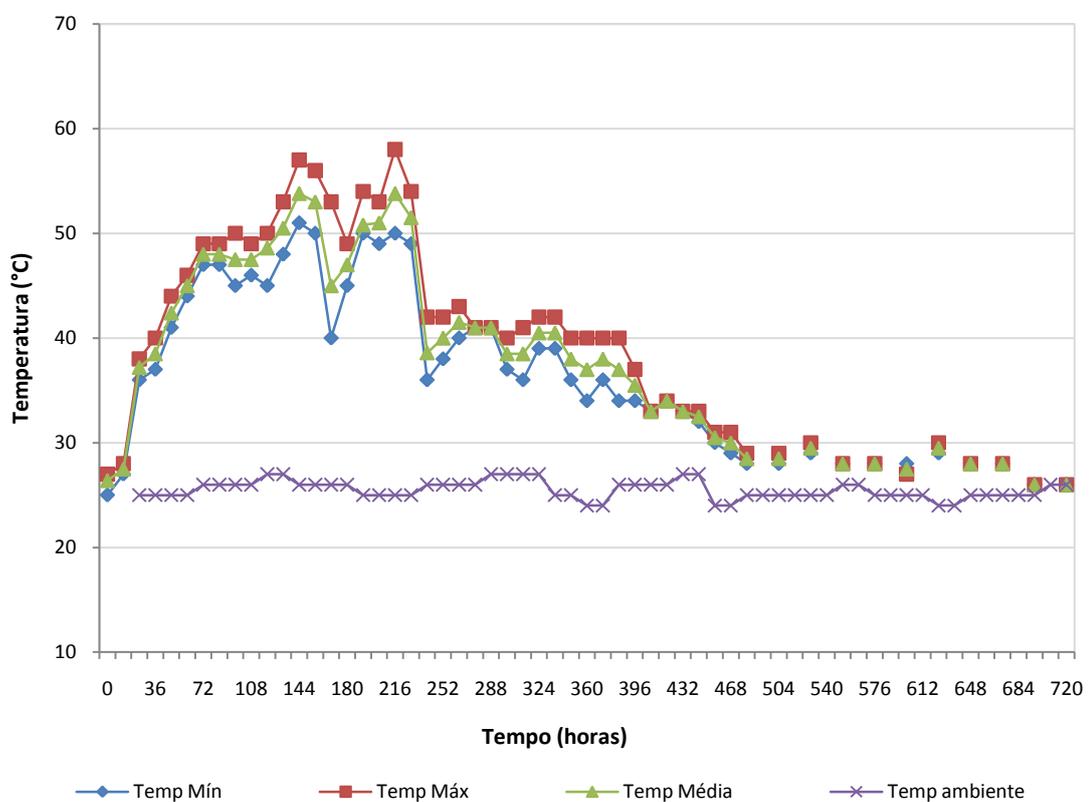


Figura 6: Variação da temperatura ao longo do tempo para o reator 3 e da temperatura ambiente (média, mínima e máxima dos cinco pontos de medição dentro do reator para cada tomada).

Por outro lado, o reator 2, embora tenha alcançado temperaturas superiores a 40°C mais lentamente que os demais experimentos, em 72 horas, manteve-se na fase termofílica por cerca de 216 horas (9 dias) (Figura 5).

O melhor desempenho foi apresentado pelo reator 3, que manteve temperaturas superiores a 40°C por 384 horas, ou seja, cerca de 16 dias (Figura 6). O reator 3 também foi o responsável por alcançar as maiores temperaturas, pois registrou picos de temperatura de 58°C (216 horas) e atingiu temperaturas de 67°C em outras rodadas, enquanto os demais experimentos registraram 46°C (192 horas) e 53°C (180 horas), respectivamente, reator 1 e 2.

O reator 1 não atingiu temperaturas de desinfecção ( $\geq 50^\circ\text{C}$ ), apenas alcançou a fase termofílica e permaneceu por poucas horas até se igualar à temperatura ambiente. O reator 2 alcançou a fase termofílica após 84 horas do início do processo e atingiu temperatura de desinfecção, porém permaneceu nessa por poucas horas (156 a 192 horas), depois declinou bruscamente até se igualar à temperatura ambiente. Ao contrário dos demais, o reator 3 alcançou a fase termofílica em 60 horas e a temperatura subiu progressivamente até atingir 50°C em 84 horas, mantendo-se superior até cerca de 240 horas ( $\sim 7$  dias). A partir daí, permaneceu na fase de transição até por volta de 396 horas e, após isso, a temperatura foi declinando rapidamente, fato que indica que a matéria orgânica mais facilmente degradável poderia ter sido rapidamente esgotada (Yu et al., 2008).

O aumento da temperatura até a fase termofílica ( $> 45^\circ\text{C}$ ) em algumas horas indica que a mistura está funcionando bem (Haug, 1993; Chiumenti et al., 2005). No reator 3, esse aumento ocorreu em pouco mais de dois dias e foi mais rápido do que nos demais reatores, onde levaram quase 4 dias. A velocidade com que a temperatura aumenta depende, portanto, da composição do substrato quando à umidade inicial, pH e nutrientes não são fatores limitantes. A temperatura aumenta no composto como resultado da atividade dos microrganismos.

Niwagaba et al. (2009), estudando compostagem de fezes e cinzas, também obtiveram temperaturas elevadas em apenas dois dias, que se mantiveram superiores a 50°C de 4 a 12 dias, depois declinaram rapidamente a temperaturas inferiores a 50°C. Quando a compostagem de fezes foi combinada com resíduos alimentares, as altas temperaturas se mantiveram por um período mais longo ( $> 2$  semanas).

O conteúdo facilmente disponível de matéria orgânica nas fezes parece ser demasiado baixo para manter a temperatura elevada durante maior período de tempo em compostagem. Assim, alguns autores (Vinnerås et al., 200X; Niwagaba, 2007; Niwagaba et al., 2009) sugerem a utilização de resíduos alimentares para manter por mais tempo as altas temperaturas. Caso os resíduos de alimentos não sejam utilizados, o problema ainda poderia ser contornado pela utilização de maiores massas de composto contendo apenas fezes ou ainda utilizar a serragem ao invés de cinzas poderia atenuar o problema.

Em todos os reatores, as concentrações iniciais de coliformes totais foram de  $10^6 - 10^7$  NMP/g, enquanto as concentrações de *E. coli* foram entre  $10^5 - 10^7$  NMP/g conforme mostra a Tabela 6. Niwagaba et al. (2009b) relataram concentrações iniciais de *E. coli* menores entre  $10^3 - 10^5$  NMP/g e, para Germer et al. (2010), a carga inicial foi de  $10^5$  NMP/g. As

concentrações de coliformes total e *E. coli* medidas nos compostos são encontradas na mesma magnitude que nos sanitários segregadores de urina e nos sanitários compostáveis em condições ambientais semelhantes (Peasey, 2001; Redlinger et al. 2001). Poucos resultados de estudos quantitativos desses microrganismos nas câmaras de coleta dos sanitários estão disponíveis.

Tabela 6: Concentração de coliformes total e *Escherichia coli* (NMP/g) nos reatores 1, 2 e 3 durante 4 semanas de compostagem.

Organismos	Experimento F/S (%)	Inicial	7º dia	14º dia	21º dia	28º dia
Coliformes totais	60	7,2E+06	9,8E+05	2,3E+04	3,0E+03	1,4E+05
	40	9,1E+06	2,1E+05	1,6E+03	1,1E+03	9,8E+02
	30	7,3E+07	3,6E+04	9,5E+01	n.d.	n.d.
<i>E. coli</i>	60	1,1E+05	2,6E+04	1,7E+03	2,1E+02	1,1E+03
	40	6,2E+05	3,1E+04	1,1E+03	4,8E+02	2,9E+02
	30	4,6E+07	9,7E+03	2,0E+01	n.d.	n.d.

n.d. = não detectado. Limite de detecção do método é 1 NMP/g.

Usando a lei de Chick (1908) e também a referência de Kansime e Nalubega (1999), o decaimento de bactérias corresponde a uma equação de decaimento de primeira ordem, como se segue na Eq. 4:

$$\ln\left(\frac{C_t}{C_0}\right) = -kt \quad (\text{Eq. 4})$$

onde  $k$  é a constante de decaimento ( $d^{-1}$ ),  $C_0$  é a concentração inicial de bactérias no tempo  $t = 0$  e  $C_t$  é a concentração de bactérias no tempo  $t$ . O cálculo da taxa de decaimento (valores de  $k$ ) de coliformes totais e *E. coli* para diferentes proporções de serragem estudadas e os valores relatados na literatura são apresentados na Tabela 7.

A taxa de decaimento foi maior para o reator 3 quando comparada aos reatores 1 e 2 para as diferentes proporções de serragem. Para todos os reatores, a maior redução foi observada na primeira semana e a taxa foi diminuindo gradualmente com o tempo. Tal observação está de acordo com a literatura, que afirma que os microrganismos não morrem a uma taxa constante (Easton et al., 2005; Madigan e Martinko, 2006).

Tabela 7: Valores de  $k$  para o decaimento de patógenos durante 30 dias de compostagem de fezes humanas.

Duração (dias)	Easton et al. (2005)		Niwagaba et al. (2009) <sup>1</sup>	F/S (%)					
				60		40		30	
	CT	<i>E. coli</i>	<i>E. coli</i>	CT	<i>E. coli</i>	CT	<i>E. coli</i>	CT	<i>E. coli</i>
1-7	0,31	0,33	0,29	0,29	0,21	0,54	0,43	1,09	1,21
8-14	0,20	0,18	-	0,27	0,19	0,35	0,24	0,42	0,44
15-21	0,10	0,12	0,15	0,10	0,10	0,02	0,04	0,33	0,25

Legenda: 1- serragem; CT- coliformes totais.

Os valores de  $k$  obtidos são maiores que os alcançados por Niwagaba et al. (2009b) ao estudar o impacto da utilização de cinza de madeira e serragem nas câmaras de compostagem dos *urine diversion dry toilets* (UDDTs) em Uganda e maiores também que os obtidos por Easton et al. (2005) em um estudo sobre higienização da matéria fecal. Niwagaba et al. (2009b) justificam que essas variações provavelmente são atribuídas a diferenças no método de higienização, que incluem o armazenamento de matéria fecal em condições de chuva (como em Easton et al., 2005) e o armazenamento em condições secas reforçado por aditivos como cinza de madeira ou serragem.

As Figuras 7 e 8 apresentam, respectivamente, o decaimento de coliformes totais e *Escherichia coli* durante quatro semanas de experimento para os três reatores estudados. O reator 3 manteve temperaturas superiores a 50°C por 7 dias e neste composto não foi detectado *E. coli* em 3 semanas (Figura 8). Os valores acima de 50°C foram bastante elevados, atingiram picos de 67°C e houve temperaturas maiores que 60°C durante pelo menos 1 dia, sugerindo que a relação tempo-temperatura é muito importante e que a higienização pode ser realizada durante períodos mais curtos a temperaturas mais elevadas, conforme relatam Feachem et al. (1983). Esses resultados também concordam com outros estudos que relataram que a compostagem a 50-55°C resulta em um decaimento de *E. coli* em 3 dias a 2 semanas (Jepsen, 1997).

No reator 2, temperaturas maiores que 50°C foram mantidas por apenas 2 dias e *E. coli* foi detectada em concentrações de 10<sup>2</sup> NMP/g. Por outro lado, o reator 1 registrou uma máxima de 46°C, não atingindo portanto temperatura de desinfecção e, mesmo assim, teve redução de 10<sup>5</sup> para 10<sup>2</sup> NMP/g ao longo de 21 dias. Entretanto, no 28º dia foi detectado aumento na concentração de coliformes totais e *E. coli* (Figuras 7 e 8), sugerindo que ou houve recrescimento ou, como a mistura não é homogênea e a temperatura pode variar de um ponto para o outro dentro do reator, houve sobrevivência de organismos em alguma parte do composto.

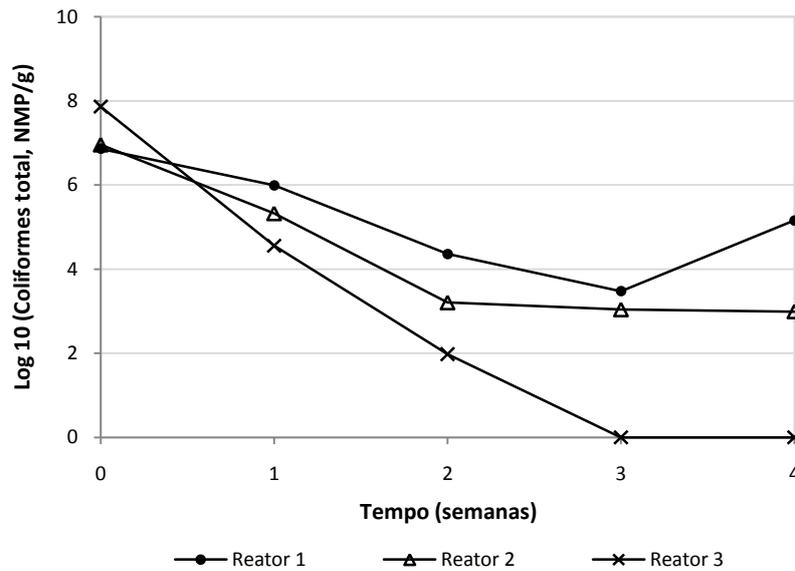


Figura 7: Mudanças para Coliformes total (log10 NMP/g) ao longo do tempo nos três reatores.

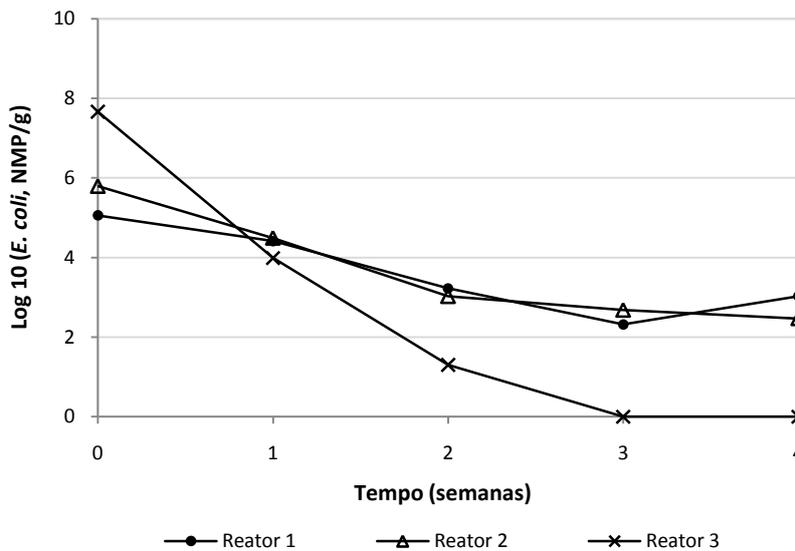


Figura 8: Mudanças para *Escherichia coli* (log10 NMP/g) ao longo de tempo nos três reatores.

Os resultados obtidos foram similares aos de Niwagaba et al. (2009a), nos quais, em compostos em que as temperaturas de desinfecção ( $\geq 50^{\circ}\text{C}$ ) foram mantidas por curtos períodos ( $< 4$  dias), *E. coli* foi detectada em todas as amostras em concentrações  $>10^3$  NMP/g. Em outros compostos, nos quais a temperatura  $\geq 50^{\circ}\text{C}$  foi mantida por mais de 4 dias, *E. coli* não foi detectada, mas depois reapareceu no final do experimento. Por fim, nos compostos onde  $\geq 50^{\circ}\text{C}$  foi mantida de 4 a 8 dias, foi realizada redução maior que  $3\log_{10}$  para *E. coli* e coliformes totais abaixo do limite de detecção.

Vinnerås et al. (2007) relatam que, apesar de atingir temperaturas ideais de higienização, não há garantia de que os organismos patogênicos foram erradicados do composto. Esse potencial de sobrevivência é largamente atribuído à natureza heterogênea do substrato em

compostagem e ressalta a importância do revolvimento durante o processo (Niwağaba, 2009).

O recrescimento ou mesmo sobrevivência de alguns microrganismos em compostos, mesmo após obter as condições ideais indicadas pela literatura, poderia ser resultado de uma mistura incompleta do composto e/ou a sobrevivência em zonas de baixa temperatura, pois dentro dos reatores a temperatura comumente não é a mesma em todos os pontos, dada a característica heterogênea do material. Isso pode ser ainda mais complicado quando os reatores são de grandes dimensões. Tal fato mostra a importância de um bom design e uma manipulação planejada do material em compostagem e também a importância do revolvimento tanto para manutenção da aeração quanto para homogeneização do material.

Ao analisar outro microrganismo indicador fecal, Niwağaba (2007) atribuiu a dificuldade de realizar com a mesma eficiência o revolvimento em reatores de maiores escalas. Não detectou *Enterococcus* spp. após manter por 8 dias temperaturas  $\geq 50^{\circ}\text{C}$  em reatores de 78 litros, mas não obteve o mesmo desempenho em reatores de 216 litros, mesmo mantendo as temperaturas  $\geq 50^{\circ}\text{C}$  por 12 dias, ou seja, por mais tempo.

Outros parâmetros como umidade, pH e competição entre microrganismos podem contribuir para a redução ou destruição de organismos patogênicos nos compostos, justificando a redução da concentração de *E. coli* nos reatores 1 e 2, mesmo sem atingir temperaturas superiores a  $50^{\circ}\text{C}$ .

A combinação letal para todos os patógenos excretados nas fezes, incluindo o mais resistente *Ascaris*, é 1 hora  $\geq 62^{\circ}\text{C}$ , 1 dia a  $\geq 50^{\circ}\text{C}$  e 1 semana a  $\geq 46^{\circ}\text{C}$ . Outros autores (Schönning, Stenström, 2004; Niwağaba, 2007) recomendam que cerca de duas semanas de compostagem a temperatura superior a  $50^{\circ}\text{C}$  podem ser suficientes para um bom desempenho e higienização dos compostos. Niwağaba (2007) em menos de 12 dias não detectou *E. coli*. De acordo com o Cornell Waste Management Institute (2005), a  $70^{\circ}\text{C}$ , o tempo de sobrevivência para a maior parte dos patógenos é muito curto.

Conforme se constatou com os resultados obtidos através da análise microbiológica de *E. coli*, cerca de uma semana de compostagem em temperatura superior a  $50^{\circ}\text{C}$  pode ser suficiente para obter bom desempenho na higienização do composto. Para a estabilização do composto, é necessário maior tempo para concluir o processo.

Análises de ovos de helmintos também foram realizadas, mas nenhum ovo foi encontrado nas amostras, o que dificultou a análise de eficiência do processo em relação a esses organismos, citados pela literatura como os mais resistentes. O fato é justificado pela origem das amostras utilizadas nos experimentos. O laboratório onde as amostras foram coletadas atende a população de bairros de classe média e alta e a incidência de parasitos é baixa, sendo a maior positividade registrada para protozoários (com. pessoal). No laboratório em questão, entre os meses de abril e novembro de 2009, período que compreendeu a coleta de material, de um total de 5317 pacientes atendidos, apenas 87, ou seja, cerca de 2%, foi positivo para helmintos. Quando se analisou a positividade apenas para *Ascaris*, os valores encontrados foram ainda menores, cerca de 0,24%.

O mesmo ocorreu quando a coleta foi realizada no Laboratório Municipal de Saúde. Embora este atenda pacientes do SUS (Sistema Único de Saúde) cujo perfil compreende todas as classes sociais, a porcentagem de resultados positivos para *Ascaris lumbricoides* referente aos meses de janeiro a junho de 2008, período de coleta do material, foi de 5,5% num total de 23 mil pacientes analisados.

Então, ao misturar as amostras para montar o reator e ainda com a inclusão da serragem, o material sofreu o efeito da diluição, que acaba por prejudicar a análise nesse sentido. Os dados de ambos os laboratórios são apresentados em Anexo.

### 5.3 Relação Carbono/Nitrogênio

A relação C/N é um dos mais importantes parâmetros utilizados para avaliação da eficiência do processo de compostagem e na determinação da maturidade do composto. Os microrganismos necessitam de carbono como fonte de energia e de nitrogênio para a síntese de proteínas. De uma maneira geral, para alta eficiência da compostagem, a literatura recomenda como valores ótimos para a relação C/N, a variação em torno de 25 a 35 para 1.

Para identificar a maturidade do composto, uma grande variação da relação C/N tem sido relatada na literatura. Este valor depende dos tipos de resíduos, de sua taxa de degradação e do destino do carbono e do nitrogênio durante a compostagem. Yadav et al. (2010) relata que isto indica que a relação C/N não deve ser usada como critério de maturidade para a compostagem de resíduos, sobretudo se o resíduo em questão é rico em nitrogênio (Joseph 1999).

Entretanto, para Kiehl (1985) e Pereira Neto (1996), os compostos semi maturados apresentam uma relação final de C/N de 18/1. Para compostos maturados, Pereira Neto (1987; 1996) relatam uma relação C/N entre 8/1 a 15/1, enquanto para Kiehl (1985) a relação C/N é menor que 18/1 até valores de 10/1.

A relação C/N inicial para as três proporções de serragem analisadas foi em um intervalo entre 20 e 30, conforme apresenta a Tabela 8. Sendo que a maior relação C/N inicial foi do composto com maior percentual de serragem (reator 3).

Tabela 8: Relação C/N inicial e após 30 dias de compostagem para três proporções de serragem estudadas.

Reator	F/S	C/N inicial	C/N final
1	60	20	19
2	40	25	13
3	30	30	16

A relação C/N diminuiu com o tempo em todos os reatores. A queda gradual da relação C/N durante o processo de compostagem indica que o carbono está sendo consumido pela respiração e eliminado na forma de CO<sub>2</sub> (Jahnel et al., 1999).

A biodegradabilidade do carbono fecal no processo de compostagem foi avaliada através da redução da massa do carbono no material fecal em compostagem. Para cada proporção F/S analisada foram encontradas diferentes porcentagens de biodegradação do carbono fecal. Para o reator 1 e 2 a degradação foi de 56% e 23%, respectivamente, enquanto para o reator 3, a degradação do carbono fecal em CO<sub>2</sub> variou entre 66 e 75%. Comparando os resultados com a literatura, porcentagens maiores de biodegradação do carbono fecal foram observadas por Lopez Zavala et al. (2002) que relataram 80% de biodegradação do carbono fecal inicial no processo de compostagem e Hotta e Funamizi (2007) que encontraram uma porcentagem um pouco maior, de 85%.

As relações C/N finais foram na faixa entre 13 e 19, mostrando uma diminuição total de 35 e 37% após 30 dias de compostagem a partir dos valores iniciais (Tabela 8).

Durante o processo de compostagem das fezes com serragem, a relação C/N diminuiu de 25 para 13 no reator 2 e de 30 para 16 no reator 3, enquanto para o reator 1, este valor praticamente não foi alterado, conforme apresenta a Tabela 8.

Portanto, de acordo com as relações C/N indicadas pela literatura (Kiehl, 1985; Pereira Neto, 1987, 1996), apenas os compostos dos reatores 2 e 3 podem ser considerados estabilizados.

Germer et al. (2010) não identificou impacto das diferentes relações C/N variando entre 10 a 23 no desenvolvimento da temperatura, enquanto segundo os resultados obtidos a relação C/N de 30 foi a que apresentou as maiores temperaturas e além de atingir as temperaturas de desinfecção ( $\geq 50^{\circ}\text{C}$ ), as manteve por mais tempo.

Os resultados obtidos indicam que ao realizar a compostagem de fezes com serragem na proporção de F/S de 30%, obteve-se uma relação C/N de 30 que promoveu o aumento de temperatura alcançando temperaturas de desinfecção e as mantendo por mais tempo (Figura 6). O que como consequência acarretou na eliminação dos microrganismos indicadores fecais em 21 dias e a estabilização do composto em 30 dias. Segundo Terazawa (1997) (apud Lopez Zavala et al., 2005), as relação F/S em banheiros secos normalmente é de 10%.

#### **5.4 Nitrogênio e pH**

Conforme já discutido, as relações entre carbono e nitrogênio influenciam na estabilização e na higienização dos compostos. Em relação ao nitrogênio, no sanitário compostável, assim como em outros sistemas de compostagem, as transformações deste nutriente são importantes sob dois pontos de vista. Um deles é o valor agronômico do composto que é concedido pela presença de macronutrientes, como N, P e K e o outro, as emissões de amônia para a atmosfera que pode ser consideradas uma ameaça ao ambiente. Portanto, as emissões de amônia devem ser limitadas ao sanitário para melhorar a qualidade agronômica do produto da compostagem e evitar impactos ambientais adversos.

As concentrações inicial e final dos compostos dos reatores 1, 2 e 3 são apresentadas na Tabela 9. Yadav et al. (2010) pesquisando o tratamento de fezes através da vermicompostagem na Índia, obteve um composto final com concentração de nitrogênio de

28 g/kg, muito similar as concentrações obtidas no presente estudo com compostagem de fezes com serragem.

A maior perda de nitrogênio foi registrada no reator 1 e 2, sendo a perda de 37% em base seca, enquanto no reator 3 a perda foi de 16%. Sendo assim, entre 63-84% do nitrogênio fecal se acumulam no reator como tipo biologicamente inerte de matéria orgânica que pode ser reutilizado. Embora geralmente a concentração de nitrogênio durante a biodegradação aumente devido à mineralização da matéria orgânica, no presente estudo, o nitrogênio foi perdido.

Outros estudos com compostagem de fezes e serragem (Lopez Zavala et al., 2005; Hotta e Funamizu, 2007) tiveram reduções de nitrogênio total ainda maiores que as registradas no presente estudo (Tabela 9). Além disso, Lopez Zavala et al. (2005) encontraram que as reduções de nitrogênio total foram equivalentes as concentrações de  $\text{NH}_3$  liberado nos reatores e não detectou a formação de nitritos e nitratos no composto produzido durante os ensaios.

Tabela 9: Concentração inicial e final de nitrogênio no composto para as três relações de F/S, em porcentagem e concentração, e a porcentagem de perda do nutriente durante a compostagem de fezes humanas comparado com a literatura.

Reator	% N* inicial	N* (g/kg composto)	% N* final	N* (g/kg composto)	% Perda de N	Lopez Zavala et al. (2002, 2005)	Hotta e Funamizu (2007)	Yadav et al. (2010)
1	4,21	42,1	2,71	27,1	36,6			
2	5,32	53,2	3,46	34,6	36,2	94%	66%	32%
3	3,47	34,7	2,94	29,4	15,5			

\*Valores em peso seco.

As reduções de nitrogênio total nos reatores de compostagem são causados por amonificação do nitrogênio orgânico contido nas fezes e por volatilização da amônia nos reatores de compostagem devido aos altos valores de pH durante o processo (> 8) e as altas temperaturas atingidas (Lopez Zavala et al., 2005).

A produção de amônia aumenta os valores de pH, que associados as altas temperaturas do processo de compostagem ocasionam a volatilização da amônia.

Os valores iniciais de pH foram semelhantes para as três proporções de serragem nas amostras de fezes estudadas, sendo em média 6,5. Logo, conclui-se que a variação na proporção de serragem nas fezes não exerceu influência sobre o parâmetro. Além disso, segundo Sundberg et al. (2004), o valor indicado de pH do substrato para iniciar o processo é entre 6,5 e 9,0, o que torna o valor médio de 6,5 adequado para o início do experimento.

Na evolução do pH ao longo da compostagem, notou-se que o pH diminuiu durante os primeiros dias e posteriormente aumentou. Valores de pH 9,0 foram alcançados entre o nono e o décimo dias para os três sistemas, com as três proporções diferentes de serragem.

Depois foi observada uma tendência à estabilização, com valores de pH em torno de 8,9 e 9,1 para todos os sistemas, conforme mostra a Figura 9. Por fim, entre o 50º e o 60º dias, os compostos apresentaram queda do pH para valores entre 6,5 a 7,0.

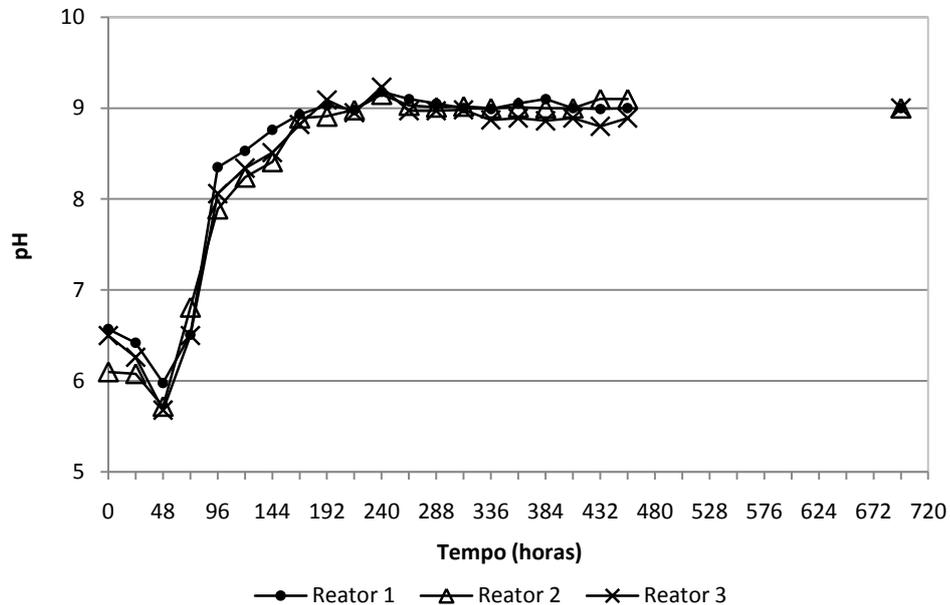


Figura 9: Variação do pH durante a compostagem de fezes humanas.

Em uma descrição mais detalhada, no início do processo, o pH normalmente declina, como mostrado na Figura 9. Esse comportamento foi notado até o segundo dia, quando o pH apresentou aumento. Bidone (2001) esclarece que esse fenômeno inicial de declínio do pH é provocado pela formação de ácidos orgânicos, que logo são degradados, gerando então o posterior aumento do pH.

Os ácidos orgânicos, formados no início do processo e que provocam o declínio do pH, são produzidos através da fermentação da matéria orgânica facilmente degradável. Durante esta etapa, o principal produto é geralmente o ácido lático ou acético, abaixando o pH. Em seguida, os ácidos são consumidos e ocorre produção de amônia e ácidos húmicos, elevando o pH. A estabilização acontece entre 7,5 a 8,5. Outros autores relataram resultados similares (Niwagaba, 2007; Yadav et al., 2010).

Niwagaba (2009), realizando compostagem de fezes misturadas com cinzas, serragem e resíduos de alimentos, obteve valores de pH que variaram de 6,9 a 9,4, com a estabilização observada após três semanas, permanecendo entre 8,5 e 9,7. O autor ainda relata que compostos com pH inicial inferior a 6,5 não se auto-aqueceram.

Vinnerås (2007) mostrou que o processo de compostagem foi prejudicado ao incluir mais cinzas no processo e ter um pH superior a 10. Portanto, ter cinzas no substrato pode melhorar a velocidade do processo de compostagem das fezes, mas, se o sistema se tornar muito básico, a compostagem é afetada.

Quanto aos organismos patogênicos, o pH é o fator limitante mais importante na determinação da viabilidade de ovos de helmintos; quanto mais alto o pH, menor a concentração de ovos (Peasey, 2000).

Então, conforme discutido anteriormente, durante a compostagem, o pH aumentou para valores superiores a 8, logo nos primeiros dias e depois se manteve constante em torno de 8,0 e 9,0 em todos os compostos. Portanto, durante o período inicial o nitrogênio pode ter sido perdido na forma de amônia.

Entre outros fatores, a temperatura tem uma grande importância na compostagem, não só como fator para eliminação de microrganismos patogênicos, mas também associado ao pH, como fator que influencia a conservação ou perda de nutrientes. Como o comportamento do pH observado para os três sistemas foi bem parecido, a maior porcentagem de perda de nitrogênio para o composto do reator não parece associado as maiores temperaturas alcançadas pelo sistema como também o maior tempo mantido em temperaturas na fase termofílica. A maioria dos sistemas de compostagem enfrenta volatilização da amônia em temperaturas termofílicas.

### **5.5 Fósforo**

O conteúdo inicial de fósforo para todos os compostos variou em uma faixa de 4,5 a 17,5 g/kg (peso seco) enquanto ao final da compostagem, a faixa de variação foi de 4,2 a 30,0 g/kg (peso seco) nos diferentes compostos. Após 30 dias de compostagem, os compostos apresentaram um aumento de 0,9 a 1,4 vezes na concentração de fósforo total no composto final comparado a sua concentração de fósforo inicial.

A oxidação da matéria orgânica para CO<sub>2</sub>, realizada microbiologicamente pelo processo de compostagem, faz com que ocorra relativo aumento nos teores de nutrientes. Porém, outro fator pode influenciar o aumento da concentração de fósforo nos compostos está associado à redução da umidade ao longo do tempo em todos os reatores.

Dessa forma, o fósforo parece não influenciar no processo quanto à higienização do composto, porém o aumento da concentração do nutriente no composto indica que o processo está em estabilização.

### **5.6 Umidade**

O controle da umidade é um fator importante no manejo do sanitário compostável. Em média, o teor de umidade inicial para os três reatores foi de 60%, 56% e 53%, respectivamente, para 1, 2 e 3. Essa diferença inicial está relacionada à diferentes quantidades de serragem utilizada em cada reator, que é a responsável pela absorção da elevada umidade que as fezes apresentam.

O reator 1 não atingiu temperatura de desinfecção ( $\geq 50^{\circ}\text{C}$ ), sugerindo que a umidade no limite do teor ótimo provavelmente influenciou negativamente o início do processo de compostagem. O reator 2 atingiu temperatura de desinfecção, porém com atraso em relação ao reator 3. O reator 2 atingiu  $50^{\circ}\text{C}$  próximo ao sétimo dia, quando o valor de umidade foi reduzido para 51,5%, enquanto o reator 3 com pouco mais de três dias já tinha alcançado

essa temperatura. Sendo assim, valores próximos a 50% de umidade se apresentaram como mais adequados ao sucesso do processo.

Os compostos com umidade inicial maior que 63% não atingem temperatura de desinfecção e, com 63% de umidade inicial, essas temperaturas são alcançadas, porém lentamente (Niwagaba, 2007). O teor ótimo de umidade, de maneira geral, compreende-se entre 50 a 60% (Tsutiya et al., 2001; Lopez Zavala, 2004), mas alguns autores ampliam essa faixa para entre 40-60%. Embora todos os compostos tenham iniciado o processo entre a faixa considerada ótima pela literatura, o teor de umidade próximo a 50% parece o mais adequado ao bom desempenho do processo.

A mais rápida ascensão da temperatura no reator 3 indica que pode ser melhor iniciar o processo de compostagem com menor umidade, pois a alta umidade parece inibir ou retardar o processo. Os altos teores de umidade fazem com que a água ocupe os espaços vazios da massa, impedindo a livre passagem do oxigênio (Fonseca, 2000, Andreoli, 2001). Esse fato é uma provável razão para o reator 1 não ter alcançado temperaturas de desinfecção.

A umidade em todos os reatores apresentou uma tendência à redução nas suas porcentagens ao longo do tempo. Entretanto, no início do processo de compostagem, as células ainda estão intactas e, ao longo do processo, quando as células se desintegram, mais umidade é liberada e, muitas vezes, isso acarreta em aumento nos teores de umidade, como pode ser observado na Tabela 11 (item Umidade). Na Figura 10 este fato é visualmente perceptível por conta da alteração na estrutura física do composto ao longo do processo.



Figura 10: Aparência inicial do composto depois de misturar a serragem com as fezes e o composto após 30 dias de compostagem (Fotos: Thais C. Rebouças, 2009).

A compostagem em reatores fechados facilita a gestão da umidade, pois não é necessário adicionar água ao processo; já na compostagem aberta, ocorre mais perda de água, devido à evaporação.

A redução da umidade variou de 6 a 15% para o reator 1, foi de 15 a 20% para o reator 2 e de 8 a 29% para o reator 3. Durante a primeira semana, a maior redução foi de 28,5%, apresentada pelo reator 3, ocasionada pelo maior aumento de temperatura, que acarreta maior evaporação e portanto, maior perda de água do composto.

O odor associado aos sanitários secos é a principal preocupação dos usuários. Quando o teor de umidade é baixo (< 40%), odores desagradáveis (ou agressivos) foram significativamente menos perceptíveis (Redlinger et al., 2001). O odor é uma medida subjetiva, mas foi avaliado

quando eram realizados revolvimentos e coleta das amostras e era agressivo apenas nos primeiros dois dias após as misturas, quando se tem a produção dos ácidos orgânicos.

À medida que ocorria a estabilização do composto, foi notado que o odor do material era muito parecido ao de terra molhada. Entretanto, na segunda semana, foram percebidos odores de amônia, devido ao processo de volatilização da amônia que ocorreu no composto. Com exceção desse momento, emissões anaeróbias e odores estiveram ausentes. Isso significa que o oxigênio atinge zonas interiores e que a serragem mantém um ambiente completamente aeróbio para os microrganismos que atuam, principalmente, sobre o substrato constituído por fezes.

Os resultados de Redlinger et al. (2001) mostraram que 64,5% dos sanitários compostáveis estudados não apresentaram odor desagradável.

Observando os resultados obtidos, a umidade não variou muito durante o período de compostagem, com exceção do reator 3, e, portanto, seus efeitos sobre a redução de patógenos não poderiam ser facilmente quantificados. Assim, a umidade em reatores fechados parece não influenciar a redução de coliformes totais e *E. coli*.

Dessa forma, a compostagem aeróbia seria o mecanismo primário de desinfecção do composto. Redlinger (2001) concluiu que nos *dry-composting toilets* o mecanismo primário para redução de coliformes fecais foi a desidratação e não a compostagem aeróbia.

### 5.7 Valores de $E$ e $W$ e degradação da matéria orgânica

Segundo Haug (1993), os compostos com uma relação favorável entre a energia ( $E > 700$  cal/g) e a taxa de água ( $W < 8$ ) satisfazem os requisitos termodinâmicos para a elevação da temperatura e da evaporação da água.

Das três proporções de serragem analisadas, apenas o reator 3 reuniu esses requisitos para o bom funcionamento da compostagem. Os valores obtidos para  $E$  e  $W$  para todos os compostos são apresentados na Tabela 10. Os valores de  $E$  variaram bastante para o reator 3, entre 868 e 1422 cal/g, enquanto o valor de  $W$  variou bem menos, entre 4 e 6.

Tabela 10: Características físico-químicas iniciais dos compostos provenientes das três relações de F/S estudadas (o tempo inicial foi considerado os sete primeiros dias).

Parâmetros	Reator 1	Reator 2	Reator 3
	F/S 60	F/S 40	F/S 30
pH <sub>inicial</sub>	6,6	6,3	6,6
% SF <sub>inicial</sub>	10,9	9,3	9,8
T <sub>máx</sub> (°C)	46	52	63,8
$km^1$	15,5	23,5	61,8
$E$ , cal/g <sup>2</sup>	265	418	1131
$W$	29	14	5

Legenda: 1- Porcentagem (%) de degradação da matéria orgânica; 2- Para calcular  $E$ , o valor adotado de H foi de 5550 cal/g (Haug, 1993). Obs.: reator 1 e 2 n = 3; reator 3 n = 6.

Os requisitos termodinâmicos sugeridos por Haug (1993) foram coerentes com as temperaturas alcançadas nos três reatores. O reator 1, que obteve os menores valores de  $E$  e os mais elevados de  $W$ , não alcançou temperatura de desinfecção e o reator 2, que obteve valores mais próximos ao sugerido pela literatura, alcançou temperatura de desinfecção porém a manteve por um tempo muito reduzido. Já o reator 3, que reuniu os requisitos ideais, alcançou a temperatura de desinfecção e a manteve por mais tempo.

As equações para determinar os valores de  $E$  e  $W$  são sensíveis a pequenas alterações na porcentagem de sólidos fixos e, ademais, apenas um valor da literatura foi utilizado para  $H$ , que é o valor liberado quando a matéria orgânica é degradada.

Na Figura 11 são plotados os valores de  $E$  e  $W$  calculados para todos os compostos estudados e é mostrado que a regra para  $E$  e  $W$  concorda bem com os resultados obtidos em relação ao comportamento da temperatura e da umidade. Todos os compostos que atingiram temperaturas termofílicas tinham  $E > 700$  cal/g e  $W < 8$ , demonstrando que esses critérios são importantes. Isso realça a força de que os cálculos de  $E$  e  $W$  são valiosos para prever o desempenho do composto. Mesmo assim, mais estudos são necessários.

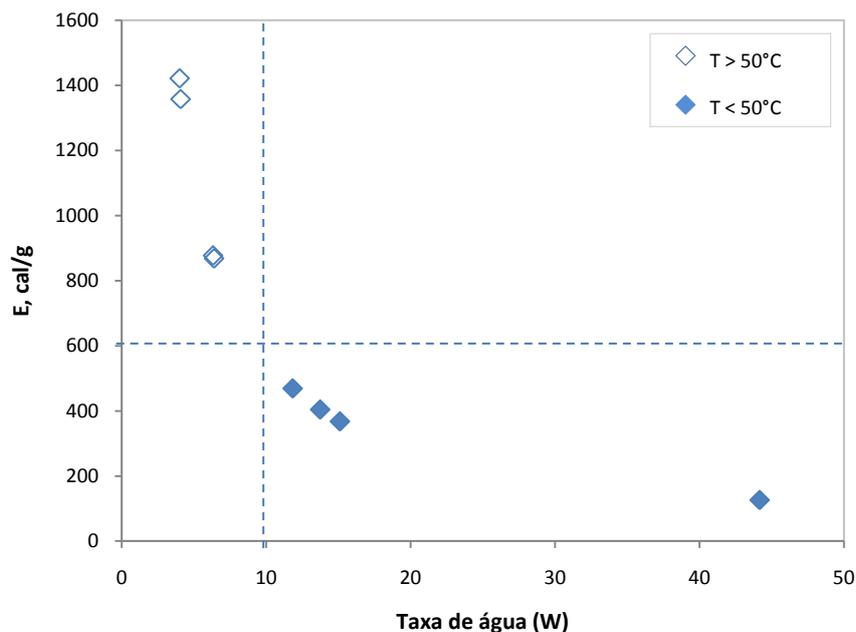


Figura 11: Valores calculados da relação de energia  $E$  (cal/g) e relação de água  $W$ . As linhas pontilhadas são os valores limites para compostos não funcionais.

A degradação da matéria orgânica ( $km$ ) na primeira semana para o reator 1 foi de apenas 10% e a do reator 2 não alcançou 30%. No reator 3, a degradação variou de 50-76%, registrando porcentagens maiores que as obtidas por Niwagaba (2007).

Niwagaba (2007) obteve melhores valores de  $E$  e  $W$  ao compostar fezes com resíduos de alimentos que fezes com cinzas. Além da maior degradação do composto com resíduos de alimentos, cerca de 1,5 a 2 vezes maior que aqueles compostados apenas com cinzas, a temperatura de desinfecção foi mantida durante mais tempo. A porcentagem inicial elevada de sólidos fixos (SF) parece ter comprometido o desempenho do processo de compostagem

quando cinzas são utilizadas. O problema que não ocorreu na utilização da serragem, visto que esta possui elevada porcentagem de sólidos voláteis (cerca de 85%).

Portanto, compostos com teores elevados de matéria inorgânica (SF) podem ter seu desempenho no processo prejudicado. Neste caso, a utilização de 40-50% de serragem (peso úmido) mesmo naqueles compostos com cinzas de madeira pode atingir temperaturas de desinfecção (Niwagaba, 2007). Uma vantagem da serragem em relação a cinza é que não é necessário peneirá-la para remover o excesso no composto. Ao se utilizar cinzas de madeira, pode ser necessário o peneiramento do composto para reduzir a fração inorgânica e esse procedimento, além de não ser higiênico, expõe o usuário do sanitário e traz riscos a saúde.

### **5.8 Atividade biológica em termos de sólidos totais e sólidos voláteis**

A eficiência do processo de compostagem (biodegradabilidade) pode ser medida através da quantificação das reduções de sólidos totais e voláteis, que permitem medir a quantidade de resíduo acumulado no reator e, portanto, funcionando como parâmetros para auxiliar seu dimensionamento.

O conhecimento da quantidade e qualidade do composto produzido durante a biodegradação aeróbia das fezes possibilita o adequado modelo e operação de todo sistema do sanitário compostável, visto que a quantidade de resíduo remanescente aumenta com o tempo e a composição dos resíduos determina a qualidade do composto gerado (Lopez Zavala et al., 2002).

Lopez Zavala et al. (2005), estudando a atividade biológica em reatores de compostagem para diferentes cargas orgânicas (fezes/serragem: 5, 10, 15, 20 e 25%), observaram que redução de ST aumentou linearmente com o aumento da quantidade de fezes e obteve uma taxa de redução de ST de aproximadamente 56%. A tendência é semelhante à redução de SV, porém com reduções próximas a 70%. Para ambos os parâmetros, a redução é independente da carga orgânica. Conforme os resultados obtidos por Lopez Zavala et al. (2005), a carga orgânica (F/S) não seria um fator limitante para a biodegradação aeróbia das fezes utilizando serragem como matriz, pelo menos no intervalo de tempo analisado (entre 15 e 30 dias) e nas condições ambientais fixadas durante o experimento, como a temperatura dos reatores mantida a 55°C e aeração. Os resultados de Lopez Zavala et al. (2005) mostram que a biodegradação de fezes em termos de ST e SV, sob condições termofílicas, é mantida constante independentemente da carga orgânica até a relação de F/S igual a 25%

Entretanto, no presente estudo, a redução de ST e de SV foi diferente para cada relação F/S estudada, ou seja, relações F/S maiores que 25%. Para ST, a degradação foi de 48%, 34% e até 64% para os reatores 1, 2 e 3, respectivamente. Concluindo que a partir da relação de F/S de 30% e diante de condições ambientais e práticas diferentes, a carga orgânica parece influenciar na biodegradação aeróbia das fezes. Além disso, as limitações para aumentar a carga orgânica serão impostas também por restrições relacionadas ao aumento nos teores de umidade do que somente na carga orgânica em si, já que o aumento da quantidade de fezes para ser compostada implica necessariamente em elevados teores de umidade na matriz de compostagem, a serragem.

Além do aumento das proporções F/S, outras duas condições devem ser levadas em consideração. A temperatura ao longo do processo não foi controlada, portanto apresentou variações, ao contrário do trabalho de Lopez Zavala et al. (2005) no qual os reatores permaneceram sob temperatura constante na fase termofílica. E a outra limitação está associada à manutenção das condições aeróbias na matriz de serragem, pois a aeração e o revolvimento, utilizado no presente trabalho, podem ter efeitos diferentes no processo de biodegradação das fezes, devido a heterogeneidade do composto, a eficácia da mistura, a quantidade de ar (oxigênio) transportado através das zonas interiores do composto e o modelo de aeração associado a cada processo.

Os resultados apresentados na Tabela 10 demonstram a degradação da matéria orgânica (*km*) na primeira semana. Na Tabela 11, os valores apresentados são para a degradação dos sólidos voláteis ao longo do tempo, no qual ainda se observou aumento na porcentagem de degradação, principalmente para F/S 30. A redução significativa dos sólidos voláteis é um dos indicativos utilizados para medir a maturidade do composto (Yardav et al., 2010).

Tabela 11: Valores médios da variação dos parâmetros físico-químicos durante o processo de compostagem nos reatores 1, 2 e 3 com diferentes porcentagens de serragem.

Reator	F/S (%)	Amostra (dias)	pH	Umidade (%)	SV (%)	SV <sub>red</sub> (%)
1	60	1	6,6	57,4	90,1	0,0
		7	9,0	57,2	88,5	17,0
		14	9,1	53	89,2	35,1
		21	8,9	56,3	82,8	31,2
2	40	1	6,2	55,4	90,6	0,0
		7	8,6	52,9	87,9	23,6
		14	9,0	52,4	91,6	36,7
		21	9,0	50,9	81,3	33,6
3	30	1	6,6	53,3	91,1	0,0
		7	8,9	48,6	82,5	62,0
		14	89,0	46,4	88,3	64,5
		21	7,9	49,5	86,8	51,0
		28	7,3	45,9	81,2	74,5

Segundo Lopes Fernandes (1999), um processo de compostagem eficiente deve reduzir o teor de sólidos voláteis para cerca da metade de seu valor inicial considerando, contudo, que reduções entre 30 e 35% são suficientes.

As maiores reduções ocorreram até a terceira semana para os reatores 1 e 2, enquanto no reator 3 ainda observou-se reduções dos sólidos voláteis até o trigésimo dia (Tabela 11).

As reduções dos sólidos voláteis parecem associadas às altas temperaturas, sobretudo porque as maiores reduções foram alcançadas pelo reator 3, que obteve as maiores temperaturas e que permaneceu nelas por um período mais longo. Sendo que as maiores porcentagens de degradação estão associadas as misturas que alcançaram as maiores temperaturas. Segundo Lopez Zavala et al. (2004), o ótimo de temperatura do ponto de vista da biodegradabilidade das fezes compreende a faixa termofílica próxima a 60°C.

Para o reator 3 que obteve o melhor desempenho do processo, as reduções de sólidos voláteis variaram entre 50% e 76% para os primeiros trinta dias de compostagem. O alto grau de decomposição do composto faz com que esse método seja eficaz também para reduzir o volume do resíduo.

A serragem tem propriedades importantes como alta porosidade, alta retenção de ar e água e capacidade de drenagem, características que criam um bom ambiente aeróbio para o crescimento e atividade de microrganismos, especialmente notável nas fases iniciais da compostagem (Lopez Zavala et al., 2004).

Além de ter a finalidade de material estruturante e para controle de umidade, a serragem apresentou bons resultados aumentando a carga orgânica do composto e assim, minimizando o efeito da escala para reatores pequenos operados em batelada. Além das proporções de F/S com 4 kg de fezes (peso úmido), foram testados reatores com 0,5 kg, 1,0 kg e 3,0 kg de fezes (peso úmido) para a relação F/S de 30% e não foram alcançadas temperaturas de desinfecção.

Kitsiu e Terazawa (1999) observaram que as bactérias são os microrganismos responsáveis pela biodegradação das fezes no reator de compostagem. É importante mencionar que a serragem não é biodegradada por bactérias sob condições experimentais de alta temperatura e curto período de tempo (entre 6 e 11 dias) (Lopez Zavala et al. 2002; 2005). Dessa forma, a biodegradação ocorre somente nas fezes.

Os microrganismos responsáveis pela degradação da serragem são os actinomicetos e fungos, que param de crescer em temperaturas termofílicas (Kaiser, 1996). Foi observado o aparecimento de fungos após o resfriamento por volta 26º dia de compostagem em alguns reatores 3.

Vinnerås et al. (2003), em escala piloto utilizando reatores de 90 litros, obtiveram 74% da matéria orgânica degradada e convertida em água e CO<sub>2</sub> após 35 dias de compostagem e o conteúdo inorgânico do material aumentou de 14,3% para 39,3%, indicando o alto grau de degradação da matéria orgânica.

Durante 18 dias de compostagem em escala de laboratório, Vinnerås et al. (2003) obtiveram 53% de degradação da matéria orgânica para a mistura de fezes e resíduo de comida, 39% para a mistura de fezes, urina e resíduo de comida e 21% e 11% para compostagem de fezes e palha e compostagem de fezes e urina, respectivamente. Portanto, a maior elevação de temperatura ocorreu nos substratos que continha fezes e resíduos de alimentos e apenas fezes com resíduo palhoso. Sendo que fezes e resíduos de alimentos foram a melhor mistura para desinfecção de fezes por compostagem térmica.

Niwagaba (2007) não atingiu temperaturas de desinfecção ao compostar apenas fezes com cinzas em reatores de 78 litros, mas em reatores de 216 litros demonstrou que isso é possível, sendo as temperaturas sustentadas entre 4 e 12 dias. Isso ocorre provavelmente porque a mistura de fezes e cinzas não continha bastante material orgânico facilmente degradável e assim, este foi rapidamente esgotado.

### **5.9 Características físico-químicas do composto produzido**

Os compostos derivados de fezes humanas, algumas vezes misturadas aos resíduos orgânicos de alimentos, tem menor teor de nutrientes que a urina, principalmente no que diz respeito à concentração de nitrogênio disponível para as plantas. Devido à baixa disponibilidade de nitrogênio do composto derivado de fezes, eles são normalmente usados como condicionadores de solo ao invés de usados como adubo (Winker, 2009). Os condicionadores de solo particularmente melhorar a estrutura do solo e aumentam sua capacidade de retenção de água (Kiehl, 1985).

As excretas humanas possuem menor concentração de metais pesados que estrume animal e menos cádmio que os fertilizantes artificiais. No entanto, informações mais detalhadas sobre os compostos produzidos a partir de fezes humanas de sanitários segregadores ainda são pouco conhecidos (Winker, 2009). Valores semelhantes do tratamento fezes também são obtidos para a vermicompostagem, que normalmente resulta em um composto rico em nutrientes entre 2 e 4 meses de tratamento (Shalabi, 2006; Gupta e Garg; 2009; Yadav et al., 2010).

A Tabela 12 apresenta as características físico-químicas do composto obtido após 30 dias de compostagem de fezes humanas com diferentes proporções de serragem estudadas comparadas com a literatura.

A taxa de crescimento de uma planta, de modo genérico, é afetada pelo teor de nutrientes no seu tecido. A concentração dos elementos essenciais nas plantas pode exceder a concentração crítica, a concentração mínima necessária para o crescimento e pode haver alguma variação de uma espécie para outra de planta. Entretanto, Bonner (1976) fornece informações sobre as necessidades gerais das plantas (Tabela 12). Em termos gerais, a porcentagem de nitrogênio obtida no estudo para as três porcentagens estudadas de serragem foi bem superior, podendo ser o dobro, da concentração mínima necessária para o crescimento das plantas indicada pela literatura. Os valores são ainda maiores quando se compara a outros macronutrientes como P, K, Ca e Mg.

Os valores obtidos nos compostos provenientes do reator 3 (F/S 30) para os metais Zn, Cu, Cd, Cr, Pb e Ni estão bem abaixo dos valores estabelecidos pela resolução CONAMA nº 375/2006, que define critérios e procedimentos para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário.

As práticas e recomendações de uso agrícola para fezes humanas dependerão do tratamento aplicado. De uma maneira geral, as fezes não devem ser usadas para fertilizar hortaliças, frutas ou tubérculos de consumo cru, excluindo árvores frutíferas (Schönning e Stenström, 2004).

Tabela 12: Características físico-químicas do composto obtido para as três proporções de F/S estudadas após o processo de compostagem comparado com a literatura.

Parâmetros	F/S			Conama 375/2006	Yadav et al. (2010) <sup>1</sup>	Bonner (1976) <sup>2</sup>
	60	40	30			
Fezes, kg	4,0	4,0	4,0	-	-	
Serragem, kg	1,4	2,0	2,6			
Umidade (%)	59	52	51		43	
Matéria orgânica (%)	92	79	94			
pH	9,0	9,0	8,1			
pH após 60 dias	6,7	7,0	6,8		8,0	
Relação C/N	19/1	13/1	17/1		7/1	
N (%)	2,7	3,5	2,3		2,8	1,5
P (%)	0,43	0,8	0,68		2,35	0,2
K (%)			0,87		6,5	1,0
Ca (%)			0,95		6,25	0,5
Mg (%)			0,24		1,95	0,2
S (%)			0,10		-	0,1
Zn (mg/kg)			158	2800	480	20
Fe (mg/kg)			778		8000	100
Mn (mg/kg)			92		540	50
Cu (mg/kg)			14	1500	-	6
B (mg/kg)			12		-	20
Cd (mg/kg)			0,7	39	-	
Cr (mg/kg)			3,3	1000	-	
Pb (mg/kg)			8,0	300	-	
Ni (mg/kg)			5,3	420	20	
Coliformes totais, NMP/g	1,4E+05	9,8E+02	< 1,0		< 3,6	

Legenda: 1- tempo de 1 ano de compostagem; 2- concentração mínima necessária para o crescimento das plantas.

### 5.10 Observações visuais

O aspecto visual do composto após 30 dias de compostagem foi excelente, apresentando cor e odor característicos de terra mofada. Todas as três proporções de F/S estudadas assemelharam-se muito quando a textura, mesmo o composto F/S 30% tendo apresentado melhor desempenho ao longo do processo.

Houve pouco odor exalado pela massa em compostagem. Em todas as relações F/S, por volta do 10º dia, o material começou a apresentar um leve odor de amônia, posteriormente tornou-se um odor agressivo e logo depois suavizou até não ser mais perceptível ao final de trinta dias.

Antes mesmo do 30º dia de análise, todos os compostos apresentaram coloração mais escura, aparência homogênea e não possuíam odor de fezes, mas sim de terra molhada. Na Figura 12 é apresentada a aparência do composto para os três sistemas utilizados após 30 dias de compostagem.



Figura 12: Aparência do composto dos reatores 1 (a), 2 (b) e 3 (c) após 30 dias de compostagem (Fotos: Thais C. Rebouças, 2009).

A presença de fungos de cor esbranquiçada foi observada no reator 3 na terceira semana do experimento quando a temperatura começou a esfriar até atingir a temperatura ambiente (Figura 13). Segundo Pereira Neto (1996), as colônias de actinomicetos são visíveis a olho nu através da sua cor esbranquiçada.



Figura 13: Presença de fungos de cor esbranquiçada no reator 3 F/S 30% na terceira semana do processo de compostagem (Foto: Thais C. Rebouças, 2009).

Ainda em relação às observações visuais, a serragem em si não se aparentou degradada. Apenas a presença de *Drosophila* foi observada em volta da entrada e saída de ar dos reatores e não foi observada presença de moscas domésticas em nenhum dos compostos. Ao final da última semana em diante, foi observada a presença de formigas e outros organismos invertebrados no composto como ácaros.

### 5.11 Inferência prática dos resultados obtidos para o reator 3

A inferência prática dos resultados obtidos com a caracterização quali-quantitativa das fezes e como funciona a biodegradação do material em compostagem pode ser verificado a seguir.

A taxa de produção de fezes por adulto por dia encontrada foi de 130 gramas (em peso úmido) e as fezes são constituídas por 75% de água, sendo assim cerca de 32,1 g de sólidos totais são excretados por adulto/dia. Como já discutido, o reator 3 com uma relação F/S de 30% foi o que obteve melhor desempenho no processo de compostagem e por isso os dados utilizados para os cálculos foram realizados com os obtidos por essa relação.

Dessa forma, a degradação de sólidos totais obtida para o reator 3 foi de 64%, portanto 36% dos sólidos totais permanecem no reator de compostagem após a biodegradação, de modo que, espera-se que a cada dia 11,6 gramas de sólidos totais se tornem parte da matriz de serragem no reator de compostagem.

Quanto à serragem, esta pode ser usada como uma matriz por um longo tempo, sendo sugerido que seja por um tempo de 6 meses a 1 ano ou um pouco mais.

Considerando uma residência composta por uma família de 4 pessoas utilizando o sanitário compostável, a quantidade de sólidos totais acumulados no reator de compostagem será de aproximadamente 8,5 kg em 6 meses e 16,7 kg em 12 meses. Essa massa ocupa um volume no reator de compostagem que deve ser considerada durante o processo de concepção e funcionamento do sanitário. Devido a outros fatores que envolvem a concepção de qualquer modelo, os resultados apresentados devem ser geridos com cuidado e sua aplicação é limitada as condições nas quais foram determinados.

Uma análise complementar sobre a biodegradação das fezes baseada em sua caracterização em unidades de massa foi realizada conforme metodologia investigada por Lopez Zavala et al. (2002). Como demonstra a Tabela 3, as fezes são constituídas por aproximadamente 85% de sólidos voláteis, por essa razão, a fração de sólidos fixos, que é biologicamente inerte foi calculada como 15%. Por outro lado, como já discutido, foi obtido a degradação de sólidos voláteis do composto em torno de 76% durante a compostagem para o reator 3 e também foi obtido que a porcentagem de sólidos totais remanescente do composto, ou seja, que permaneceram no reator foi de aproximadamente 36%.

Baseado nesses dados, a Figura 14 apresenta esquematicamente os resultados obtidos na aplicação do método de Lopez Zavala et al. (2002) nos quais as fezes foram caracterizadas em três frações, sólidos fixos e sólidos voláteis não biodegradáveis e biodegradáveis. Dessa forma, a caracterização de fezes em unidade de massa é um método acessível para avaliar a quantidade e a composição do material, que se acumula no reator de compostagem e interfere na concepção e funcionamento do sanitário compostável.

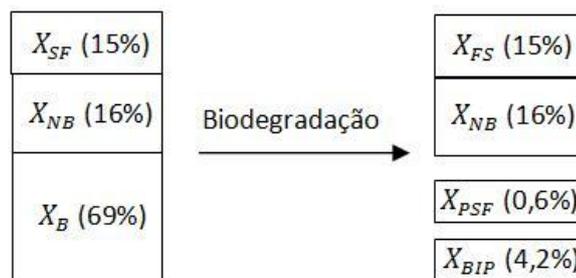


Figura 14: Composição teórica das fezes e sua transformação durante o processo de compostagem. Legenda:  $X_{FS}$  são os sólidos fixos;  $X_{NB}$  são os sólidos voláteis não biodegradáveis;  $X_B$  são sólidos voláteis biodegradáveis;  $X_{BIP}$  são sólidos voláteis biologicamente inertes e  $X_{PSF}$  é a produção de sólidos fixos.

## 6 Conclusão

Com relação à caracterização quali-quantitativa das fezes humanas:

1. A quantidade média de fezes excretadas por pessoa encontrada entre homens e mulheres foi próxima. Porém, foram registrados valores mínimos e máximos bem distantes, o que permite concluir que características físicas e comportamentais de cada indivíduo são responsáveis por essa diferença.
2. As fezes humanas constituem um recurso de nutrientes como N, P e K e apresentam potencial de reutilização podendo ser tratadas de forma mais sustentável que nos tratamentos utilizados pelos sistemas convencionais de saneamento.
3. As concentrações de nitrogênio apresentaram grandes variações mostrando que diferenças nos hábitos alimentares, entre outros fatores como idade e saúde física do indivíduo, podem influenciar na qualidade do material em compostagem.

Com relação ao processo de compostagem com as diferentes proporções de serragem:

1. A compostagem de fezes humanas com serragem mostrou-se uma alternativa viável para o tratamento e a estabilização desse material. Sendo o melhor desempenho obtido na estabilização do composto e redução de *Escherichia coli* para a proporção F/S de 30%.
2. Mesmo o reator 1 não tendo alcançado a temperaturas de desinfecção e o reator 2 apresentado uma fase termofílica de duração limitada, a concentração de *E. coli* foi reduzida, o que demonstra que outros fatores contribuem para tal, dentre eles o aumento do pH e possivelmente relações ecológicas presentes nos sistemas.
3. Teores de umidade na faixa de 50%, no início do processo, parecem garantir a melhor eficiência na degradação aeróbia das fezes, já que em teores próximos a 60% a eficiência da degradação diminuiu. Entretanto, em relação à higienização do composto, os efeitos da umidade não puderam ser quantificados. Assim, a umidade em reatores fechados parece não influenciar a redução de coliformes totais e *E. coli*.
4. As reduções mais elevadas em parâmetros como sólidos totais e sólidos voláteis são determinadas a umidade de 50%. Esse nível de umidade não pode ser considerado a umidade crítica, pois taxas razoáveis de degradação são obtidas a entre 55 e 60% de umidade sem detectar odores agressivos.
5. Com uma relação C/N de 30/1 e o teor de umidade próximo a 50% obtêm-se uma curva de temperatura adequada para eliminar organismos indicadores fecais do composto permanecendo 16 dias em temperaturas termofílicas e 7 dias em temperatura de desinfecção ( $\geq 50^{\circ}\text{C}$ ). Permitindo a estabilização do composto em 30 dias.
6. Na proporção F/S 30% pode-se atingir temperaturas e duração suficientes para promover a higienização do composto. As temperaturas de desinfecção ( $\geq 50^{\circ}\text{C}$ ) foram mantidas por cerca de 6 dias e coliformes totais e *E. coli* não foram detectados após 21 dias do processo resultando em sua completa eliminação.
7. O teor de umidade e da relação C/N situados no limite considerado ideal pela literatura foram provavelmente fatores limitantes ao prolongamento da fase termofílica no processo de compostagem para a proporção F/S de 60%.

8. Teores de umidade inferiores a 50% devem ser evitados para garantir um ambiente propício aos microrganismos e, conseqüentemente, a mais rápida e completa estabilização da matéria orgânica.
9. A compostagem no sanitário compostável é caracterizada pela resposta biológica de microrganismos, dependendo do teor de umidade em que o processo é conduzido e da relação C/N em que é iniciado o processo.

Com relação às características do composto produzido:

1. Apresentaram presença de metais pesados em baixas concentrações.
2. Os teores de macro e micronutrientes são, de uma maneira geral, bem maiores que as concentrações mínimas recomendadas para o crescimento das plantas.

Com relação aos parâmetros de dimensionamento:

1. O controle da umidade e a gestão no reator de compostagem no sanitário compostável devem levar em conta não somente o desempenho na biodegradação das fezes, mas também os problemas com odor e emissões anaeróbias, além da necessidade de manutenção e auxílio, associado com a frequência de reposição da serragem.
2. Devido à ausência de odores nos três sistemas estudados conclui-se que não ocorreram condições anaeróbias até 60% de umidade.
3. São esperadas reduções de ST nos reatores de compostagem da ordem de 48, 34 e 64%, para os reatores 1, 2 e 3, respectivamente e reduções de SV de cerca 33, 44 e de até 76%, para os reatores 1, 2 e 3, respectivamente. Mesmo que esses resultados tenham sido obtidos em reatores experimentais, se forem gerenciados corretamente e devidamente operados, podem ser de grande importância não só para concepção e funcionamento do sanitário, mas também para a avaliação de outros sistemas de compostagem termofílica.
4. A proporção de F/S 30% foi a que apresentou melhor desempenho no processo de compostagem e isso significa que após a utilização do sanitário, considerando os valores médios de excreção por pessoa, o usuário deverá adicionar aproximadamente 430 gramas de serragem após a utilização do sanitário.

## **7    Recomendações**

- 1- Avaliar outros materiais como fonte de carbono para testar no lugar da serragem.
- 2- Avaliar a utilização do composto velho no desempenho do processo.
- 3- Efetuar o balanço de massa dos principais nutrientes para analisar as perdas de amônia por volatilização.
- 4- Estudar a aplicação do composto obtido em culturas agrícolas.
- 5- Medir continuamente a temperatura nos reatores em estudo através de medidor automático.
- 6- Realizar análises de organismos parasitológicos do composto gerado.
- 7- Finalmente, também é necessário realizar estudos para determinar a aceitabilidade social e cultural da utilização do sanitário compostável e do tratamento das fezes, bem como impedimentos relativos à utilização do composto produzido.
- 8- Analisar os efeitos ambientais associados aos diferentes métodos de tratamento de fezes humanas.

## 8 Referências

- Aires, Margarida de Mello. 2008. Fisiologia. 3ª ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan. 1232 p.
- Almeida, M.C., Butler, D., Friedler, E., 1999. At-Source Domestic Wastewater Quality. *Urban Water* 1, 49-55.
- Andreoli, Cleverson Vitório; Lara, Aderlene; Fernandes, Fernando (org.). 2001. *Reciclagem de Biossólidos: transformando problemas em soluções*. 2ª Edição. Curitiba: Sanepar, Finep.
- APHA, 1995. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 19ª Edição. Washington: American Public Health Association.
- Barreto Dillon, Leonellha, 2005. Use of products from Ecological Sanitation Systems in Addis Ababa. International Master Program in Environmental Engineering (IMPEE). Technical University Hamburg Harburg. 107 p.
- Batterman, B. 2004. Findings on an assessment of small-scale incinerators for health-care waste.
- Baumeyer, Alexandra, 2003. New Toilets for Indian Slums: nutrients mass balance of a co-composting plant in Bangalore, India. Diploma Thesis. 99 p.
- Beck-Friis, B., Smårs, S., Jönsson, H., Kirchmann, H., 2001. Gaseous emissions of carbon dioxide, ammonia and nitrous oxide from organic household waste in a compost reactor under different temperature regimes. *Journal of Agricultural Engineering Research* 78, 423-430.
- Bidone, F.R.A., Reis, M., Selbach, P. *Compostagem – Aspectos teóricos e operacionais*, Apostila do curso realizado pela ABES/RS – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. Porto Alegre: ABES, Julho 2003.
- Björklund, A., 2002. The potential of using thermal composting for disinfection of separately collected faeces in Cuernacava, Mexico. Minor Field Studies No 200. Swedish University of Agricultural Sciences, International Office. ISSN 140 -3237.
- Bonner, James Frederick, 1976. *Plant biochemistry*. 3ª ed. New York: Academic Press.
- Carlander, A., Westrell, T., 1999. A microbiological and sociological evaluation of urine diverting double vault latrines in Cam Duc, Vietnam. Minor field studies No. 91, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, December.
- Castillo, L.C., 2002 *Sanitario ecológico seco: manual de diseño, construcción, uso y mantenimiento*. Guadalajara, México.
- Chaggu, E.J., 2003. *Sustainable Environmental Protection Using Modified Pit-Latrines*. Ph.D Thesis, Wageningen University, The Netherlands.

Chiumenti, A., Chiumenti, R., Diaz, L.F., Savage, G.M., Eggerth, L.L., Goldstein, N. 2005. Modern Composting Technologies. The JG Press. Inc. ISBN 0-932424-29-5.

Davison, L., 2006. Dealing with nitrogen in subtropical Australia: Seven case studies in the diffusion of ecotechnological innovation. *Ecological engineering* 28, 213-223.

Del Porto, D., Steinfeld, C. 1999. The composting toilet system book. A practical guide to choosing, planning and maintaining composting toilet systems, an alternative to sewer and septic systems. The center for ecological sanitation prevention (CEPP), Concord, Massachusetts. ISBN: 0 9666783 0 3.

Easton, H.J., Lalor, M., Gauthier, J.J., Pitt, R., Neuman, D.E., Meyland, S., 2005. Determination of survival rates for selected bacteria and protozoan pathogens from wet weather discharges.

Esrey, S.A., Gough, J., Rapaport, D., Sawyer, R., Simpson-Hébert, M., Vargas, J., Winblad, U (ed.). 1998. Ecological Sanitation. Estocolmo: SIDA.

Esrey, S.A., Andersson, I., Hillers, A., Sawyer, R., 2001. Closing the Loop: Ecological sanitation for food security. Publications on Water Resources No. 18, Sida: México. ISBN 91 586 8935 4.

Esrey, S.A., Gough, J., Rapaport, D., Sawyer, R., Simpson-Hébert, M., Vargas, J., Winblad, U (ed.). 2004. Ecological Sanitation: revised and enlarged edition. 2<sup>a</sup> Edição. Estocolmo: SIDA. ISBN 91 88714 98 5.

Feachem, R.G., Bradley, D.J., Garelick, H., Mara, D.D. 1983. Sanitation and Disease. Health aspects of excreta and wastewater management. World Bank studies in water supply and sanitation. John Wiley and Sons. New York.

Fernandes, F., Silva, S.M.C.P da., 1999. Manual Prático para Compostagem de Biossólidos. 1<sup>a</sup> Edição. Rio de Janeiro: ABES.

Franceys, R., 1992. A Guide to the Development of on-Site Sanitation. WHO, ISBN 92 4 154443 0

Früh, Claudia, 2003. Ecological Sanitation: An introduction to the Philippines. Integrated Water Resources Management for the Philippines. 45 p.

Gardner, G., 1997. Recycling organic waste: From urban pollutant to farm resource. *Worldwatch Institute* 135, 58 p.

Germer, J., Boh, M.Y., Schoeffler, M., Amoah, P., 2010. Temperature and deactivation of microbial faecal indicators during small scale co-composting of faecal matter. *Waste Management* 30 (2), 185-191.

Guardabassi, L., Dalsgaard, A., Sobsey, M., 2003. Occurrence and survival of viruses in composted human faeces. *Dinamarca: Sustainable Urban Renewal and Wastewater Treatment*, 32.

Gibbs, Ken, 2005. Relatório sobre abastecimento de água, saneamento e questões ambientais. Projeto de consultoria da Universidade de Columbia a São Tomé e Príncipe. Earth Institute, Universidade de Columbia. 17 p.

GTZ, 2002. Ecosan recycling beats disposal. Alemanha: Eschborn.

GTZ, 2008. Ecosan: Ecological Sanitation in Mongolia. Result-oriented monitoring, August 2008. 47 p.

Gupta, R., Garg, V.K. , 2009. Vermiremediation and nutrient recovery of non-recyclable paper waste employing *Eisenia fetida*. Journal of Hazardous Materials 162, 430-439.

Guyton, Arthur C., Hall, John E., 2002. Tratado de fisiologia médica. 10. ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 973 p.

Haug, R.T., 1993. The practical book of compost engineering. Lewis Publishers. Lewis Publishers. Boca Raton. Washington D.C., ISBN 0 87371 373 7.

Höglund, Caroline, 2001. Evaluation of Microbial Health Risks Associated with the Re-use of Source-separated Human urine. 78 f. PhD Thesis. Department of Biotechnology and Applied Microbiology, Royal Institute of Technology (KTH) and the Department of Water and Environmental Microbiology, Swedish Institute for Infectious Disease Control (SMI), Estocolmo, Suécia.

Hotta, S., Funamizu, N., 2007. Biodegradability of fecal nitrogen in composting process. Bioresource Technology 98, 3412-3414.

Humphries, D.L., Stephenson, L.S., Pearce, E.J., The, P.H., Dan, H.T., Khanh, L.T., 1997. The use of human faeces for fertilizer is associated with increased intensity of hookworm infection in Vietnamese women. Transactions of the royal society of tropical medicine and hygiene 91, 518-520.

IBGE, 2007. Contagem da população 2007. Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Rio de Janeiro ISBN 978 85 240 3995 9.

Jönsson, H., Baky, A., Jeppsson, U., Hellström, D., Kärrman, E., 2005. Composition of Urine, Faeces, Greywater and Biowaste: for utilization in the URWARE model. Urban Water, Report 2005: 6, Gothenburg, Suécia.

Kiehl, E.J., 1985. Fertilizantes orgânicos. São Paulo: Ceres. 492p.

Kakimoto, T., Funamizu, N., 2007. Factors affecting the degradation of amoxicillin in composting toilet. Chemosphere, 66, 2219-2224.

Kansiime, F., Nalubega, M., 1999. Wastewater treatment by a natural wetland: the Nakivubo swamp, Uganda, processes and implications. Ph.D. Thesis, Wageningen University and International Institute for Infrastructural, Hydraulic and Environmental Engineering, Delft, A.A. Balkema Publishers, The Netherlands.

Kirchmann, H., Pettersson, S., 1995. Human urine - chemical composition and fertilizer use efficiency. *Fertilizer Research* 40, 149-154.

Kitsui, T., Terazawa, M., 1999. Bio-toilet environmentally-friendly toilets for the 21st century (dry closet using sawdust as an artificial soil matrix). In: *Proceedings of international symposium of bio-recycling/composting*. 6–8 September, Sapporo, Japan.

Sapporo, Japan. Kujawa-Roeleveld, K., Zeeman, G., 2006. Anaerobic treatment in decentralised and source-separation-based sanitation concepts. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology* 5, 115-139.

Langergraber, G., Muellegger, E., 2005. Ecological Sanitation – a way to solve global sanitation problems? *Environment International*, 31, 433-444.

Lopez Zavala, M.L., Funamizu, N., Takakuwa, T., 2002. Characterization of feces for describing the aerobic biodegradation of feces. *J. Environ. Syst. and Eng. JSCE* 720 (25), 99-105.

Lopez Zavala, M.L., Funamizu, N., Takakuwa, T., 2004. Modeling of aerobic biodegradation of feces using sawdust as a matrix. *Water Research* 38, 1327-1339.

Lopez Zavala, M.L., Funamizu, N., Takakuwa, T., 2005. Biological activity in the composting reactor of the bio-toilet system. *Bioresource Technology* 96, 805-812.

Luostarinen, S., Sanders, W., Kujawa-Roeleveld, K., Zeeman, G., 2007. Effect of temperature on anaerobic treatment of black water in UASB-septic tank systems. *Bioresource Technology*. 98, 980-986.

Madigan, M.T., Martinko, J.M., Parker, J., 2008. *Microbiologia de Brock*. USA: Pearson.

Morgan, P. 2005. Making links between traditional, conventional and ecological sanitation. Aquamor Pvt. Ltd. Disponível em: <<http://aquamor.tripod.com/PaperChina2001.htm>>. Acesso em: 15 out. 2005.

Morgan, P., 2007. Toilets that make compost: low-cost, sanitary toilets that produce valuable compost for crops in an African context. *EcoSanRes Programme*, Stockholm Environment Institute.

Niwagaba, Charles, 2007. *Human Excreta Treatment Technologies: prerequisites, constraints and performance*. 68 f. Licentiate Thesis. Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Biometry and Engineering, Uppsala.

Niwagaba, C., Nalubega, M., Vinnerås, B., Sundberg, C., Jönsson, H., 2009a. Bench-scale composting of source-separated human faeces for sanitation. *Waste Management* 29, 585-589.

Niwagaba, C., Kulabako, R.N., Mugala, P., Jönsson, H., 2009b. Comparing microbial die-off separately collected faeces with ash and sawdust additives. *Waste Management* 29, 2214-2219.

Nordin, Annika. 2007. Ammonia based sanitation technology: safe plant nutrient recovery from source separated human excreta. 43 f. Licentiate Thesis Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Biometry and Engineering, Uppsala, Suécia.

Otterpohl, R., Grottker, M., Lange, J., 1997. Sustainable water and waste management in urban areas. *Water Science Technologies*, 35 (9), 121 - 133.

Otterpohl, R., 2001. Black, brown, yellow, grey- the new colors of sanitation. *Water* 21, 37-41.

Otterpohl, R. 2004. New technological developments in ecological sanitation. In proceedings of the 2nd International Symposium on ecological sanitation, incorporating the 1st IWA specialist group conference on sustainable sanitation, Division 44, Environment and Infrastructure sector project ecosan; 7th-11th April, 2003, Lübeck, Germany. Published by GTZ, Postfach 5180, 65726 Eschborn, Germany. <http://www.gtz.de>.

Peasey, Anne, 2000. Health Aspects of Dry Sanitation with Waste Reuse. Task n° 324. London: Water Environmental Health at London and Loughborough.

Pereira Neto, J. T., 1996. Manual de Compostagem – Processo de baixo custo. Belo Horizonte: Fundo das Nações Unidas para a Infância, UNICEF.

Pereira Neto, J. T., 1987. On the treatment of municipal refuse and sewage sludge using aerated static pile composting: a low cost technology approach. Tese de doutorado – University of Leeds, Leeds.

Redlinger, T., Graham, J., Corella-Barud, V., Avitia, R., 2001. Survival of fecal coliforms in dry-composting toilets. *Applied and Environmental Microbiology* 67 (9), 4036-4040.

Salas, Ricardo Kuang. 2005. Non conventional ways to evacuate, treat and reuse human excreta and domestic liquids in poor areas of Lima-Peru. 35 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – School of Architecture and Built Environment, KTH Department of Land and Water Resources Engineering, Estocolmo, Suécia.

Shalabi, M., 2006. Vermicomposting of faecal matter as a component of source control sanitation. 144 p.

Schönning, C., Stenström, T.A., 2004. Guidelines for the safe use of urine and faeces in ecological sanitation systems. Stockholm Environment Institute. Estocolmo, Suécia. ISBN 91 88714 93 4.

Schouw, N.L., Danteravanichb, S., Mosbaeka, H., Tjella, J.C., 2002. Composition of human excreta: a case study from Southern Thailand. *The Science of the Total Environment*, 286, 155-166.

Sundberg, C., Smårs, S., Jönsson, H., 2004. Low pH as an inhibiting factor in the transition from mesophilic to thermophilic phase in composting. *Bioresource Technology* 95, 145-150.

Tomaz, P., 2000. Previsão de consumo de água. São Paulo: Navegar.

Vinnerås, B. 2002. Possibilities for Sustainable Nutrient Recycling by faecal Separation Combined with Urine Diversion. Swedish University of Agricultural Sciences AGRARIA 353. PhD Thesis. ISSN 1401 6249, ISBN 91 576 6167 7.

Vinnerås, B., Björklund, A., Jönsson, H. 2003. Thermal composting of faecal matter as treatment and possible disinfection method – laboratory-scale and pilot-scale studies. *Bioresource Technology* 88, 47-54.

Vinnerås, B. 2005a. Removal of Salmonella from animal manure by ammonia based treatment. Submitted. In: Vinnerås B. 2005b. Fate of faecal pathogens and indicator bacteria in urea treatment. In: *Ecological Sanitation: a sustainable, integrated solution*, Proceedings of the 3rd International Ecological Sanitation Conference, 23-26th May 2005, Durban, South Africa.

Vinnerås, B. 2005b. Fate of faecal pathogens and indicator bacteria in urea treatment. In: *Ecological Sanitation: a sustainable, integrated solution*, Proceedings of the 3<sup>rd</sup> International Ecological Sanitation Conference, 23-26th May 2005, Durban, South Africa, p224-229.

Vinnerås, B., Palmquist, H., Balmér, P., Jönsson, H., 2006. The characteristics of household wastewater and biodegradable solid waste – a proposal for new Swedish design values. *Urban Water Journal* 3, 3-11.

Vinnerås, Björn, 2007 Comparison of composting, storage and urea treatment for sanitising of faecal matter and manure. *Bioresource Technology* 98, 3317-3321.

Von Sperling, Marcos, 2005. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. 3. Ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais.

Yadav, K.D., Tare, V., Ahammed, M.M., 2010. Vermicomposting of source-separated human faeces for nutrient recycling. *Waste Management* 30, 50-56.

Yu, S., Grant Clark, O., Leonard, J.J., 2008. A statistical method for the analysis of nonlinear temperatura time series from compost. *Bioresource Technology* 99, 1886-1895.

Werner et al., 2004. Key-activities, services and current pilot projects of the international ecosan programme of GTZ., Proceedings of the 2nd International Symposium on ecological sanitation "Ecosan: closing the loop", incorporating the 1st IWA specialist group conference on Sustainable Sanitation, 07-11 April 2003, Lübeck, Germany.

Werner, C., Otterpohl, R., Jönsson, H., 2003. 10 Recommendations for action from the Lübeck symposium on ecological sanitation. In: Werner, C., Avendanõv, D.S., Eicher, I., Hernandez, L., Jung, C., Kraus, S., Lacayo, I., Neupane, K., Rabiega, A., Wafler, M. (eds). *Ecosan: closing the loop - Proceedings of the 2nd International Symposium on ecological sanitation, 07-11 April 2003, Lübeck, Germany*, p. 963 - 964, 2004.

Werner, C., Fall, P.A., Schlick, J., Mang, H.P., 2004. Reasons for and principles of ecological sanitation. In: Werner, C., Avendanõ, V., Demsat, S., Eicher, I., Hernandez, L., Jung, C., Kraus, S., Lacayo, I., Neupane, K., Rabiega, A., Wafler, M. (eds). *Ecosan: closing the loop -*

Proceedings of the 2nd International Symposium on ecological sanitation, 07-11 April 2003, Lübeck, Germany, 23- 30.

WHO, 2006. Guidelines for the Safe Use of Wastewater, Excreta and Greywater. Excreta and Greywater Use in Agriculture. Vol. 4, ISBN 92 4 154685 9.

WHO, 2008. Progress on drinking water and sanitation: special focus on sanitation. UNICEF, New York and WHO, Geneva. ISBN 978 92 806 4313 8.

Winker, M., Vinnerås, B., Muskolus, A., Arnold, U., Clemens, J., 2009. Fertiliser products from new sanitation systems: their potential values and risks. *Bioresource Technology* 100, 4090-4096.

## Anexos

---

Anexo I Incidência de verminoses no município de Vitória – ES segundo dados fornecidos pelo Laboratório Central da Secretaria Municipal de Saúde durante os meses de janeiro a junho de 2008.

<b>Organismos</b>	<b>Número de amostras positivas</b>	<b>% de amostras positivas</b>
<i>Giardia lamblia</i>	654	2,84
<i>A. lumbricoides</i>	1269	5,52
<i>Entamoeba coli</i>	1853	8,06
<i>E. vermiculares</i>	175	0,76
<i>E. histolytica</i>	59	0,26
Positivos	4010	17,43
Negativos	18992	82,57
Total de amostras analisadas	23002	100,0

Anexo II      Dados parasitológicos fornecidos pelo laboratório particular durante o período de coleta de abril a dezembro de 2009.

<b>Mês/2009</b>	<b>Total de amostras analisadas</b>	<b>Número de amostras positivas para helmintos</b>	<b>% de amostras positivas para helmintos</b>
Abril	506	7	1,4
Maio	588	9	1,5
Junho	623	7	1,1
Julho	793	12	1,5
Agosto	766	16	2,1
Setembro	674	13	1,9
Outubro	700	7	1,0
Novembro	667	16	2,4
<b>Total</b>	<b>5317</b>	<b>87</b>	<b>1,6</b>

Anexo III Dados parasitológicos fornecidos pelo laboratório particular durante o período de coleta de abril a dezembro de 2009.

<b>Abril/2009</b>	<b>Número de amostras positivas</b>
<i>Strongyloides stercoralis</i>	2
Ancylostomideo	3
<i>Shistosoma mansoni</i>	1
<i>Enterobius vermicularis</i>	1
<b>Total</b>	<b>7</b>

<b>Maió/2009</b>	<b>Número de amostras positivas</b>
<i>Strongyloides stercoralis</i>	2
Ancylostomideo	1
<i>Shistosoma mansoni</i>	3
<i>Enterobius vermicularis</i>	1
<i>Hymenolepis diminuta</i>	1
<i>Ascaris lumbricoides</i>	1
<b>Total</b>	<b>9</b>

<b>Julho/2009</b>	<b>Número de amostras positivas</b>
<i>Strongyloides stercoralis</i>	5
Ancylostomideo	3
<i>Enterobius vermicularis</i>	1
<i>Ascaris lumbricoides</i>	3
<b>Total</b>	<b>12</b>

Anexo III Dados parasitológicos fornecidos pelo laboratório particular durante o período de coleta de abril a dezembro de 2009 (Continuação).

<b>Agosto/2009</b>	<b>Número de amostras positivas</b>
<i>Strongyloides stercoralis</i>	5
Ancylostomideo	6
<i>Enterobius vermicularis</i>	1
<i>Ascaris lumbricoides</i>	3
<i>Trichocephalus trichiurus</i>	1
<b>Total</b>	<b>16</b>

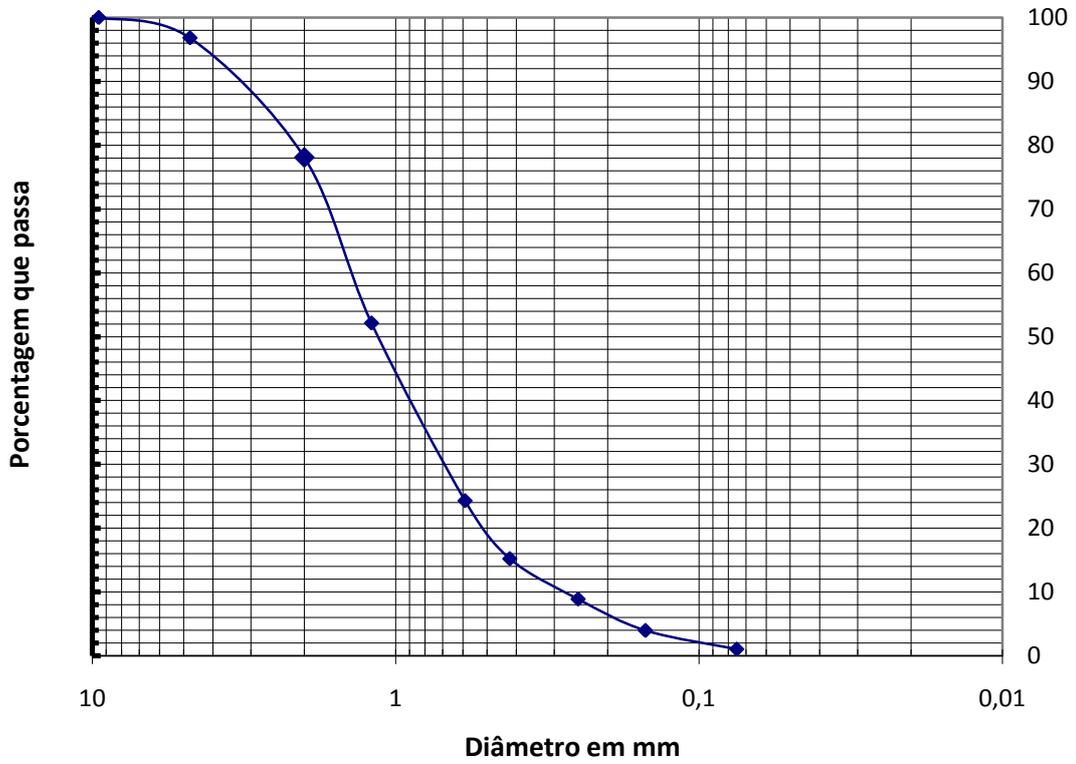
<b>Setembro/2009</b>	<b>Número de amostras positivas</b>
<i>Strongyloides stercoralis</i>	7
Ancylostomideo	3
<i>Ascaris lumbricoides</i>	2
<i>Shistosoma mansoni</i>	1
<b>Total</b>	<b>13</b>

<b>Outubro/2009</b>	<b>Número de amostras positivas</b>
<i>Strongyloides stercoralis</i>	1
<i>Trichocephalus trichiurus</i>	3
<i>Ascaris lumbricoides</i>	1
Ancylostomideo	2
<b>Total</b>	<b>7</b>

Anexo III Dados parasitológicos fornecidos pelo laboratório particular durante o período de coleta de abril a dezembro de 2009 (Continuação).

<b>Novembro/2009</b>	<b>Número de amostras positivas</b>
<i>Strongyloides stercoralis</i>	6
Ancylostomideo	9
<i>Ascaris lumbricoides</i>	1
<b>Total</b>	<b>16</b>

## Anexo IV Curva granulométrica da serragem utilizada nos experimentos.



Anexo V Metodologia dos parâmetros físico-químicos analisados na caracterização qualitativa de fezes humanas.

<b>Parâmetros</b>	<b>Métodos</b>	<b>Referências</b>
pH	Método eletrométrico	STANDARD METHODS 4500-H+ B, 1995
Sólidos totais (ST) a 103-105°C	Método gravimétrico	STANDARD METHODS 2540 B, 1995
Sólidos voláteis (SV) e sólidos fixos (SF) a 550°C	Método gravimétrico	STANDARD METHODS 2540 E, 1995
Demanda química de oxigênio (DQO)	Oxidação por dicromato de potássio em meio ácido	STANDARD METHODS 5220 D, 1995
Fósforo total	Método do ácido ascórbico pela oxidação em meio ácido	STANDARD METHODS 4500 P, 1995
Nitrogênio total (NTK)	Método Semi-Micro Kjeldahl	STANDARD METHODS 4500 C, 1995
Carbono orgânico	-	KIEHL, 1985