



UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE
CENTRO DE TECNOLOGIA E RECURSOS NATURAIS
UNIDADE ACADÊMICA DE ENGENHARIA AGRÍCOLA
COPEAG - COORD. DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENG. AGRÍCOLA



PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA

Dissertação de Mestrado

DESINFECÇÃO DE LODO DE ESGOTO POR MEIO DE
VERMICOMPOSTAGEM

CLENILSON FERREIRA DA SILVA

Biblioteca UFCG
SMBC_CDSA
CAMPUS DE SUMÉ
Reg.10295/12

Campina Grande
Paraíba

3.3)

e



UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA
COORDENAÇÃO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA

DISSERTAÇÃO
ÁREA DE CONCENTRAÇÃO EM IRRIGAÇÃO E DRENAGEM

Dis
631(043.3)
5586de
ex.01

DESINFECÇÃO DE LODO DE ESGOTO POR MEIO DE
VERMICOMPOSTAGEM

CLENILSON FERREIRA DA SILVA

CAMPINA GRANDE – PB

2004

UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA

**DESINFECÇÃO DE LODO DE ESGOTO POR MEIO DE
VERMICOMPOSTAGEM**

CLENILSON FERREIRA DA SILVA

Dissertação apresentada ao curso de mestrado
em Engenharia Agrícola da Universidade
Federal de Campina Grande, em cumprimento
às exigências para obtenção do título de mestre
em Engenharia Agrícola.

Área de Concentração: Irrigação e Drenagem

Orientadores:

Dra. Vera Lúcia Antunes de Lima

Dra. Paula Franssinetti Cavalcanti Catunda

CAMPINA GRANDE – PB
2004

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL DA UFCG

S586d Silva, Clenilson Ferreira da.

Desinfecção de lodo de esgoto por meio de vermicompostagem /
Clenilson Ferreira da Silva. — Campina Grande, 2004.
75 f. : il.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal
de Campina Grande, Centro de Ciências e Tecnologia.

Referências.

Orientadoras: Prof.^a Dr.^a Vera Lúcia Antunes de Lima, Prof.^a
Dra. Paula Franssinetti Cavalcanti Catunda.

1. Lodo Anaeróbico. 2. Desinfecção. 3. Vermicompostagem. 4.
Minhocas. I. Título.

CDU – 628.355(043)



ATA DA DEFESA PARA CONCESSÃO DO GRAU DE MESTRE EM ENGENHARIA AGRÍCOLA, REALIZADA EM 24 DE SETEMBRO DE 2004 (Nº 219)

CANDIDATO: **Clenilson Ferreira da Silva**

COMISSÃO EXAMINADORA: Dra. Vera Lúcia Anunes de Lima-Presidente-Orientadora-UFCG/DEAg, Dra. Paula Franssinetti Cavalcanti Catunda-Orientadora-UFCG/DEQ, Dr. Antônio Ricardo Santos de Andrade-Examinador-UFCG/DEAg e Dra. Josilene de Assis Cavalcante-Examinadora-UFCG/DEAg - (PORTARIA/COPEAG Nº 18/2004)

TÍTULO DA DISSERTAÇÃO: **Higienização de lodo de esgoto por meio de vermicompostagem.**

ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: Irrigação e Drenagem

HORA DE INÍCIO: 09:00h

LOCAL: Auditório do LIS

Em sessão pública, após exposição de cerca de 45 minutos, a candidata foi argüida oralmente pelos membros da Comissão Examinadora, tendo demonstrado suficiência de conhecimento e capacidade de sistematização, no tema de sua dissertação, sendo APROVADO com pequenas modificações no texto de acordo com as exigências da Comissão Examinadora que deverão ser cumpridas no prazo máximo de 30 (trinta) dias. Na forma regularmentar, foi lavrada a presente ata, que é assinada por mim, Rivaniida Pereira Diniz, secretária, aluno e os membros da Comissão Examinadora presentes. Campina Grande, 24 de setembro de 2004.

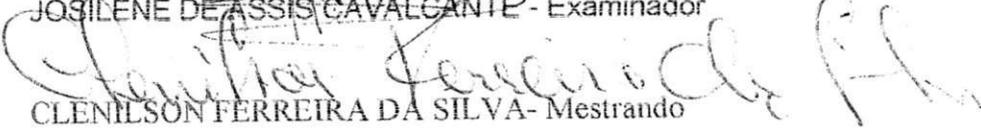

RIVANIIDA PEREIRA DINIZ - Secretária


VERA LÚCIA ANTUNES DE LIMA - Orientadora


PAULA FRANSSINETTI CAVALCANTI CATUNDA - Orientadora


ANTÔNIO RICARDO SANTOS DE ANDRADE - Examinador


JOSILENE DE ASSIS CAVALCANTE - Examinador


CLENILSON FERREIRA DA SILVA - Mestrando

SETEMBRO - 2004

HOMENAGEM ESPECIAL

À minha esposa Ismênia e meus filhos Arthur, Caio e Danilo. A meu pai Osvaldo e minha irmã Cleneide (*in memorian*), a minha mãe Iracema e irmãos.

AGRADECIMENTOS

A Deus, que me deu perseverança para transpor os obstáculos desta caminhada e serenidade para aceitar as coisas que não posso mudar, coragem para tentar mudar às que posso e sabedoria para distinguir entre elas.

A minha esposa Ismênia e aos meus filhos Arthur, Caio e Danilo pelo apoio, pela paciência e compreensão. Sirvo-me da oportunidade para salientar que, embora sabendo que nada resgata as horas, lhes prometo resgatar os momentos porque tenho consciência que estes não são duráveis e que na vida nada é para sempre, bem como resgatar os detalhes porque são nessas pequenas coisas, que geralmente passam despercebidas, que consiste o amor e perfeição.

À professora Vera Antunes, pela orientação, dedicação, sugestões, presteza, ensinamentos transmitidos e correções no decorrer do trabalho.

À professora Paula Franssinetti, pela orientação, dedicação, presteza, fornecimento de material bibliográfico, ensinamentos transmitidos e correções no decorrer do trabalho e apoio nas análises de parasitos.

Ao professor Adrianus Haandel, pelo apoio, valiosa contribuição prestados no início da montagem do experimento.

A meus pais, que participaram e ajudaram em todas as etapas da jornada.

Em especial a minha mãe Iracema, pelo apoio, carinho e conforto durante as dificuldades.

Aos colegas do curso, Frederico, Patrício, Ivana, Betânia, Madalena, Hugo Vieira, Eduardo C. Lima, Mário, Eliezer, Genival e Severino, pela ajuda, orientação, contribuição prestados ao longo do curso. "*Feliz aquele que transfere o que sabe e aprende o que ensina*".

Aos colegas Romário, Márcio, Eudes, Adriana Valéria, Nélia Luna e Rivanilda, pelo apoio, dedicação, companheirismo e solidariedade ao longo do curso e do experimento. "*A amizade multiplica as coisas boas e divide as más*".

À Coordenação de Aperfeiçoamento do Ensino Superior (CAPES) pelo apoio financeiro concedido.

Ao Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (PROSAB), na pessoa dos professores. Adrianus Haandel e Paula Franssinetti, pela concessão da instalação do experimento e apoio total no desenvolvimento do experimento.

À Coordenação do Curso de Mestrado em Engenharia Agrícola na pessoa do professor Hans Raj Gheyi, e da secretaria Rivanilda Diniz.

Aos professores do Curso de Mestrado em Engenharia Agrícola, pelos ensinamentos transmitidos.

“Amanhã, quando nossos passos forem mais firmes, nossos anseios mais concretos e realizados, resta-nos sempre a lembrança daqueles que muito contribuíram para isto”

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS.....	v
LISTA DE TABELAS.....	vi
1 – INTRODUÇÃO.....	1
1.1 – Objetivo geral	3
1.1.1 - Objetivos Específicos.....	3
2- REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	4
2.1 - Considerações Gerais.....	4
2.2 - Origem e Composição do Lodo.....	5
2.2.1 – Macronutrientes.....	6
2.2.1.1 – Nitrogênio.....	6
2.2.1.2 – Fósforo.....	8
2.2.1.3- Potássio.....	9
2.2.1.4 – Cálcio.....	10
2.2.1.5 – Magnésio.....	10
2.2.1.6- Enxofre.....	11
2.2.2 – Micronutrientes.....	12
2.2.3 - Metais Pesados no Lodo de Esgoto.....	13
2.2.4 - Microrganismos patogênicos no lodo.....	16
2.2.4.1 – Helmintos.....	16
2.2.4.2 – Protozoários.....	17
2.2.4.3 – Fungos.....	17
2.2.4.4- Vírus.....	18

2.2.4.5 – Bactérias.....	18
2.2.5 - Sobrevivência de microrganismos do lodo de esgoto em solo agrícola.....	19
2.2.6 - Riscos representados pela utilização de lodo de esgoto para a saúde humana e animal.....	22
2.2.7 – Legislação e normas brasileiras para lodo de esgoto.....	23
2.2.8 – Processos de tratamentos de lodo de esgoto.....	24
2.2.8.1 – Tratamento do lodo através da compostagem.....	27
2.2.9 – Vermicompostagem do lodo de esgoto.....	28
2.2.10 – Aplicação agrícola do lodo de esgoto.....	30
3.0 – MATERIAL E MÉTODOS.....	33
3.1 – Localização do experimento.....	33
3.2 – Substratos utilizados.....	33
3.3 – Organismos higienizadores-digestores.....	34
3.4 – Delineamento experimental.....	35
3.5 – Instalação e condução do experimento.....	35
3.5.1 – Compostagem.....	35
3.5.2 – Vermicompostagem.....	36
3.6 – Variáveis monitoradas.....	37
3.6.1 – Para a compostagem.....	37
3.6.2 – Para a vermicompostagem.....	38
3.7 – Variáveis analisadas.....	38
3.7.1 – Produtividade das minhocas.....	38
3.7.2 – Características químicas e microbiológicas do vermicomposto.....	40
3.7.3 – Macronutrientes no vermicomposto.....	41
3.7.4 – Micronutrientes no vermicomposto.....	41

3.7.5 – Metais pesados no vermicomposto.....	41
4.0 – RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	42
4.1 – Compostagem.....	42
4.1.1 – Umidade.....	42
4.1.2 – Temperatura.....	42
4.1.3 – pH durante a etapa de compostagem.....	43
4.2 – Vermicompostagem.....	44
4.2.1 – Temperatura.....	44
4.2.2 – pH durante a etapa de vermicompostagem.....	45
4.2.3 – Umidade.....	46
4.2.4 – Produtividade das minhocas.....	46
4.3 – Matéria orgânica, carbono orgânico e relação C/N.....	48
4.4 – Concentrações de macronutrientes no vermicomposto.....	50
4.4.1 – Nitrogênio.....	50
4.4.2 – Fósforo.....	52
4.4.3 – Potássio.....	52
4.4.4 – Cálcio.....	53
4.4.5 – Magnésio.....	53
4.5 – Concentração de micronutrientes no vermicomposto.....	54
4.5.1 – Cobre.....	54
4.5.2 – Ferro.....	54
4.5.3 – Manganês.....	55
4.5.4 – Zinco.....	55
4.6 – Concentrações de metais pesados no vermicomposto.....	56
4.6.1 – Cádmiio.....	56

4.6.2 – Chumbo.....	58
4.6.3 – Níquel.....	58
4.7 – Caracterização bacterológica e parasitológica no vermicomposto produzido no experimento.....	59
5.0 – CONCLUSÕES.....	62
6.0 – RECOMENDAÇÕES.....	63
7.0 –REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	64

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 - Minhocários dispostos em 4 blocos de 7 parcelas cobertos com lâminas de isopor para controlar a perda d'água e temperatura.....	36
Figura 3.2 - Iscas para migração de minhocas do material vermicompostado para matéria orgânica fresca.....	39
Figura 3.3 - Minhocas que migraram para a isca.....	39
Figura 3.4 - Temperaturas médias alcançadas pelas leiras 1 (lodo anaeróbio) e leira 2 (lodo anaeróbio+bagaco de cana) durante a etapa de compostagem.....	43

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 -	Classificação dos solos com relação ao seu conteúdo em micronutrientes.....	13
Tabela 2 -	Concentração máxima permissível de metais pesados em solos agrícolas.....	15
Tabela 3 -	Limites para microrganismos indicadores de contaminação fecal e microrganismos patogênicos, de acordo com a classe do lodo.....	24
Tabela 3.1 -	Caracterização química do lodo anaeróbio utilizado no experimento.....	34
Tabela 3.2 -	Parâmetros físico-químicos e microbiológicos para a avaliação da qualidade do substrato antes e após o processo de vermicompostagem.....	40
Tabela 4.1 -	Valores médios de pH inicial e final nas leiras durante a etapa de compostagem no experimento.....	44
Tabela 4.2 -	Temperaturas médias verificadas nos meses de setembro e outubro na etapa da vermicompostagem.....	45
Tabela 4.3 -	Valores médios do pH final da vermicompostagem.....	45
Tabela 4.4 -	Resumo das análises de variâncias, referente a variável produtividade da <i>Eisenia fétida</i> (minhoca vermelha da Califórnia).....	47
Tabela 4.5	Valores médios da produtividade das minhocas vermelhas da Califórnia.....	47
Tabela 4.6 -	Resumo das análises de variâncias das concentrações da matéria orgânica total, carbono orgânico total e relação carbono nitrogênio no vermicomposto.....	49
Tabela 4.7 -	Valores médios de matéria orgânica total, carbono orgânico total e relação carbono nitrogênio presentes no vermicomposto.....	49
Tabela 4.8 -	Resumo das análises de variâncias das concentrações dos macronutrientes (N, P, K, Ca e Mg), no vermicomposto.....	51
Tabela 4.9 -	Valores médios dos macronutrientes (N, P, K, Ca e Mg) presentes no vermicomposto.....	51

Tabela 4.10-	Resumo das análises de variâncias, referente aos micronutrientes..	56
Tabela 4.11 -	Resumo das análises de variâncias, referente aos metais pesados...	57
Tabela 4.12 -	Valores médios dos metais pesados (Cd, Pb e Ni) Campina Grande, PB. 2003	57
Tabela 4.13 -	Resumo das análises de variâncias, referente a helmintos.....	61
Tabela 4.14 -	Valores médios dos helmintos.....	61

RESUMO

Este trabalho teve, como objetivo a desinfecção do lodo anaeróbio oriundo de Digestores Anaeróbio de Fluxo Ascendente (DAFA), instalado no PROSAB/ Campina Grande-Pb, através da vermicompostagem com minhocas vermelhas da Califórnia. O experimento foi realizado durante o período de junho a outubro de 2002. O delineamento foi em blocos inteiramente causalizados, em esquema fatorial $[(3 \times 2) + 1]$, representado por três umidades (60, 70 e 80%) e dois compostos de lodo (lodo anaeróbio e lodo anaeróbio+bagaço de cana-de-açúcar), mais uma testemunha: absoluta (lodo anaeróbio a 85%), com quatro repetições. Após a desidratação do lodo anaeróbio. A vermicompostagem promoveu a remoção dos coliformes fecais em todos os tratamentos aplicados. Para os helmintos, a maior redução foi obtida quando da utilização do substrato sem bagaço de cana-de-açúcar, já em relação ao teor de umidade, a maior redução de helmintos foi conseguida a uma umidade de 70%. Quanto ao teor de metais pesados determinados nas amostras do vermicomposto, ficaram muito abaixo do máximo permissível para uso agrícola do lodo (USEPA, 1992). Observou-se também que, ao final do experimento a produtividade da *Eisenia fétida* (minhoca vermelha da Califórnia) foi bastante satisfatório em alguns tratamentos.

Palavras-chave: Lodo anaeróbio, desinfecção, vermicompostagem e minhocas.

SUMMARY

This work had, as objective the disinfection of the anaerobic mud originating from of Anaerobic Digestores of Ascending Flow (DAFA), installed in PROSAB / Campina Grande-Pb, through the vermicompostagem with red earthworms of California. The experiment was accomplished during the period of June to October of 2002. The delineamento was in blocks entirely causalizados, in factorial outline $[(3 \times 2) + 1]$, acted by three humidities (60, 70 and 80%) and two composed of mud (anaerobic mud and mud sugarcane anaeróbio+bagaço), one more witness: absolute (anaerobic mud to 85%), with four repetitions. After the dehydration of the anaerobic mud. The vermicompostagem promoted the removal of the fecal coliformes in all of the applied treatments. For the helmintos, the largest reduction was obtained when of the use of the substratum without sugarcane pulp, already in relation to the humidity tenor, the largest helmintos reduction was gotten her/it a humidity of 70%. as for the tenor certain metals in the samples of the vermicomposto, they were a lot below the permissible maximum for agricultural use of the mud (USEPA, 1992). it was also Observed that, at the end of the experiment the productivity of fetid Eisenia (red earthworm of Califônia) it was quite satisfactory in some treatments.

Word-key: Anaerobic mud, disinfection, vermicompostagem and earthworms.

1.0 INTRODUÇÃO

O manejo e gerenciamento adequado dos resíduos sólidos gerados, pelas mais diversas atividades, vêm sendo reclamados, ultimamente, pelas leis ambientais, pelos movimentos ecológicos e pelas tarifas ambientais.

No setor de saneamento, as pressões sociais têm exigido a definição de políticas ambientais que geralmente se iniciam pelo tratamento de efluentes, e se equacionam pela adequada destinação do resíduo sólido, o lodo de esgoto, considerado atualmente como um dos mais graves passivos ambientais urbanos. (Andreolli & Pegorini, 2000).

As principais alternativas de disposição final do lodo compreendem: aterros sanitários, uso agrícola, fazenda de lodo, incineração e disposição oceânica. Nos Estados Unidos e em alguns países da Europa, a disposição oceânica foi proibida. Com a proibição das disposições oceânicas do lodo de esgoto, ocorre um aumento das práticas de reciclagem agrícola e incineração. Esta última alternativa, pelo seu alto custo, problemas secundários de poluição atmosférica e cuidados operacionais sofisticados, mostra-se mais adequada aos grandes centros, ou para resíduos em que os níveis de contaminação inviabilizem a reciclagem agrícola (Lara, 1999).

Sempre que possível a reciclagem deve ser priorizada, por representar, de acordo com Andreolli & Pegorini (2000), a alternativa mais adequada sob o aspecto ambiental e geralmente a mais econômica, pois transforma um resíduo urbano de disposição problemática em um insumo de grande valor agrícola que fornece matéria orgânica e nutrientes ao solo.

Apesar do potencial agrônomo do lodo ser inquestionável, devido à presença de agentes patogênicos e metais pesados em sua composição, sua utilização em áreas agrícolas depende de um planejamento adequado, que considera dentre outras informações, o tipo de higienização empregado de modo a garantir um insumo de elevada qualidade para a agricultura, com garantia de segurança sanitária e ambiental à população.

A vermicompostagem é o processo no qual se utilizam as minhocas para fabricação de um composto orgânico, de elevado valor agrônomo, a partir da digestão de uma grande variedade de resíduos orgânicos, inclusive o lodo de esgoto. Para essa transformação as

minhocas ingerem por dia, segundo Tsutya (2000), o equivalente ao seu próprio peso e transformam 60% do material ingerido em húmus.

objetivou-se com o presente trabalho avaliar a capacidade de desinfecção e desinfestação do lodo de esgoto e lodo de esgoto acrescido de bagaço de cana, sob diferentes condições de umidade pelo processo de vermicompostagem utilizando-se de minhocas Vermelha da Califórnia (*Eisenia fétida*).

1.1. OBJETIVOS

1.1.2. Objetivo Geral

Este trabalho tem como objetivo avaliar a desinfecção de lodo de esgoto por meio de vermicompostagem.

1.1.3. Objetivos específicos

- Avaliação da qualidade do lodo tratado em relação a nutrientes
- Avaliação da qualidade do lodo tratado em relação presença de metais pesados
- Avaliação da qualidade do lodo tratado em relação a presença de organismos patogênicos.

2.0. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Considerações Gerais

A Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (2000), revela que 97,9% dos municípios brasileiros têm serviço de abastecimento de água; 78,6% têm serviço de drenagem urbana e 99,4% têm coleta de lixo. Esgotamento sanitário ainda é o serviço que apresenta a menor taxa, mas já é oferecido em mais da metade (52,2%) dos municípios brasileiros (Ibge,2003).

No Brasil, apenas 33,5% dos domicílios são atendidos por rede geral de esgoto. O atendimento chega ao seu nível mais baixo na região Norte, onde apenas 2,4% dos domicílios são atendidos, seguidos da região Nordeste (14,4%), Sul (22,5%) e Centro-Oeste (28,1%). A maior cobertura do serviço de esgotamento sanitário do país encontra-se na região Sudeste (53%), dados do censo (Ibge, 2003).

A Companhia de Saneamento do Paraná – SANEPAR é a maior operadora de serviços de saneamento do país, atuando em 86% dos 399 municípios do estado, atendendo cerca de 7.200.000 habitantes; deste total 26,78% têm serviços de coleta de esgoto e pouco mais da metade, aproximadamente 1,4 milhões de habitantes, dispõe de tratamento do esgoto coletado.

A coleta de esgoto dissociada do tratamento tem sido fortemente questionada.

Do ponto de vista ambiental e da saúde pública há um custo muito alto nesta operação, em alguns casos de difícil remediação. Não são raras as Estações de Tratamento de Esgotos onde, após o tratamento, o lodo é lançado em corpos d'água. Nestas situações há de se questionar a própria existência da estação e se ponderar sobre o ônus de sua implantação para um resultado que continua contribuindo para graves problemas sanitários e ambientais. Então, surge um novo desafio: a disposição final adequada para o lodo de esgoto gerado com o tratamento. Levantamentos feitos em vários países indicam que o volume de lodo produzido em uma Estação de Tratamento de Esgoto representa cerca de 1-2% do volume de esgoto tratado, entretanto seu tratamento e disposição final podem representar até 60% do custo operacional da Estação de Tratamento de Esgoto, o que explica o fato de que em muitas cidades brasileiras, modernas e eficientes estações de

tratamento de esgoto passassem a estocar o lodo nas suas imediações, com riscos ambientais imprevisíveis (Andreoli, 1999).

O destino adequado de resíduos é fator fundamental para o sucesso de um sistema de tratamento. A importância desta prática foi reconhecida pela Agenda 21 Global, elaborada na Conferência das Nações Unidas Sobre o Meio Ambiente e Desenvolvimento, realizada no Rio de Janeiro, no ano de 1992, que reservou um capítulo, o de número 21, abordando o tema “Gerenciamento de Resíduos Sólidos e Esgotos”, afirmando que a cada ano 5,2 milhões de pessoas, incluindo 4 milhões de crianças, desenvolvem doenças graves devido à ausência de destinação adequada para os resíduos sólidos (Sato e Santos, 1996).

A reciclagem agrícola do lodo de esgoto é uma tecnologia aceitável, tanto como disposição de resíduos quanto enriquecimento do solo. A aplicação no solo geralmente promove um aumento na fertilidade, devido à mineralização da matéria orgânica, estimula a atividade microbiana e ainda ocasiona uma melhoria nas características físicas ao reduzir a densidade, aumentar a porosidade e estabilizar os agregados. Além disso, o incremento de carbono orgânico no solo resulta no aumento da capacidade e retenção de água (Stamatiadis *et al.*, 1999).

2.2. Origem e Composição do Lodo

O esgoto doméstico é constituído por água (99,9%) e sólidos (0,1%), estando os sólidos suspensos ou dissolvidos no meio líquido.

Todos os sistemas biológicos de tratamento de esgoto produzem lodo em excesso, uma denominação para os sólidos que se acumulam no sistema de tratamento e que devem ser descarregados com uma determinada frequência. O lodo inorgânico se origina da floculação de sólidos inorgânicos em suspensão. O lodo orgânico se compõe de uma fração de massa bacteriana viva e outra de sólidos voláteis suspensos sem atividade biológica que vem da floculação de sólidos orgânicos inertes no afluente e do decaimento das bactérias: o resíduo endógeno (Haandel, 1994).

O lodo de esgoto também contém uma grande variedade de microrganismos, sendo que a maior parte deles não tem importância médica ou sanitária, pois são organismos que se alimentam dos restos orgânicos de animais e vegetais (saprófitas) e participam nos processos de tratamento biológicos de esgotos. Entretanto, existe uma pequena parte constituída por vírus, bactérias, fungos, protozoários e helmintos que são patogênicos (Tsutiya, 2001).

A composição do lodo inclui proteínas, celuloses, graxas e gorduras, nitrogênio, fósforo, quantidades variáveis de minerais, incluindo metais pesados, além de grandes concentrações de agentes patogênicos. Essa composição do lodo varia em função das características do esgoto que lhe dá origem, do sistema de tratamento empregado, do sistema de estabilização e higienização adotado e das condições de armazenamento deste produto na ETE (Andreoli, 1999).

A quantidade de patógenos presentes no lodo de esgoto é bastante variável e depende fundamentalmente das condições sócio-econômicas da população, das condições sanitárias da região geográfica, da presença de indústrias agro-alimentares e do tipo de tratamento do lodo de esgoto. A concentração de agentes patogênicos pode também variar com o tempo, o que dificulta a comparação de resultados. Nos países mais desenvolvidos, cuja população apresenta padrões adequados de saúde, a densidade de alguns patógenos no lodo, como os ovos de helmintos, é mais baixa do que em países em desenvolvimento. A presença dos patógenos do lodo de esgoto causam riscos em potencial para a contaminação do solo (Tsutiya, 2001).

2.2.1. Macronutrientes

2.2.1.1. Nitrogênio

O nitrogênio é um dos elementos mais difundidos na natureza, entretanto ele não é encontrado nas rochas que originam o solo. A fonte primária do nitro é o ar.

Existem dois mecanismos que garantem a transferência de nitrogênio do ar para o solo em condições naturais. O primeiro é a transformação do nitrogênio elementar (N₂)

em óxidos, por meio de descargas elétricas na atmosfera, transformando, o nitrogênio em nitrato, facilmente absorvido pelas plantas. O segundo mecanismo é a fixação direta do nitrogênio do ar por microrganismos do solo, por exemplo, as bactérias do gênero *Azotobacter*, *Beijerinckia* e *Rhizobium*, sendo que esta última é de extrema importância na agricultura (van Raij, 1991).

A maior parte do nitrogênio do solo se encontra na forma orgânica (proteínas, aminoácidos, bases nitrogenadas, ácidos nucléicos), pouco absorvida pelas plantas.

O nitrogênio é normalmente o mais valioso constituinte do lodo, sendo também o elemento ao qual as culturas apresentam maiores respostas. Ele também pode ser usado como fator limitante para a definição da dosagem máxima de lodo a ser aplicado ao solo, pois, acima de um certo nível, o nitrogênio pode lixiviar em forma de nitratos e contaminar o lençol freático (Sanepar, 1997).

O nitrogênio do lodo provém dos dejetos presentes no esgoto e da biomassa microbiana, encontrando-se na forma mineral (nitratos e amônio) e orgânica:

$$N_{\text{total do lodo}} = N_{\text{NO}_3} + N_{\text{NH}_4} + N_{\text{orgânico}}$$

O nitrogênio amoniacal (NH_4^+) e o nítrico (NO_3^-) são considerados totalmente disponível para a planta enquanto o nitrogênio orgânico deve passar por mineralização microbiológica antes de ser absorvido. A mineralização da matéria orgânica do lodo no solo depende de vários fatores e experimentos científicos devem ser feitos para avaliá-la de forma mais precisa, para as condições brasileiras.

Em climas quentes aproximadamente 50% do nitrogênio total contido no lodo é utilizável pela planta no primeiro ano de cultivo. Esta taxa pode cair para 10-20% no segundo ano e em casos de dosagens altas de lodo pode haver perda de nitrogênio por lixiviação e escoamento superficial (Sanepar, 1997).

A disponibilidade de nitrogênio no solo depende de fatores como presença de resíduos orgânicos, relação C/N do solo e dos resíduos, umidade e pH do solo, e quantidade de matéria orgânica.

O nitrogênio é um dos macronutrientes mais importantes para as culturas, participando ativamente dos processos metabólicos das plantas e é um elemento

constituente da molécula da clorofila. De acordo com Anderson & Bowen (1992), o nitrogênio é o componente essencial de todas as proteínas sendo imprescindível para os processos enzimáticos.

A literatura evidencia o aumento na disponibilidade do nitrogênio do solo pela aplicação de biossólido (Cunnigham *et.al.*, 1975; Cripps *et. al.*, 1992) citados por Tsutiya, 2001.

Segundo Pierzynski (1994), assume-se que 10 a 40% do nitrogênio aplicado ao solo via lodo de esgoto será disponibilizado no primeiro ano de cultivo, dependendo do processo de geração deste material. Cripps *et al.* (1992), indicam que a mineralização do nitrogênio no primeiro ano de aplicação é de aproximadamente 50% e 30% e no segundo ano é de aproximadamente 30%.

2.2.1.2. Fósforo

De acordo com Raj (1991), o fósforo pode ser encontrado em partículas do solo na superfície, ou dentro das partículas recobertos por óxidos de ferro. As formas de fósforo mais aplicáveis à nutrição de plantas são o fósforo solúvel, o fósforo lábil e o não lábil.

O fósforo lábil é representado por compostos de fósforo em formação, enquanto o fósforo não lábil é representado pelos compostos insolúveis, os quais podem se transformar, lentamente, em fosfatos lábeis. Os compostos de fósforo existentes no solo possuem baixa solubilidade e são facilmente adsorvidos pelas partículas de solo.

Apesar de ser o macronutriente primário quantitativamente menos utilizado pelas plantas, o fósforo é extremamente importante para estas, pois dele depende o crescimento vegetal, já que o fósforo é responsável pela transferência de energia na síntese de substâncias orgânicas (Primavesi, 1987).

O fósforo contido no lodo provém dos dejetos dos organismos presentes no esgoto e dos detergentes e sabões que utilizam fosfatos como aditivos. Desta forma, o lodo, assim como o esgoto também é rico em fósforo. A biodisponibilidade deste elemento no lodo é alta, variando de 40% a 80% do fósforo total. Algumas formas de tratamento do lodo,

como a calagem, podem reduzir um pouco a disponibilidade do fósforo nele contido, por isso, considera-se que em média 50% do fósforo estará disponível para as plantas no primeiro ano de aplicação do lodo (Andreoli *et al.*, 1997).

2.2.1.3. Potássio

O teor de potássio do solo pode chegar a mais de 1%, mas a maior parte dele se encontra em forma não disponível para as plantas, como os minerais primários: feldspatos, micas moscovita e biotita e minerais secundários: illita e vermiculita. As formas disponíveis de potássio para as plantas são o potássio trocável e o potássio da solução do solo, que se originam da intemperização dos minerais e da decomposição dos resíduos orgânicos incorporados ao solo (Tsutiya, 2001).

Na maioria dos solos brasileiros há quantidades suficientes de potássio com teores que variam de 1780 mg/L a 14200 mg/L. Apenas uma sexta parte do nosso solo (aproximadamente 16%) apresentam quantidades insuficientes de potássio Primavesi, (1987) citado por Duarte (2002). De acordo com Anderson e Bowen, (1992) citados por Duarte (2002) a lixiviação de potássio pode ser elevada em solos franco-arenosos, sendo insignificante nos outros tipos de solos.

O potássio é o segundo macronutriente em teor contido nas plantas, depois do fósforo é o nutriente mais consumido como fertilizante pela agricultura brasileira.

Por ser muito solúvel, pouco do potássio contido no esgoto fica retido no lodo. Por isso o teor de potássio do lodo é baixo, sendo um macronutriente a ser fornecido pela suplementação de fertilização mineral. Mesmo apresentando baixos teores de potássio, 100% deste nutriente é considerado assimilável (Andreoli, 1997).

O lodo de esgoto, de maneira geral, apresenta maiores teores de nitrogênio e fósforo e baixos teores de potássio. Apesar de baixas concentrações de K na maioria dos lodos, o mesmo se encontra na forma inorgânica, tornando-se prontamente disponível às plantas (Pierzynski, 1994).

2.2.1.4. Cálcio

O cálcio é essencial para o bom desenvolvimento e produção da planta. A origem primária do cálcio do solo está nas rochas ígneas, onde se encontra na forma de minerais como dolomita, calcita, apatita, feldspatos cálcicos e anfibólios.

Através da intemperização, o cálcio dos minerais é liberado na forma de Ca^{2+} , o qual pode permanecer na solução do solo, ser adsorvido ao complexo de troca catiônica (cálcio trocável), ser absorvido por plantas e organismos do solo ou ser perdido por lixiviação.

Para se avaliar o nível de fertilidade de um solo com relação ao cálcio, faz-se uso de um extrator adequado. De acordo com o teor de cálcio extraído pela resina de troca de cátions, o nível de fertilidade de um solo é assim classificado: baixo (0-3), médio (4-7), alto (maior que 7) expressos em mmol/dm^3 (Raij *et. al.*, 1976).

Em Terras Roxas Estruturadas, cultivadas com cana-de-açúcar, Silva *et. al.*, (1998), encontraram aumento nos teores de Ca^{2+} , com o aumento da dose de biofóssido. O aumento no teor de cálcio no solo pela aplicação de biofóssido ao solo pode ser muito elevado no caso do uso da cal no processo de desinfecção do biofóssido (Tsutiya, 2001).

2.2.1.5. Magnésio

A origem do magnésio no solo é muito semelhante à do cálcio, sendo que os minerais primários que o contêm são biotita, dolomita, clorita, serpentina e olivina. Os resíduos orgânicos, como restos culturais, esterco de animais, lixo urbano e lodo de esgoto se constituem fontes de magnésio para o solo.

Por intemperização dos minerais contidos nas rochas, o magnésio é liberado na forma de cátion (Mg^{2+}), que pode permanecer na solução do solo (Mg solúvel), ser absorvido por plantas e organismos do solo, ser adsorvido ao complexo de troca catiônica (Mg trocável) ou ser lixiviado para as camadas mais profundas do perfil do solo.

A classificação de acordo com o nível de fertilidade em relação ao magnésio é: baixo (0-4), médio (5-8), alto (maior que 5), expressos em mmol/dm³ (Raij *et al.*, 1996).

De acordo com Seki, (1995) e Marques, (1997) tem sido observado um aumento gradual na disponibilidade de magnésio pela aplicação de biofóssido ao solo.

Mesmo aplicações modestas de lodo podem suprir as necessidades em magnésio e enxofre da maioria dos vegetais.

2.2.1.6. Enxofre

A fonte primária de enxofre no solo são as rocha ígneas, onde este se encontra em pequenas porcentagens na forma de sulfatos.

A atmosfera é uma importante fonte de enxofre para o solo, pois o SO₂ presente no ar se combina com a água, formando H₂SO₄, que é levado ao solo com a chuva. O dióxido de enxofre (SO₂) pode se originar de atividades antrópicas, como a queima de produtos que contém o elemento. Todavia, a maior parte do enxofre atmosférico tem origem em atividades vulcânicas, no desprendimento de H₂S em regiões pantanosas e na matéria orgânica em decomposição.

A forma de enxofre disponível para as plantas é o SO₄²⁻ que, em solos ricos em argilas do tipo 1:1 e óxidos de ferro e alumínio, pode estar adsorvido no complexo de troca aniônica (CTA). No solo, o enxofre se encontra predominantemente em forma orgânica (Duarte, 2002).

Para avaliar o nível de fertilidade do solo com relação ao enxofre, faz-se a extração do solo por meio de um extrator adequado, seguindo-se a determinação do íon sulfato.

O teor de S-sulfato, de um solo é assim classificado em relação ao nível de fertilidade: baixa (0-4), média (5-10), e alta (maior que 10), expressos em mg de S-SO₄²⁻ dm⁻³ solo (Raij *et al.*, 1996).

De acordo com Seki (1995) e Marques (1997), o aumento gradual na disponibilidade de enxofre tem sido observado pela aplicação de biofóssido ao solo.

2.2.2. Micronutrientes

Micronutrientes são os elementos que as plantas necessitam em quantidades muito pequenas para seu desenvolvimento, sendo seus teores normalmente expressos em mg/Kg.

São considerados atualmente como micronutrientes os seguintes elementos cobre, ferro, manganês, zinco, molibdênio e cloro.

Os teores totais de micronutrientes no solo tem pouco valor como indicador de sua disponibilidade para as plantas. Para avaliação do nível de fertilidade de um solo com relação aos micronutrientes, os mesmos devem ser extraídos do solo por meio de um extrator adequado, seguindo-se sua determinação por um método químico ou espectrofotométrico.

Na **Tabela 1** estão mostrados os valores para a classificação dos solos com relação ao seu conteúdo em alguns micronutrientes.

Tabela 1. Classificação dos solos com relação ao seu conteúdo em micronutrientes

	B	Cu	Fe	Mn	Zn
Classificação	-----mg dm ⁻³ -----				
Médio	0-0,20	0-0,20	0-4	0-1,2	0-0,5
Baixo	0,21-0,60	0,30-0,80	5-12	1,3-5,0	0,6-1,2
Alto	>0,60	>0,80	>12	>5,0	>1,2

Fonte: Raij *et al.*, (1996).

O lodo contém cobre, zinco, manganês e quantidades menores de boro, molibdênio e cloro. Geralmente, quando o lodo é aplicado no solo, em taxas suficientes para suprir as necessidades de nitrogênio, as necessidades de micronutrientes são supridas (Andreoli *et al.*, 1997).

O teor de micronutrientes no solo também tem aumentado com a pela aplicação de biossólido (Defelipo *et al.*,(1991); Berton *et al.*, (1997 a, b).

Defelipo *et al.*,(1991), aplicando um biossólido a dois tipos de solo (Latosolo Vermelho-Amarelo distrófico franco-argilo-arenoso e Latossolo Vermelho-Escuro distrófico argiloso) observaram aumento nos teores de Cu, Fe, Mn e Zn.

2.2.3 Metais Pesados no Lodo de Esgoto

A aplicação das alternativas tecnológicas para a gestão de resíduos, envolve a revisão dos padrões mínimos de qualidade do esgoto recebido na rede, especialmente no que se refere ao seu conteúdo de metais pesados, pois tanto a norma brasileira, NBR – 9800, da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) quanto a resolução 020/86 do Conselho Nacional de Meio ambiente (CONAMA) não são suficientes para garantir níveis de qualidade de lodo que permitam a sua reciclagem agrícola.

A principal limitação a ser observada durante a avaliação da possibilidade da utilização de biossólidos em áreas agrícolas se refere à presença de poluentes. Biossólidos contendo elevadas concentrações de metais pesados não devem ser destinados ao uso agrícola. Os metais com valores limites no biossólido e acumulados no solo pela aplicação foram selecionados pela Agência de Controle Ambiental dos Estados Unidos, EPA, através de resultados das pesquisas desenvolvidas, tendo em vista o estabelecimento de critérios para a destinação dos lodos das estações de tratamento biológico de esgotos municipais (Andreoli, 1999).

De acordo com Tsutiya (1999b) e Miyazawa *et al.*, (1999), o fator limitante para o emprego do lodo como fertilizante é a presença de metais pesados, principalmente quando este lodo é proveniente de cidades altamente industrializadas.

A gravidade da contaminação com metais pesados se deve a dois fatores: não são biodegradáveis, sofrendo apenas alterações químicas e são tóxicos, pois são capazes de se ligar ao grupo sulfidril das proteínas e também a outros radicais orgânicos Marques, citado por Pedroza, (2002).

De acordo com Tsutiya (2001), metais pesados são elementos químicos que possuem peso específico maior que 5 g/cm^3 ou número atômico maior do que 20. Entretanto, o termo “metais pesados” é utilizado para elementos químicos que contaminam o meio ambiente, provocando diferentes danos à biota, podendo ser metais, semi-metais e mesmo não metais como o selênio. Os principais elementos químicos enquadrados neste conceito são: alumínio, antimônio, arsênio, cádmio, chumbo, cobre, cobalto, cromo, ferro, manganês, mercúrio, molibdênio, níquel, selênio e zinco. Esses elementos são encontrados naturalmente no solo em concentrações inferiores àquelas consideradas como tóxicas para diferentes organismos vivos. Entre os metais, o arsênio, cobalto, cromo, cobre, selênio e o zinco são essenciais para os organismos vivos.

Os metais pesados contidos nos biossólidos, podem ser divididos em duas categorias, dependendo do risco que eles representam às plantas e aos animais. São considerados metais que oferecem pequeno risco: manganês, ferro, alumínio, cromo, arsênio, selênio, antimônio, chumbo e o mercúrio. Os metais potencialmente perigosos aos homens e aos animais são os seguintes: zinco, cobre, níquel, molibdênio e cádmio.

Na **Tabela 2** estão mostrados as concentrações máximas permissíveis de metais pesados nos lodos de esgotos para uso agrícola.

Os metais pesados que são considerados micronutrientes para as plantas e indispensáveis ao seu crescimento são classificados como essenciais: cobre, ferro, manganês, molibdênio e zinco, benéficos: cobalto, níquel e não essenciais ou sem função: alumínio, cádmio, cromo, mercúrio, chumbo (Tsutiya, 2001).

Tabela 2. Concentração máxima permissível de metais pesados em solos agrícolas

País	Concentração máxima permissível de metais em solos agrícolas (mg/ha)										
	Ar	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Mo	Ni	Pb	Se	Zn
Comunidade Européia	-	1/3	-	50/140	-	1/1,5	-	30/75	50/300	-	150/300
Alemanha	-	3	100	100	-	2	-	50	100	-	300
França	-	2	150	100	-	1	-	50	100	10	300
Inglaterra	20	3	600	135	500	1	4	75	250	3	300
Itália	-	3	150	100	-	-	-	50	100	-	300
Escócia	12	1,6	80	60	-	0,4	2	40	80	2,4	150
Áustria	-	3	100	100	-	2	-	50	100	-	300
Canadá (Ontário)	14	1,6	120	100	-	0,5	4	32	60	1,6	220
Espanha	-	1	100	50	-	1	-	30	50	-	150
Dinamarca	-	0,5	30	40	-	0,5	-	15	40	-	100
Finlândia	-	0,5	200	100	-	0,2	-	60	60	-	150
Noruega	-	1	100	50	-	1	-	30	50	-	150
Suécia	-	0,5	30	40	-	0,5	-	15	40	-	100
Nova Zelândia	-	3,5	600	140	-	1	-	35	300	-	300
Estados Unidos	-	20	1500	750	-	8	-	210	150	-	1400

Fonte: Tsutiya (1999c)

2.2.4. Microrganismos Patogênicos no Lodo

Lodos de esgotos são concentradores naturais de nutrientes e microrganismos oriundos dos esgotos durante os processos de tratamento secundário, e que permanecem adsorvidos às suas partículas. Estes microrganismos podem ser favoráveis à ação do

produto como condicionador do solo, como os microrganismos envolvidos nos processos de liberação de nutrientes ao sistema solo/planta. Por outro lado, alguns são patogênicos e, portanto, indesejáveis, quer pelos riscos às pessoas que efetuam a sua manipulação, quer pela sobrevivência dos mesmos após aplicação e contaminação das partes das culturas que mantêm contato direto com o lodo (Ilhenfeld *et al.* 1999; Bonnet *et al.*,1998).

A quantidade de patógenos presentes no lodo de esgoto é bastante variável e depende fundamentalmente das condições sócio-econômicas da população, das condições sanitárias da região geográfica, da presença de indústrias agro-alimentares e do tipo de tratamento do lodo de esgoto. A concentração de agentes patogênicos pode também variar com o tempo, o que dificulta a comparação de resultados nos países mais desenvolvidos, cuja população apresenta padrões adequados de saúde. A densidade de alguns patógenos no lodo, como os ovos de helmintos, é mais baixa do que em países em desenvolvimento (Tsutiya, 2001).

Dentre os microrganismos patogênicos, cinco grupos podem está presentes no lodo de esgoto: helmintos, protozoários, fungos, vírus e bactérias, causando riscos à saúde humana e animal. Quanto à dose infectante, para ovos de helmintos e cistos de protozoários apenas um ovo ou cisto é suficiente para infectar o hospedeiro (Silva *et al.*,2001c).

2.2.4.1. Helmintos

Os helmintos de interesse sanitário no lodo de esgotos são os nematóides e cestóides. Diversos autores afirmam que o ambiente encontrado em processos de tratamento é propício ao embrionamento de ovos de helmintos. *Ascaris lumbricoides* é um nematóide de grande interesse por apresentar ovos de constituição particularmente resistente e capazes de sobreviver no solo por até sete anos. Após a ingestão de ovos por um hospedeiro, larvas penetram a parede intestinal e através da corrente sanguínea passam pelo fígado e atingem as vias respiratórias e a faringe, ocasionando a Síndrome de Loeffler, caracterizada por tosse, dores no peito, perda de fôlego e febre que ocasiona novamente sua deglutição e a

migração e maturação no intestino delgado (Bonnet *et al.*, 1998). Os helmintos mais freqüentes são *Ascaris lumbricoides*, *Ascaris suum*, *Ancylostoma duodenale*, *Trichuris trichiura*, *Taenia solium*, *Taenia saginata*, *Necator americanus* e *Hymenolepis nana*.

2.2.4.2. Protozoários

Cistos de protozoários são pouco resistentes à desinfecção do lodo e ambiental. Entre os organismos de maior interesse sanitário, está a *Entamoeba histolytica*. Os processos de estabilização química não demonstram eficiência como inativadores de cistos de protozoários no lodo, mas processos de estabilização biológica são tidos como eficazes. A capacidade patogênica é variável; pode-se distinguir os agentes patogênicos estritos (freqüentemente responsáveis por afecções) e os patogênicos oportunistas (induzem à doença em caso de diminuição de imunidade do hospedeiro). Os principais parasitos encontrados no lodo são *Cryptosporidium*, *Entamoeba histolytica*, *Giardia lamblia*, *Balantidium coli* e *Toxoplasma gondii* (Bonnet *et al.*, 1998).

2.2.4.3. Fungos

Resultados de investigações sobre fungos em lodo de esgoto não são freqüentes na literatura internacional. Gambale *et al.*, 1987 e Bonnet *et al.*, 1998, forneceram alguns indicativos sobre a presença do Reino Fungi em amostras de lodo digerido aeróbio centrifugado, com elevada incidência de bolores (gêneros *Aspergillus*, *Fusarium*, *Scedosporium*, *Penicillium*, *Cephalosporum*, *Verticillium* e *Trichoderma* com maior importância) e leveduras (gêneros *Cândida*, *Trichosporum*, *Rhodotorula*, *Torulopsis* e *Geotrichum*).

2.2.4.4. Vírus

Os vírus estão presentes em diferentes tipos de águas residuárias e lodos provenientes de diversos tipos de tratamento; afetam seres humanos e animais e podem ser transmitidos através do solo, alimentos, água, em aerossóis e na poeira. A transmissão também pode se dar por contato com mucosas e por inalação. Esta via indireta representa risco para os indivíduos que trabalham em estações de tratamento e pessoas que manipulam produtos líquidos, secos ou pastosos derivados do lodo. A infecção por vírus geralmente ocorre por via direta como a oral, por aspersão do lodo. Indiretamente, pode haver infecção por ingestão de água ou alimentos contaminados com lodo contendo patógenos. Partículas virais não se reproduzem fora de células hospedeiras e são espécies específicas. A exceção é feita aos retrovírus e rotavírus – com sorotipos similares em gado e suínos e em outros animais, inclusive o homem – e ao vírus da hepatite A, infectivo ao homem e a outros primatas. Segundo Mendes (1981), o vírus da hepatite A é o que suscita maior preocupação sanitária quando da aplicação agrícola de lodos.

2.2.4.5. Bactérias

É senso comum que bactérias são os organismos típicos mais frágeis aos processos de tratamento de lodos e sua concentração é reduzida pela radiação solar e desidratação do lodo. A maioria das bactérias presentes no esgoto é originária das fezes humanas, e poucas, como a *Leptospira* spp. são provenientes de urina. Os agentes bacterianos mais freqüentes são *Salmonella* spp., *Shigella* sp., *Escherichia coli*, *Vibrio cholerae* e *Leptospira* sp. É necessário considerar também as bactérias patogênicas oportunistas como o gênero *Listeria* spp.. A *Listeria monocytogenese* pode constituir um risco para a saúde de certos indivíduos como resultado da aplicação de lodo ao solo. A dose mínima infectante pode variar de um agente patogênico para outro, porém de maneira geral a dose calculada segundo a Usepa (1992), é da ordem de $10^2 - 10^6$ NMP/100g (Bonnet *et al.*, 1998).

2.2.5. Sobrevivência de microrganismos do lodo de esgoto em solo agrícola

A superfície do solo e ocasionalmente de plantas de uma área de aplicação de lodo de esgoto podem conter uma grande quantidade de bactérias entéricas, dependendo do nível de tratamento de lodo aplicado. O conhecimento do tempo de sobrevivência das bactérias na superfície do solo e das plantas é fundamental, pois respalda decisões relativas quanto ao tempo que deve ser respeitado, entre a última aplicação e o acesso de pessoas, animais e a colheita das culturas (Usepa, 1985). Os fatores que afetam a sobrevivência de bactérias no solo, segundo Gerba *et al.*, (1975) e Usepa (1981), citados por Usepa (1985) são:

- **Umidade:** solos úmidos e períodos de grande precipitação aumentam o tempo de sobrevivência;
- **Capacidade de Retenção de Água:** o tempo de sobrevivência é menor em solos arenosos, do que naqueles capazes de reter a umidade;
- **Temperatura:** o tempo de sobrevivência é maior em baixas temperaturas;
- **pH:** o tempo de sobrevivência é menor em solos ácidos (pH de 3 a 5) do que naqueles solos neutros ou alcalinos. O pH do solo tem efeito sobre a eficácia dos nutrientes e agentes inibidores;
- **Luz do Sol:** o tempo de sobrevivência é menor na superfície, provavelmente devido a dessecação, temperaturas altas e pela radiação de raios ultravioletas;
- **Matéria Orgânica:** aumenta o tempo de sobrevivência de microrganismos no solo, por sua capacidade de reter a umidade. A recuperação de algumas bactérias pode ocorrer na presença de matéria orgânica abundante;

- **Microrganismos do Solo:** a competição e a predação com microrganismos endêmicos do solo diminuem o tempo de sobrevivência das bactérias. Os protozoários de vida livre são considerados importantes predadores de coliformes (Tate, 1978). Bactérias entéricas aplicadas em solo estéril sobrevivem mais do que aquelas aplicadas em solo não estéril.

Os cistos de protozoários no solo e nas plantas são rapidamente mortos pelos fatores ambientais, portanto a ameaça à saúde pública e de animais através dos protozoários no lodo de esgoto é mínima. As bactérias, vírus e helmintos são de maior preocupação (Usepa, 1985).

De acordo com Andraus *et al.*, (1999), os microrganismos são inativados em solo com taxas que variam com o tipo de organismos e sua condição, o método de aplicação, o grau de predação, a competição com outros organismos, as condições climáticas e a composição físico-química do solo.

No solo geralmente se encontram organismos como bactérias, ovos de helmintos ou cistos de protozoários que são provenientes de animais domésticos, animais selvagens vivendo na região; parasita de plantas ou ainda organismos de vida livre. Esses últimos não representam riscos para os animais domésticos ou homem. Porém, podem gerar confusão de diagnóstico na análise do solo.

Quando o lodo é depositado, os microrganismos ficam na superfície do solo e dos vegetais. O tempo de sobrevivência deles é variável de acordo com:

- A capacidade de sobrevivência do próprio microrganismos. Ovos de *Ascaris* sp., são os mais resistentes e por isso são utilizados para monitorar a qualidade do tratamento aplicado ao lodo. Eles podem sobreviver em média dois anos.
- A textura e pH do solo. Em solo arenoso o tempo de sobrevivência de ovos de helmintos é menor que em solos úmidos. Portanto, o tempo de sobrevivência varia de região para região (Hays, 1977).

- Incidência da luz solar. Os raios solares incidindo diretamente sobre os microrganismos produzem dessecação reduzindo o tempo de sobrevivência dos mesmos.
- Temperatura ambiente. No verão o tempo de vida de cistos de protozoários e ovos de helmintos é mais curto que no inverno (Elissalde, 1994 e Granham (1983). Regiões onde o outono é frio e a primavera apresenta-se chuvosa os agentes patogênicos beneficiam-se.
- Método de aplicação do lodo no solo. Quando o lodo é aplicado diretamente no solo, a incidência de raios solares contribui para diminuir o tempo de sobrevivência dos parasitos. Quando incorporado ao solo, ficando a baixa profundidade, o tempo de vida dos microrganismos aumenta. Todavia, esse procedimento diminui o risco de contato direto para o homem e os animais (Rosaz, 1991).

Objetivando verificar o tempo de sobrevivência dos ovos de helmintos no solo, Medeiros *et al.*, (1997b), realizaram experimentos, com lodo digerido aeróbio, lodo digerido anaerobicamente e lodo higienizado pela cal.

Em experimento realizado na Fazenda Experimental do Canguiri da Universidade Federal do Paraná, UFPR, foi utilizado lodo digerido aeróbio incorporado ao solo, em área de 10 m², com cobertura morta, na dosagem correspondente a 60 t.ha⁻¹.

O lodo antes de ser incorporado ao solo continha 10,6 ovos de helmintos por grama de massa seca (ST) e um percentual de viabilidade de 74%. Nas amostragens realizadas nos dias 0, 40 e 180, após a incorporação, o percentual de viabilidade dos ovos de helmintos foi respectivamente de 60,13%, 45,23% e 19,85%. O número de ovos por grama de matéria recuperados após 180 dias foi apenas 0,03. O solo testemunha apresentou ovos de helmintos com percentual de viabilidade de 74%. Embora este percentual seja expressivo, o número de ovos viáveis é pouco significativo < 1 ovo viável / 4 g ST.

2.2.7. Riscos representados pela utilização de lodo de esgoto para a saúde humana e animal.

Para avaliar o risco que o biossólido utilizado na agricultura representa para a saúde humana e animal, alguns pontos devem ser considerados. De acordo com Bertucci e Sedita (1992), é essencial avaliar a exposição da população aos agentes patogênicos e estimar a probabilidade de sua expressão. A probabilidade de infecção humana por parasitos é variável e depende do contato direto ou indireto que os indivíduos possam ter com eles e da dosagem infectiva. O lodo sem nenhum tratamento oferece risco maior. Ressalta-se porém, que ovos contidos no lodo não são a única fonte de infecção para o homem ou animais. É indispensável estudar as possíveis fontes de infecção, implementar política de saneamento básico e tratar os indivíduos parasitados.

Para controle das parasitoses intestinais, apregoa-se a melhoria das condições de saneamento básico. Porém, se o esgoto e o lodo não forem tratados adequadamente e de algum modo alcançarem os rios, podem também contaminar pastagens, plantações e indivíduos. Portanto, quanto maior for a proporção de lodo tratado menores serão os riscos da população contrair parasitos. Portanto, é necessário a definição de uma alternativa segura para a disposição final deste resíduo.

De acordo com Silverman e Griffiths (1955), a presença de ovos de parasitos da família Taeniidae (*Taenia saginata*, *T. solium*, *Echinococcus* sp.) representa maior risco para a saúde humana e animal. A presença de ovos destes parasitos foi freqüentemente observada, tanto em lodo aeróbio como em lodo anaeróbio.

Se lodo de esgoto contendo ovos viáveis de *Taenia saginata* for utilizado para adubar pastagens, bovinos podem infectar-se e suas carcaças contaminadas serão condenadas causando severos prejuízos aos produtores. Se o homem ingerir carne bovina contendo o cisticerco desenvolverá o parasito adulto, perpetuando seu ciclo biológico. No caso do lodo conter ovos viáveis de *Taenia solium* o risco maior é para a saúde humana.

O lodo utilizado na agricultura, sem riscos para a saúde pública, deve ser monitorado em relação ao número de ovos de helmintos viáveis por grama de matéria seca.

O risco para a saúde humana e animal existe, principalmente se o lodo não higienizado for utilizado como adubo orgânico em culturas que tenham contato direto com o solo, ciclo de vida curto e cujo produto seja consumido *in natura*.

2.2.7. Legislação e normas brasileiras para lodo de esgoto

O grande impulso para a coleta de esgotos sanitários no Brasil ocorreu na segunda década do Plano Nacional de Saneamento – Planasa (1968 – 1984). Com a entrada em operação de um número mais significativo de estações de tratamento de esgotos, decorrente das necessidades sociais de melhoria das condições de saúde e da preservação ambiental. Desta forma, há uma tendência de crescimento da produção de lodo no Brasil, que exige a definição de alternativas adequadas de disposição final sem a qual, grande parte dos benefícios esperados pelos sistemas de saneamento fica comprometida. Com este cenário compreende-se porque agora as atenções do meio acadêmico estão voltados para tecnologias de disposição adequada dos lodos do tratamento dentre as quais, a prática mundialmente aceita, o uso agrícola dos bio sólidos das estações de tratamento de esgotos Santos (2001).

O Estado de São Paulo possui norma estabelecida pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB), regulamentando a aplicação de resíduos dos tratamentos biológicos ao solo, desde 4/12/1999. O registro e fiscalização dos fertilizantes, corretivos e condicionadores de solo, inclusive no tocante à saúde pública e proteção ao ambiente, é uma atividade de responsabilidade do Ministério da Agricultura, nos termos do Decreto Lei 82.955/82. O Ministério da Agricultura e Abastecimento, o órgão federal responsável pela legislação de fertilizantes minerais, orgânicos, corretivos e inoculantes, é omissa no referente aos bio sólidos, tanto com respeito à presença de metais pesados como de agentes patogênicos. Para suprir esta falha, o Ministério da Agricultura e Abastecimento está promovendo uma revisão da legislação visando atender não apenas as exigências internas do país como o mercado internacional, exigente na qualidade dos produtos agrícolas Tsutiya (2001). As normas da CETESB como o projeto da legislação federal em discussão são baseadas na legislação americana.

Na **Tabela 3** estão mostrados os valores limite para os microrganismos indicadores de contaminação fecal e microrganismos patogênicos, de acordo com a classe do lodo.

Tabela 3. Limites para microrganismos indicadores de contaminação fecal e microrganismos patogênicos, de acordo com a classe do lodo

Microrganismo	Lodo Classe A	Lodo Classe B
Coliformes fecais (CF)	$< 10^3$ /gST	$< 10^6$ /gST em 7 amostras por duas semanas
<i>Salmonella</i> spp.	< 3 NMP/4gST	Não especificado
Ovos viáveis helmintos	$< 1/4$ gST	Não especificado

Fonte: Usepa (1992)

2.2.8. Processos de tratamentos de lodos de esgotos

O tratamento dos esgotos gera alguns sub-produtos, na forma sólida, semi-sólida, ou líquida, que devem receber um tratamento específico antes de sua disposição final.

Estes sub-produtos do tratamento da fase líquida são sólidos grosseiros, areia, espuma e lodo. Destes, o lodo é o que apresenta a maior parcela e importância, devendo receber atenção particular em relação a seu tratamento.

O tratamento e a disposição final do lodo constituem muitas vezes problemas particularmente difíceis ou complexos, face às grandes quantidades que podem ser geradas, à dificuldade em se encontrar locais adequados ou seguros para o destino final do lodo seco, à própria distância de transporte, aos custos, aos impactos ambientais, e às características de operação e processo.

De acordo com o tipo de esgoto, os processos e o grau do tratamento, o lodo apresentará características próprias de qualidade e quantidade. No lodo, os sólidos podem ser orgânicos (biodegradáveis ou não), inerte, inorgânico e combustível ou não combustível. No caso de esgotos sanitários, o lodo gerado na fase líquida do tratamento apresenta uma concentração de sólidos bastante baixa, da ordem de 1 a 5% em peso Pessoa (1995).

O que se busca com os tratamentos do lodo de esgoto é preparar o lodo para que sua disposição final possa ser feita de forma segura para o meio ambiente e economicamente viável para as empresas que administram estes trabalhos. Para tal, o lodo tem que ser estabilizado, secado e higienizado. Com relação a higienização a Usepa (1992) cita vários processos de tratamentos de lodos de esgotos destinados à remoção de patógenos. As normas americanas apesar de rígidas, não prevêm a completa esterilização do lodo de esgoto. Os processos de tratamento de lodo são classificados, quanto à sua capacidade de remoção de organismos patogênicos em processos de avançada redução de patógenos e processos de redução significativa de patógenos.

Os processos de redução avançada de patógenos reconhecidos pela Usepa (1992) são:

- **Compostagem:** utilizando-se o método Within-vessel ou em leiras estáticas aeradas, a temperatura da mistura é mantida a 55° C ou superior, por 13 dias ou mais.
- **Secagem por Aquecimento ($T > 80^{\circ}\text{C}$):** o lodo de esgoto é seco por contato direto ou indireto, por gases aquecidos, desidratando-o a 10% de umidade ou menos.
- **Tratamento Térmico:** o lodo líquido é aquecido à temperatura de 180° C ou superior, por 30 minutos.
- **Digestão Aeróbia Termofílica:** o lodo líquido proveniente de esgoto aerado, mantendo-se as condições aeróbias, a um tempo médio de detenção de 10 dias e a temperatura 55°C a 60°C.
- **Irradiação com Raios Beta:** o lodo líquido de esgoto é irradiado com raios beta (1 megarad a 20°C), através de otimizador de dosagens, em ambiente climatizado a temperatura de 20° C.
- **Irradiação com Raios Gama:** o lodo líquido de esgoto é irradiado (1 megarad a 20°C) com isótopos de cobalto 60 ou césio 137, em ambiente climatizado a temperatura de 20° C.
- **Pasteurização:** a temperatura do lodo de esgoto é mantida maior que 70° C ou superior, durante 30 minutos ou mais.

O lodo processado por um dos tratamentos acima citados, é denominado tipo A, pela norma USEPA 40, pois, o mesmo contém bactérias patogênicas, vírus entéricos e ovos viáveis de helmintos, reduzidos à níveis detectáveis Pedroza (2002); demonstrados na Tabela 2.3.

Os processos de redução significativa de patógenos reconhecidos pela Usepa (1992) são:

- **Digestão Aeróbia:** o lodo de esgoto é aerado mantendo as condições aeróbias, durante 40 dias a 20° C ou durante 60 dias a 15° C.
- **Digestão Anaeróbia:** é realizada na ausência de oxigênio com tempo médio de retenção de 15 dias, entre 35° C a 55° C ou 60 dias a 20 ° C.
- **Secagem ao Ar:** o lodo de esgoto é secado em pátio de areia, com base pavimentada ou não, durante no mínimo três meses.
- **Compostagem:** utilizando-se o método “Within-vessel”; de leiras estáticas aeradas ou de Windrow, a temperatura do lodo de esgoto deve atingir 40° C ou superior, e é mantida a 40° C ou superior por cinco dias. Por 4 horas a uma temperatura de 55° C.
- **Calagem:** a cal é adicionada ao lodo para elevar o pH a 12, após duas horas de contato.

O lodo processado por um dos tratamentos acima citados é denominado tipo B, pela norma USEPA 40. Tais tratamentos reduzem a concentração de coliformes fecais e reduz a densidade de *Salmonella* e vírus entéricos a um fator de 10 Farrel *et al.*, (1985), citados por Pedroza (2002).

Para a classificação do bio sólido em classe A, os critérios são os seguintes: Coliformes fecais – densidade < 1000 NMP/gST e *Salmonella* sp – densidade < 3 NMP/4gST e ovos viáveis de helmintos < 1/gST, de acordo com a CETESB (1999). A norma americana USEPA (1997) exige apenas a verificação de um dos patógenos (Tsutiya, 2001).

2.2.8.1. Tratamento do lodo através da compostagem

Dentre as técnicas economicamente viáveis de redução e inativação de patógenos encontra-se a compostagem que é um processo aeróbio controlado de decomposição biológica da fração orgânica contida nos resíduos de modo a resultar um produto mais estável, melhor utilizável como condicionador de solo e em condições sanitárias mais adequadas ao manuseio e aplicação no solo. Além do baixo custo e alta eficiência, ele maximiza a biodegradação do biossólido fresco. Esse processo controla a produção de odores desagradáveis e atua na redução e/ou inativação de agentes patogênicos e sementes de ervas daninhas (Ressetti, 1999).

A compostagem é um processo de degradação aeróbia, no qual a matéria orgânica se decompõe e/ ou transforma sob a ação de microrganismos. Durante o processo de biodegradação da matéria orgânica, a temperatura se eleva naturalmente, geralmente na faixa de 60°C a 65°C nos primeiros dias do processo. Essa elevação da temperatura é responsável pela redução dos microrganismos patogênicos presentes no lodo (Tsutiya, 2001).

Para a compostagem do lodo de esgoto há necessidade da mistura de outros resíduos, tais como, bagaço de cana, serragem de madeira, palha, resíduos de poda de árvore, etc. Esses resíduos participam do processo como fonte de carbono e material estruturante e o lodo como fonte de nitrogênio, fósforo, nutrientes e umidade. A compostagem é geralmente utilizada para a estabilização do lodo bruto, no entanto, também tem sido utilizado para estabilizar lodo digerido (Tsutiya, 2001).

Objetivando verificar a eficácia do processo de compostagem na redução e viabilidade de ovos de helmintos, Soccol *et al.*, (1997) realizaram dois experimentos. O primeiro foi realizado utilizando resíduo verde e lodo aeróbio. Em todos os compostos, a análise da viabilidade de ovos de helmintos demonstrou que as amostras coletadas após 60 e 150 dias de compostagem apresentaram ovos de helmintos 100% inviáveis. Os compostos obtidos, sem apresentar ovos viáveis podem ser utilizados em qualquer atividade agrícola sem riscos para saúde pública.

O segundo experimento foi realizado utilizando lodo aeróbio e serragem nas seguintes proporções 1:2; 1:1; 2:1 respectivamente. Os percentuais de redução variaram de 93, 98 e 100% respectivamente para as proporções 1 parte de lodo para 1 parte de serragem; 2 partes de lodo para 1 de serragem e 1 de lodo para 2 de serragem.

Esses pesquisadores afirmam que a compostagem mostra-se também, como um método eficiente para a redução de viabilidade de ovos de helmintos. A compostagem deve ter na fase termófila, temperatura entre 55 e 60° C por mais de três dias.

A compostagem quando bem controlada pode propiciar uma grande valorização do lodo urbano, podendo ser empregado para os mais variados fins. Entretanto, é possível aumentar e otimizar as características que dão valorização ao composto, aplicando a vermicompostagem no lodo compostado.

2.2.9. Vermicompostagem do lodo de esgoto

A vermicompostagem é um tipo de compostagem na qual se utilizam as minhocas para digerir a matéria orgânica, provocando sua degradação, melhorando o arejamento e a drenagem do material em fase de maturação. As minhocas são vermes, daí o processo chamar-se vermicompostagem.

Existem algumas formas de produção de material humificado; uma delas é obtida com uso de minhocas, submetidas a dieta à base de matéria orgânica como lodo de esgoto, por exemplo e solo, produzindo assim, o vermicomposto (Lamim, 1995). O processo de compostagem e a ação das minhocas alteram, qualitativa e quantitativamente, a composição das substâncias húmicas presentes nos materiais orgânicos. O material estabilizado ou humificado apresenta maior capacidade de troca de cátions (CTC), maior capacidade de retenção de água, além de lenta mineralização ser mais lenta (Aquino *et al.*, 1992).

Dentre as espécies de pigmentação vermelha, destacam-se *Lumbricus terrestris* e *Eisenia fétida* (minhoca-vermelha-da-Califórnia), por serem as mais conhecidas no meio científico devido à sua utilização (Meinicke, 1983). A minhoca, apesar de ser um animal

de aparência simples, é anatomicamente um ser muito complexo. Apresenta perfeita organização física, adequada ao meio onde vive, deslocando-se com extrema rapidez. Usa o prostômio (espécie de cunha) para abrir galerias e alcançar seu alimento. Não possui ouvidos, olhos e dentes, e o olfato é pouco desenvolvido; apesar disso, possui paladar bastante desenvolvido. As minhocas são capazes de modular a estrutura física do seu habitat ao tamanho e formato do seu corpo (Silva, 2000).

Na minhoca, o tubo digestivo ocupa a maior parte do corpo e se localiza na parte central, sendo constituído de: **a)** boca, situada no primeiro segmento; **b)** faringe, que faz a sucção dos alimentos; **c)** esôfago, que permite a passagem do material ingerido; **d)** papo, que armazena os alimentos; **e)** moela, com poderosas contrações, tritura os alimentos; **f)** intestino, responsável pela absorção dos alimentos; **g)** ânus, orifício por onde são liberados os restos digestivos (Barnes, 1984).

A decomposição dos resíduos ocorre através das secreções no tubo digestivo que contém enzimas capazes de desdobrar os carboidratos, as proteínas, as gorduras e até mesmo a celulose. A absorção dos principais nutrientes, necessários à nutrição das oligoquetas, ocorre na parte final do aparelho digestivo.

As minhocas além de serem utilizadas como agentes biodespoluidores, em decorrência da produção de enzimas digestivas, atuam na quebra de moléculas de vários compostos orgânicos, facilitando assim, a degradação que ocorre espontaneamente na natureza. Segundo Aquino (1991) a capacidade da *Eisenia fétida* em acelerar a decomposição de resíduo sólido urbano, como o lodo de esgoto, está diretamente associada ao potencial de oxirredução do meio.

A vermicompostagem deve ser entendida como um processo de dois estágios. Primeiro, a matéria orgânica é compostada de acordo com os padrões normais, em função da variante do processo utilizada, com redução de microrganismos patogênicos e retorno à condição de temperatura ambiente. Após a estabilização da temperatura, o material compostado é transferido para leitos rasos, para não se aquecer demasiadamente e não se compactar, pois os materiais de granulometria fina têm essa tendência. Faz-se então a inoculação das minhocas obtendo-se o vermicomposto após 60 a 90 dias (Bidone, 1999).

A conversão do lodo de esgoto em composto orgânico é uma prática amplamente utilizada na Europa e nos Estados Unidos e, recentemente, no Brasil.

Dionísio (2001) com o objetivo de avaliar a capacidade de desinfecção do lodo de esgoto pela vermicompostagem utilizando minhocas *Eisenia fétida* (Vermelha da Califórnia) e *Eudrilus engeniae* (Gigante Africana), conseguiu uma redução dos coliformes fecais de 99,9% e uma redução do número de ovos de helmintos superior a 90%.

Dionísio e Ressetti (1997), verificaram a eficácia na desinfecção do lodo de esgoto através da vermicompostagem utilizando a *Eisenia fétida*. Em seus experimentos conseguiram reduções populacionais de enterobactérias, que variaram de 99 a 100%, também reduziram totalmente os ovos e larvas de helmintos. Ressetti *et al.*, (1999) obtiveram resultados semelhantes em experimentos realizados com lodo de esgoto aeróbio bruto, serragem de pinus ou eucalipto e minhocas *Eudrilus eugeniae*

2.2.10. Aplicação agrícola do lodo de esgoto

A utilização de lodo de esgoto como adubo orgânico tem sido mencionada como uma alternativa para destino final deste resíduo, principalmente pelo seu alto teor de nutriente e pela sua atuação como condicionante das propriedades físicas, químicas e biológicas do solo. Apesar destas características positivas à sua utilização, o aproveitamento deste resíduo requer conhecimentos sobre a interação lodo-solo-planta (Hue *et al.*, 1988). Neste sentido, alguns estados brasileiros vem desenvolvendo projetos de pesquisa na área agrônômica procurando avaliar o efeito do lodo de esgoto no desenvolvimento e produtividade de culturas anuais e nas características químicas e biológicas do solo.

De acordo com Tsutiya (1999b), pela sua composição química, o biossólido constitui um ótimo fertilizante para uso agrícola uma vez que é composto por cerca de 40% de matéria orgânica e macronutrientes como o nitrogênio (2,2% à 5,6%), fósforo (1,5% à 3,7%), potássio (0,01% à 0,36%), cálcio (1,59% à 7,29%), magnésio (0,3% à 4,7%) e enxofre (0,5%). Também os micronutrientes como cobre, zinco manganês, boro, molibdênio e cloro estão presentes nos biossólidos que constituem elementos de

importância vital para o desenvolvimento e produtividade das plantas. Pela quantidade de nitrogênio e fósforo contida nos biossólidos, pode-se admitir que esses elementos podem substituir os fertilizantes minerais como uma fonte de nutrientes para as plantas Weber e Bates, (1997); Melo, (1997).

Giordano e Mays (1981), apresentam a seguinte composição parcial de nutrientes essenciais às plantas presentes no lodo de esgoto: N (2,5%), P (1,9%), K (0,2%), Ca (1,3%), Mg (0,2%), Cd (0,0015%), Zn (0,07%), B (0,0465%), Cu (0,0375%), Mn (0,066%), Cr (0,1%), Ni (0,018%) e Pb (0,03%).

Bettioli *et al.*, (1983), analisaram a produção de matéria seca e verificaram que o lodo de esgoto pode ser utilizado na dosagem de 9 t/ha (base seca) como fonte de nutrientes às culturas: milho, arroz e soja, pois não apresentou diferença estatística quando comparado com tratamentos que receberam fertilização mineral recomendada. Apesar de não haver diferenças estatísticas, a produção de matéria seca de raízes de milho no tratamento com 9 t/ha apresentou tendência a ser superior à adubação mineral. Biscaia e Miranda (1996), também com a cultura do milho, compararam as dosagens de 2, 4, 6 e 60 t/ha de lodo de esgotos (base seca) sendo obtidas produtividades médias acima de 5 t/ha.

Radwan (1991) avaliando o desenvolvimento de girassol em vasos contendo diferentes concentrações de lodo de esgoto obteve aumento de massa seca de plantas, número e peso de 100 sementes quando mais que 40% do peso do substrato continha lodo de esgoto. Ainda em relação a este trabalho, o aumento no teor de óleo das sementes foi verificado em concentrações iguais ou superiores a 20%. Christodoulakis e Margaris (1996), compararam tratamentos sem adubação, adubação mineral recomendada e lodo de esgotos na proporção de 10 e 50% em combinação com o substrato (areia). Além do crescimento superior de plantas submetidas ao tratamento com lodo de esgotos quando comparado aos tratamentos sem adubação e com adubação mineral, foram obtidos aumento de área foliar de até 150% em tratamento com lodo e 75% com adubação mineral em relação à testemunha.

Na cultura do feijoeiro, Deschamps e Favaretto (1998), não obtiveram diferenças estatísticas entre os tratamentos no experimento, porém os autores verificaram tendência de aumento de produtividade com a utilização da adubação mineral e com a redução da porcentagem de lodo de esgoto em combinação com fertilizante mineral. Quando o lodo

de esgotos foi aplicado sem complementação mineral em diferentes dosagens, Lourenço *et al.*, (1995) observaram aumento de produtividade na cultura do feijoeiro com a utilização de doses crescentes de lodo.

O efeito do lodo de esgoto nas características químicas do solo vem sendo avaliado em vários trabalhos em diferentes condições, dosagens, tipos de material, solos e culturas.

Favaretto *et al.*, (1997) relacionam os seguintes trabalhos que mostram os benefícios causados ao solo devido a aplicação de lodo de esgoto: aumento no pH (Hue *et al.*, 1988; Sloam e Basta, 1995), maiores teores de fósforo extraível (Berton *et al.*, 1989; Hemades *et al.*, 1992; Da Ros *et al.*, 1993 e Folle *et al.*, 1995), de cálcio, magnésio e potássio trocáveis, aumento na matéria orgânica (Hue *et al.*, 1988 e Melo *et al.*, 1994), na CTC pH 7 e V% Wisnewski *et al.*, (1996).

De acordo com Andreoli *et al.*, (1997), devem ser fixadas doses máximas de aplicação de lodo ao solo levando-se em consideração a capacidade de assimilação da cultura em elementos fertilizantes, principalmente nitrogênio e fósforo e a capacidade de absorção dos solos, de modo a evitar a lixiviação de nitratos. As doses médias situam-se entre 3 a 9 t/ha de lodo seco. Em qualquer situação, as doses devem ser segundo os pesquisadores, iguais ou inferiores a 50 t/há de matéria seca, num período de 10 anos. Com relação às culturas mais aptas, esses pesquisadores, destacam as grandes culturas, principalmente aquelas cujos produtos são consumidos após a industrialização ou alimentos não consumidos "in natura", reflorestamento, fruticultura, em pomares quando o lodo for incorporado em covas. Para adubação de manutenção, o lodo deve ser aplicado em época anterior à frutificação e incorporado ao solo.

3.0. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Localização do experimento

O experimento foi realizado nas instalações do Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (PROSAB), conveniado ao Departamento de Engenharia Civil da

Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), em Campina Grande – PB, cidade localizada na Zona Centro Oriental da Paraíba, no Planalto da Borborema, O período chuvoso é de março – julho e o mais seco é de outubro – dezembro. De acordo com o Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), o município apresenta: precipitação total anual de 802,7 mm, temperatura máxima de 27,5 ° C e mínima de 19,2° C e umidade relativa do ar de 83%.

3.2. Substratos utilizados

Neste trabalho usou-se dois tipos de substrato. Um dos substratos era constituído de lodo anaeróbio oriundo de Digestores Anaeróbio de Fluxo Ascendente (DAFA), que compreende esgoto doméstico proveniente de bairros vizinhos da área experimental. Devido sua elevada umidade, o lodo foi colocado em leitos de secagem constituídos por tanques de alvenaria dotados de sistema de drenagem formado por uma tela de nylon sobre uma camada de areia e esta depositada sobre uma camada de brita. O excesso de água foi percolado até o lodo adquirir uma consistência pastosa, o que correspondeu a umidade de 90 %, objetivando torná-la 60, 70 e 80% em umidade a qual propõem o trabalho.

O outro substrato resultou da composição do mesmo lodo acrescido de bagaço de cana triturado, utilizado para diminuir a compactação do lodo. O bagaço de cana-de-açúcar foi proveniente da Usina Inexporte localizada no município de Escada Pernambuco.

A **Tabela 3.1** apresenta os parâmetros da caracterização química, para avaliação do pH, da fertilidade, da relação carbono/nitrogênio (C/N) e dos níveis de metais pesados iniciais do substrato, lodo de esgoto. As análises foram realizadas no laboratório de análises químicas de solo da Universidade Federal da Paraíba – UFPB/CCA, Campus de Areia-Pb.

Tabela 3.1 – Caracterização química do lodo anaeróbio utilizado no experimento

pH (em água)	5,60
Nitrogênio (g/Kg)	37,69
Fósforo (g/Kg)	18,80
Potássio (g/Kg)	3,30
Cálcio (g/Kg)	27,29
Magnésio (g/Kg)	2,74
Ferro (mg/Kg)	21648,54
Cobre (mg/Kg)	175,76
Manganês (mg/Kg)	184,14
Zinco (mg/Kg)	1060,04
Cádmio (mg/Kg)	6,73
Níquel (mg/Kg)	28,58
Chumbo (mg/Kg)	119,70
Carbono orgânico (g/Kg)	315,81
Relação C/N adimensional	8,38
Matéria Orgânica (g/kg)	544,45

3.3. Organismos higienizadores-digestores

Utilizou-se como organismos digestores as minhocas do grupo Oligoquetas – Lumbricidae, da espécie *Eisenia fétida* (minhoca-vermelha-da-Califórnia), provenientes da Escola Agrícola Assis Chateaubriand – UEPB – Lagoa Seca/PB, que possui um criatório dessa espécie e que a partir da digestão de esterco bovino produz vermicomposto.

A opção por essa espécie foi devido a uma série de vantagens que as minhocas vermelhas-da-Califórnia propiciam tais como: bastantes resistentes e precoces, reproduzindo-se mais cedo do que as outras espécies, transformam com maior rapidez o material orgânico em húmus (Vieira, 1994).

3.4. Delineamento experimental

O experimento foi conduzido por um delineamento experimental bloco casualizados, com arranjo em esquema fatorial $2 \times 3 + 1$, com quatro repetições, totalizando assim 28 (7 tratamentos x 4 repetições = 28) unidades experimentais.

Os tratamentos consistiram em dois tipos de substrato L1 e L2, sendo L1 lodo puro compostado e L2 lodo compostado acrescido de bagaço de cana na proporção de 5% em peso, e três níveis de Umidade (U) 60, 70 e 80 %, mais a testemunha lodo anaeróbio L₃.

3.5. Instalação e condução do experimento

O experimento foi realizado em duas etapas: a primeira foi realizada a compostagem do lodo de esgoto oriundo dos leitos de secagem, na qual o material alcançou condições de temperatura favoráveis; na segunda foi realizada a vermicompostagem para a desinfecção do lodo anaeróbio.

3.5.1. Compostagem

Para a eliminação dos patógenos e maus odores, o lodo digerido foi submetido ao processo de compostagem por meio do método de leiras revolvidas manualmente. As leiras foram dispostas, em área aberta de piso concretado, em duas leiras com dimensões aproximadas de 0,75 x 0,85 x 1,40 m, perfazendo um volume de 0,90 m³, sendo uma leira constituída com o substrato lodo de esgoto e a outra leira com com o substrato lodo de esgoto acrescido de 5%, em peso, de bagaço de cana-de-açúcar. A compostagem durou 45 dias. No final da compostagem a umidade dos substratos era 80%.

3.5.2. Vermicompostagem

A vermicompostagem foi realizada em ambiente protegido sendo instalados 28 minhocários constituídos de caixas plásticas que correspondem as unidades experimentais com 0,52m de comprimento x 0,26m largura x 0,29m de altura. Os minhocários foram colocados sobre duas bancadas, dispostas em 04 blocos como mostrado na **(Figura 3.1)**. Em cada minhocário foram acondicionados 9Kg de substrato, sendo inoculadas 60g de minhocas vermelha-da-Califórnia por 0,035m³ de material a vermicompostar.

Para se obter a umidade desejada, já que o lodo compostado apresentava 80% de umidade, foi feita secagem em parte do composto até atingir as umidades de (70% e 60%) para os dois substratos compostados (lodo e lodo+bagaço de cana-de açúcar).

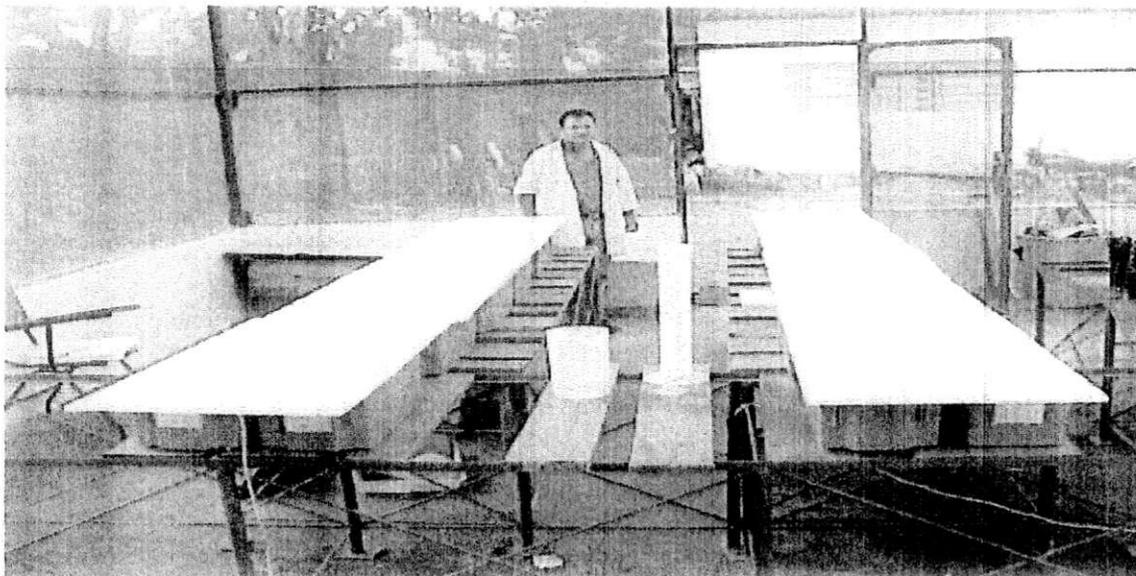


Figura 3.1: Minhocários dispostos em 4 blocos de 7 parcelas cobertos com lâminas de isopor para controlar a perda d'água e temperatura.

Durante a fase de vermicompostagem, o material foi coberto com lâminas de isopor para diminuir a perda de água para o meio ambiente e evitar a incidência de luz. Observa-se que além de diminuir o aquecimento do substrato, a cobertura inibe a presença de predadores na camada superficial, local onde é realizada a cópula e a deposição de casulos pelas minhocas.

Os minhocários de vermicompostagem foram monitorados diariamente para controlar:

- a umidade mantida em torno de 60%, 70%, e 80%. Neste controle as caixas eram pesadas e por diferença do peso inicial, conhecia-se a perda por evaporação e se fazia a reposição de água necessária;
- a temperatura do substrato que era mantida entre 20°C e 27°C, através da cobertura das caixas e do controle da umidade;
- para evitar ação de predadores como: formigas, centopéias, toupeiras, diversos insetos e ratos.

3.6. Variáveis monitoradas

3.6.1. Para a compostagem

Durante o processo de compostagem os substratos foram avaliados diariamente, em relação a temperatura, no sentido de acompanhar as fases: mesofílica, termofílica, estabilização e maturação. A umidade foi monitorada para se verificar necessidade de hidratação dos substratos. Também o pH registrado no início e no final do processo.

3.6.2. Para a vermicompostagem

No decorrer da vermicompostagem os minhocários foram monitorados diariamente sendo controlados a temperatura e a umidade.

O controle da umidade era feito pelo método das pesagens, onde os minhocários eram pesados e a diferença em relação ao peso inicial, correspondia a quantidade de água a ser repostada para se manter a umidade desejada.

3.7. Variáveis Analisadas

As variáveis analisadas durante a desinfecção do lodo anaeróbio foram: produtividade das minhocas, e as características químicas e microbiológicas do substrato.

3.7.1. Produtividade das minhocas

Todas as variáveis analisadas foram coletadas após 45 dias do início do experimento de vermicompostagem. Efetuou-se a retirada de todas as minhocas, através de iscas, colocadas ao lado do material vermicompostado, constituídas de matéria orgânica fresca. Através do cheiro, as minhocas migraram para o novo material de onde foram retiradas, pesadas e devolvidas ao criatório para determinação da produtividade.

Nas Figuras 3.2 e 3.3, são mostradas as iscas utilizadas para remoção das minhocas após 45 dias do início do experimento de vermicompostagem.

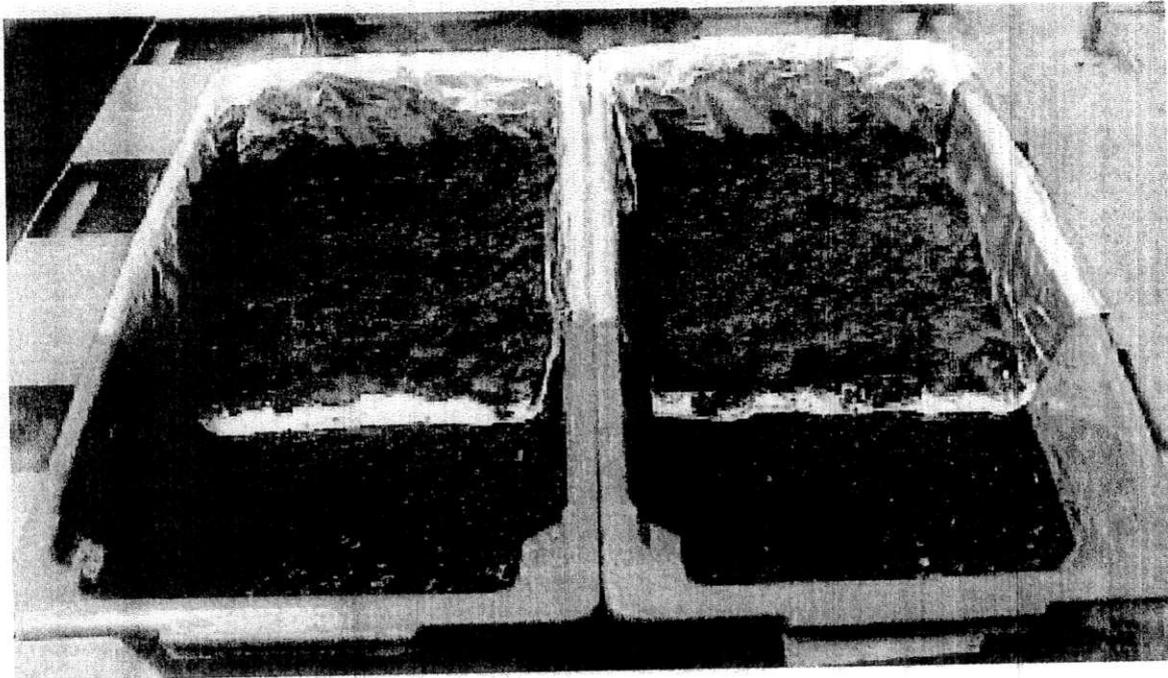


Figura 3.2: Iscas para migração de minhocas do material vermicompostado para matéria orgânica fresca.

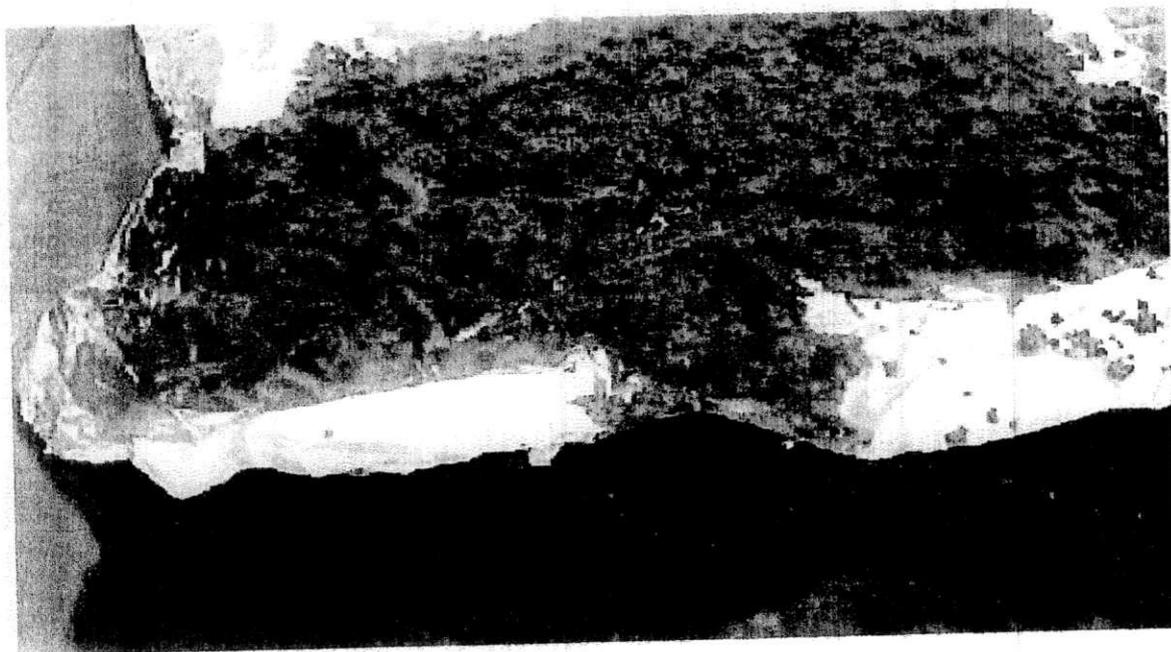


Figura 3.3: Minhocas que migraram para a isca.

3.7.2. Características químicas e microbiológicas do vermicomposto

Tão logo retirou-se as minhocas do substrato foram coletadas 5 subamostras de forma aleatória do material vermicompostado em diferentes pontos do minhocário, sendo posteriormente misturadas, formando uma amostra homogênea para cada tratamento. Todo material homogeneizado, foi colocado em sacos plásticos e mantido sob refrigeração a 4 °C para em seguida ser encaminhada aos laboratórios para análise.

Os parâmetros e os métodos de obtenção utilizados para a caracterização físico-química e microbiológica dos substratos ao final do processo de vermicompostagem são mostrados na **Tabela 3.2**.

Tabela 3.2: Parâmetros físico-químicos e microbiológicos para a avaliação da qualidade do substrato antes e após o processo de vermicompostagem.

Parâmetro	Método	Referência
Potencial Hidrogeniônico (pH)	Potenciométrico	EMBRAPA, 1997
Ca, Mg	Titulométrico do EDTA	EMBRAPA, 1997
Na, K	Fotométrico de chama	EMBRAPA, 1997
Carbono orgânico	Método de Walkey e Black	JACKSON, 1960
Fósforo Assimilável	Colorimétrico	EMBRAPA, 1979
Matéria orgânica	-----	
Micronutrientes (Fe, Cu, Mn, Zn)	-----	EMBRAPA, 1997
Metais pesados (Cd, Ni ,Pb)	Espectrofotometria de absorção atômica	AWWA,1997
Coliformes fecais (NMP/25g)	Membrana Filtrante	APHA, 1998
Ovos de helmintos	Quantificação e viabilidade de ovos de helmintos	YANKO,1987

3.7.3. Macronutrientes no vermicomposto (Ver resultados, página 45).

3.7.4. Micronutrientes no vermicomposto (Ver resultados, página 49).

3.7.5 Metais pesados no vermicomposto (Ver resultados, página 51).

3.7.6. Características bacteriológicas e parasitológicas (Ver resultados, página 51).

4.0. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 COMPOSTAGEM

4.1.1. Umidade

Durante o processo de compostagem, a umidade na leira (1) variou entre 56% e 58%, alcançando 52% no final do processo. Enquanto, na leira (2) a umidade variou entre 57% e 60% e alcançou 49% no final processo. Os valores de umidades alcançados pelas duas leiras estiveram na faixa ideal para o processo de compostagem, que de acordo com Bidone (1999) corresponde ao valor 55%. Durante esta etapa não houve necessidade de hidratação das duas leiras devido ao período do ano apresentar temperatura ambiente amena e as duas leiras ficarem situadas em uma área do pátio protegidas da incidência solar.

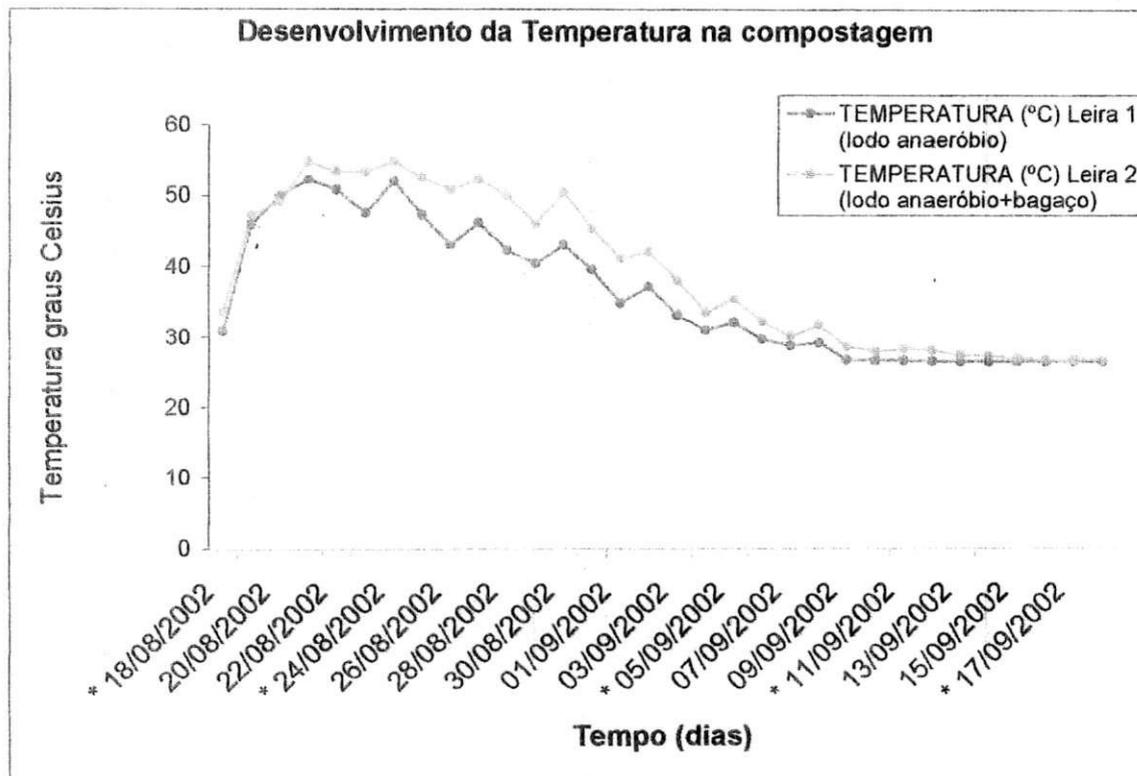
4.1.2 Temperatura

A temperatura é um parâmetro de fundamental importância para o processo de compostagem. O aquecimento das duas leiras ocorreu naturalmente, em função do processamento do material pelos microrganismos que tem metabolismo exotérmico. As temperaturas ocorridas durante esta etapa apresentam-se na **Figura 3.4**.

Durante a fase de compostagem, os valores mais elevados da temperatura na leira I foram registradas dois dias após acomodação da leira, porém, esses valores ficaram um pouco abaixo da fase termófila, que é de acima de 55°C, no entanto, a temperatura desta leira permaneceu 3 dias acima de 50°C. A temperatura na leira I estabilizou-se 25 dias após o início da compostagem.

Na leira 2, alcançou-se temperaturas acima de 53°C por um período de 4 dias, valores muito próximos ao da fase termófila (acima de 55°C). A leira 2 atingiu sua estabilização da temperatura aos 27 dias após início da compostagem.

Figura 3.4: Temperaturas médias alcançadas pelas leiras 1 (lodo anaeróbico) e leira 2 (lodo anaeróbico+bagaço de cana) durante a etapa de compostagem



* Temperaturas coletadas após 1 hora de revolvimento

** Após o 32º dia as temperaturas da leira (1) e leira (2) permaneceram constantes (26,6 e 26,8°C) respectivamente até o 45º dia do experimento.

4.1.3. pH durante a etapa de compostagem

Os valores médios do pH do material a ser usado no processo de compostagem mostrados na Tabela 4.1 foram dados preocupantes, pois esses valores são baixos para o início da compostagem segundo Tsutiya (2001). Todavia, a proposta do trabalho não

permitia a correção desse pH, feita através da calagem do lodo. Porém, tínhamos a convicção que ao final do processo esses valores aumentariam, e ainda que, a faixa de pH (5,60 e 5,62) estavam dentro dos limites de pH (5,5 e 8,0) onde as minhocas podem viver e reproduzir-se de acordo com Vieira (1994).

Tabela 4.1. Valores médios de pH inicial e final nas leiras durante a etapa de compostagem no experimento

pH das leiras de compostagem		
	Início da compostagem	Final da compostagem
Leira (1)	5,60	6,34
Leira (2)	5,62	6,45

4.2 VERMICOMPOSTAGEM

4.2.1 Temperatura

Nesta fase as temperaturas máximas ocorreram no mês de setembro, em valores de 22,40 e 25,50°C correspondentes aos tratamentos T₆ e T₁, respectivamente. No mês de outubro os valores máximos de temperatura foram 22,60 e 25,90°C, também registradas pelos mesmos tratamentos (**Tabela 4.2**). Verifica-se portanto que a temperatura manteve-se na faixa considerada ideal para criação e produção da minhoca vermelha da Califórnia que, de acordo com Bidone (1999) é de 22 à 28°C. Essa faixa de temperatura esteve bem controlada com as umidades mantidas a (60, 70 e 80%), e a boa aeração proporcionada pelas minhocas e pela cobertura dos minhocários com isopor, oferecendo uma temperatura adequada para o desenvolvimento e produção dos animais.

Tabela 4.2. Temperaturas médias verificadas nos meses de setembro e outubro na etapa da vermicompostagem

Tratamentos	Temperatura (°C)	
	Mês de setembro	Mês de outubro
T ₁ (lodo a 60% umid.)	25,50	25,90
T ₂ (lodo a 70% umid.)	23,70	23,90
T ₃ (lodo a 80% umid.)	22,80	22,90
T ₄ (lodo+bagaço 60%umid)	25,10	25,60
T ₅ (lodo+bagaço 70%umid.)	23,20	23,60
T ₆ (lod+bagaço 80% umid.)	22,40	22,60
T ₇ (Testemunha)	22,73	23,80

4.2.2 pH durante a etapa da vermicompostagem

Os valores médios do pH inicial na vermicompostagem estiveram sempre na faixa aceitável para as minhocas, onde podem viver e reproduzir-se normalmente. Os valores médios do pH no final da vermicompostagem estão apresentados na **Tabela 3.6**.

Tabela 4.3. Valores médios do pH final da vermicompostagem

Tratamentos pH no final da vermicompostagem	
T ₁ (lodo, 60% de umid.)	6,34
T ₂ (lodo, 70% de umid.)	6,42
T ₃ (lodo, 80% de umid.)	6,39
T ₄ (lodo+bagaço, 60% de umid.)	6,36
T ₅ (lodo+bagaço, 70% de umid.)	6,45
T ₆ (lodo+bagaço, 80% de umid.)	6,55
T ₇ (Testemunha)	6,01

4.2.3. Umidade

A umidade na vermicompostagem foi controlada em todos os tratamentos ($T_1=60$, $T_2=70$, $T_3=80$, $T_4=60$, $T_5=70$ e $T_6=80\%$) respectivamente. Segundo Bidone (1999) as faixas de umidades ideal para vermicompostagem, situam-se entre 70 e 75%.

4.2.4 Produtividade da minhocas

A análise de variância da produtividade das minhocas indica que houve efeito significativo a 1% de probabilidade entre os fatores tipo de substrato e teor de umidade de vermicompostagem. Observou-se também diferença significativa na interação tipo de substrato versus teor de umidade, como também na interação testemunha versus fatorial da minhoca vermelha da Califórnia (**Tabela 4.4**).

Analisando a **Tabela 4.4** onde estão representados os valores médios do desdobramento da interação substrato versus teor de umidade, verifica-se que a maior produtividade das minhocas foi alcançada, no substrato lodo anaeróbio+bagaço para a umidade de 70%. Para o substrato lodo anaeróbio a melhor produtividade foi atingida no nível de umidade de 80%. O teor de umidade de 60% apresenta as produtividades significativamente inferior para os dois substratos avaliados.

Tabela 4.4. Resumo das análises de variâncias, referente a variável produtividade da *Eisenia fétida* (minhoca vermelha da Califórnia).

Causa de Variação	GL	Quadrado Médios
		Produtividade das Minhocas
Lodo (L)	1	312,3373**
Umidade (U)	2	1127,0848**
L x U	2	266,6179**
Fat vs Testem	1	11516,4864**
Tratamento	6	2436,0382**
Resíduo	21	0,2055
C.V%		0,52

Significativo a 0,05 (*) e a 0,01 (**) de probabilidade; ^{ns} não significativo.

Tabela 4.5. Valores médios da produtividade das minhocas vermelhas da Califórnia

Causa de Variação	Médias
	Produtividade das minhocas
Lodo dentro da umidade 60%	
Lodo anaeróbico	80,1000b
Lodo anaer.+bagaço	83,4400a
Lodo dentro da umidade 70%	
Lodo anaeróbico	90,6125b
Lodo anaer.+bagaço	110,8125a
Lodo dentro da umidade 80%	
Lodo anaeróbico	104,5800a
Lodo anaer.+bagaço	102,6850b
Testemunha	37,42

As médias seguidas de mesma letra não diferem entre si a nível de 5% de probabilidade

4.3. Matéria orgânica, carbono orgânico e relação C/N

O resultado da análise de variância indica que houve efeito significativo a 1% de probabilidade do substrato utilizado nas características de matéria orgânica, carbono orgânico e relação carbono e nitrogênio do vermicomposto (**Tabela 4.6**). Nesta mesma tabela verifica-se ainda interação significativa entre fatorial versus testemunha para as mesmas características.

Os valores de matéria orgânica total obtidos neste trabalho foram superiores aos encontrados por Dionísio *et al.* (1997), que trabalharam com vermicompostos produzidos com lodo aeróbio+podas de árvores (115 g.Kg⁻¹) e lodo anaeróbio+podas de árvores (112 g.Kg⁻¹) respectivamente. A diminuição do volume total de material orgânico, observada no final do processo, quando um substrato é submetido à vermicompostagem, é um fato inerente ao processo, uma vez que ocorre degradação do material com perda de carbono (C-CO₂), além de diminuição do espaço poroso. Mesmo não tendo na legislação brasileira, até o momento, uma regulamentação para vermicompostos, os resultados obtidos, em termos de matéria orgânica total, estão de acordo com o que prevê a legislação para fertilizantes orgânicos Kiehl citado por Silva (2000).

Nota-se que o teor do carbono orgânico total no lodo+bagaço superou em 0,34% o do lodo sem bagaço, e foi inferior 2,0 % ao teor de carbono orgânico total da testemunha (**Tabela 4.7**). Observou-se também, na mesma tabela que a relação carbono/nitrogênio no lodo+bagaço superou em 3,57% a relação carbono/nitrogênio no lodo sem bagaço, e foi inferior 0,91 % a relação carbono/nitrogênio na testemunha.

Tabela 4.6. Resumo das análises de variâncias das concentrações da matéria orgânica total, carbono orgânico total e relação carbono nitrogênio no vermicomposto.

Causa de Variação	GL	Quadrado Médios		
		Matéria orgânica total	Carbono orgânico total	Relação carbono nitrogênio
Substrato (L)	1	22,6204*	7,6163*	0,4788**
Umidade(U)	2	1,1839ns	0,3968ns	0,0083ns
L x U	2	1,1051ns	0,3715ns	0,0031ns
Fat vs Testem	1	419,5216**	141,0933**	0,1554*
Tratamento	6	74,4533**	25,0410**	0,0195**
Resíduo	21	3,1829	1,0709	0,0196
CV%		0,33	0,33	1,80

Significativo a 0,05 (*) e a 0,01 (**) de probabilidade; ^{ns} não significativo

Tabela 4.7. Valores médios de matéria orgânica total, carbono orgânico total e relação carbono nitrogênio presentes no vermicomposto

Causa de Variação	Médias		
	Matéria orgânica total (g Kg ⁻¹)	Carbono orgânico total (g Kg ⁻¹)	Relação C/N
Tipo de substrato			
Lodo	532,4175b	308,8267b	7,6308b
Lodo + Bagaço	534,3592a	309,9533a	7,9133 ^a
Testemunha	544,450	315,805	7,985

As médias seguidas de mesma letra não diferem entre si a nível de 5% de probabilidade

4.4. Concentrações de macronutrientes no vermicomposto

4.4.1 Nitrogênio

Na **Tabela 4.8.** são mostrados o resumo das análises de variância do nitrogênio no vermicomposto. Foram observados efeitos significativos ao nível de 1% de probabilidade no fator substrato, na concentração de nitrogênio do vermicomposto. Verifica-se que houve diferença significativa na interação testemunha versus fatorial. Observa-se que o teor de nitrogênio no vermicomposto do substrato lodo sem bagaço de cana, foi significativamente superior ao nitrogênio do substrato lodo+bagaço (**Tabela 4.8**), isso porque, além de concentrar o nutriente, em função da perda de C-CO₂, no decorrer do processo, a ação das minhocas na vermicompostagem contribui para elevar os níveis de nitrogênio nos materiais orgânicos em relação ao tipo de lodo. Tablas e Tsai (1999) relatam que, a degradação do material orgânico com liberação de gases, principalmente CO₂, pode proporcionar maior concentração do nitrogênio no material, como também, a elevação do teor de nitrogênio no material pode estar associada à excreção urinária das minhocas e a quebra de estruturas protéicas do substrato, além da contribuição de nitrogênio do tecido do corpo de minhocas mortas durante o processo. Abrahansen, citado por Aquino (1991) observou, em experimento com vermicomposto, um aumento de 18% nos teores de NH₄⁺ e NO₃⁻, sendo 40% desse incremento proveniente dos tecidos das minhocas que haviam morrido.

As concentrações de nitrogênio, encontradas nos vermicompostos, produzidos nos diferentes tratamentos, foram superiores às encontradas por Pereira *et al.*, (1999), em vermicompostos de lixo urbano (21 gK.g⁻¹) e vermicomposto de esterco bovino (22 gk.g⁻¹).

Tabela 4.8. Resumo das análises de variâncias das concentrações dos macronutrientes (N, P, K, Ca e Mg), no vermicomposto.

Causa de Variação	GL	Quadrado Médios				
		Nitrogênio	Fósforo	Potássio	Cálcio	Magnésio
Substrato (L)	1	10,4280**	0,4004**	0,3174**	33,0012 ^{ns}	0,0072 ^{ns}
Umidade (U)	2	0,1369 ^{ns}	0,0723 ^{ns}	0,0000 ^{ns}	71,2240 ^{ns}	0,5567*
L x U	2	0,1038 ^{ns}	0,0266 ^{ns}	0,0000 ^{ns}	9,5068 ^{ns}	0,0524 ^{ns}
Fat vs	1	15,3973**	0,0680 ^{ns}	0,4568**	176,9707*	0,9380**
Testem						
Tratamento	6	4,3844**	0,1110*	0,1290**	61,9056 ^{ns}	0,3606*
Resíduo	21	0,4146	0,0422	0,0030	26,2482	0,1122
CV%		1,6300	1,0900	1,5300	15,3200	10,5100

Significativo a 0,05 (*) e a 0,01 (**) de probabilidade; ^{ns} não significativo

Tabela 4.9. Valores médios dos macronutrientes (N, P, K, Ca e Mg) presentes no vermicomposto

Causa de Variação	Médias (g.Kg ⁻¹)				
	Nitrogênio	Fósforo	Potássio	Cálcio	Magnésio
Tipo de substrato					
Lodo	40,4658a	18,8117b	3,5500b	33,2993a	3,2437 ^a
Lodo + Bagaço	39,1475b	19,0700a	3,7800a	35,6446a	3,2784 ^a
Umidade					
60%	39,7138a	18,8438a	3,6650a	31,2744a	2,9715b
70%	39,7500a	19,0338a	3,6650a	37,1819a	3,4878 ^a
80%	39,9563a	18,9450a	3,6650a	34,9596a	3,3239ab
Testemunha	37,6875	18,8000	3,3000	27,2875	2,7380

As médias seguidas de mesma letra não diferem entre si a nível de 5% de probabilidade

4.4.2 Fósforo

Os níveis de fósforo no vermicomposto, apresentados na **Tabela 4.8** foram afetados significativamente apenas pelo tipo de substrato. Pode-se perceber um aumento significativo do fósforo nos vermicompostos resultante do lodo+bagaço de cana, **Tabela 4.9**, isso pode estar relacionado com a ação das minhocas no processo de vermicompostagem, disponibilizando o fósforo ao ingerirem o alimento, rico em matéria orgânica; as minhocas podem quebrar as estruturas e disponibilizar o fósforo. Os valores encontrados foram próximos aos obtidos por, Pereira *et al.*, (1999), (19 gKg^{-1}) para vermicompostos de esterco de bovinos + ovinos.

4.4.3 Potássio

Segundo a análise de variância mostrada na **Tabela 4.8** o tipo de substrato alterou significativamente os valores de potássio encontrados no vermicomposto. Observa-se também efeitos significativos na interação testemunha versus fatorial, e entre os tratamentos. O teor de potássio no lodo+bagaço superou 6,08% o do lodo sem bagaço como mostrado na **Tabela 4.9**, isso representa uma disponibilização desse elemento, após ação das minhocas, de forma mais efetiva na decomposição do bagaço de cana-de-açúcar, geralmente rico em potássio. As concentrações de potássio, obtidas em todos os tratamentos neste trabalho foram superiores às obtidas por Dionísio e Ressetti (1997), em vermicompostos de lodo anaeróbio + podas de árvores ($1,20 \text{ g.kg}^{-1}$) e lodo aeróbio + podas de árvores ($2,41 \text{ g.Kg}^{-1}$).

4.4.4 Cálcio

Os níveis de cálcio no vermicomposto são apresentados na **Tabela 4.8**. Verifica-se que houve diferença significativa apenas na interação testemunha versus fatorial; a maior concentração de cálcio ocorreu na umidade de 80% e a menor quando esta umidade foi 60% mostrada na **Tabela 4.9**, de maneira geral, o aumento na concentração de cálcio, nos diferentes tratamentos do vermicomposto, é devido ao acúmulo de cálcio nas glândulas calcíferas, as minhocas, no decorrer do processo da vermicompostagem, e que é eliminado por excreção no meio. Segundo Pearce, citado por Aquino (1991) a *Eisenia fétida* é capaz de aumentar o teor de cálcio no vermicomposto, tanto por excreção quanto pela própria morte de animais, havendo transferência das glândulas calcíferas para o ambiente. As concentrações de cálcio obtidas nesse experimento foram menores do que as encontradas por Dionísio e Rissetti (1997), em vermicomposto de lodo aeróbio + poda de árvores (116 g.Kg⁻¹) e lodo anaeróbio + poda de árvores (104 g.Kg⁻¹). No entanto, deve-se salientar que o lodo aeróbio e anaeróbio no experimento dos autores citados passaram pelo processo de calagem, com cal virgem (CaO) na dosagem de 50% do peso seco do lodo.

4.4.5 Magnésio

Os níveis de magnésio no vermicomposto estão mostrados na **Tabela 4.8**. Verifica-se que houve diferença significativa para a umidade e na interação testemunha versus fatorial. Em relação a umidade, observa-se que houve diferença significativa entre as umidades 70% e 60%, onde a concentração de magnésio na umidade de (70%) superou em 17,37% o teor de magnésio na umidade de (60%). As concentrações de magnésio detectadas podem estar associadas aos baixos teores desse elemento presentes nos substratos, uma vez que tanto o lodo de esgoto, quanto o bagaço de cana-de açúcar são pobres nesse elemento **Tabela 4.9**. As concentrações de magnésio obtidas nesse experimento foram inferiores as encontradas por Dionísio e Rissetti (1997), em

vermicomposto de lodo aeróbio + poda de árvores (47 g.Kg^{-1}) e lodo anaeróbio + poda de árvores (52 g.Kg^{-1}), uma vez que nesse trabalho, o lodo de esgoto passou pelo processo de calagem. Segundo Tolonen (1990), o magnésio é um mineral essencial ao metabolismo celular, ocupando função chave em todas as reações com o fosfato. As células também requerem magnésio para divisão e produção de enzimas, que regulam proteínas, carboidratos, lipídios, ácido nucléico e metabolismo de nucleotídeos.

4.5. Concentração de micronutrientes no vermicomposto

4.5.1. Cobre

De acordo com as análises de variância o tipo de substrato e os teores de umidade não alteraram significativamente os níveis de cobre no vermicomposto. Observou-se ainda, que houve diferença significativa na interação testemunha versus fatorial (**Tabela 4.10**). As concentrações máximas de cobre detectadas foram $236,33 \text{ mg.Kg}^{-1}$ à 70% de umidade e $231,03 \text{ mg.Kg}^{-1}$ à 80%, representando 2,24% e em relação a testemunha observa-se um aumento de 25,62%. Verifica-se maiores concentrações de cobre nos tratamentos formados por lodo de esgoto sem a presença de bagaço de cana-de-açúcar.

4.5.2. Ferro

Os níveis de ferro no vermicomposto, estão apresentados na **Tabela 4.10**. Verifica-se que houve diferença significativa na interação testemunha versus fatorial. Observa-se um aumento na concentração de ferro no vermicomposto em relação a testemunha, o que está relacionado com o processo de vermicompostagem e com a perda de carbono no decorrer

do processo. As concentrações máximas de ferro detectadas no vermicomposto foram 24651,22 mg.Kg⁻¹ na 70% de umidade e 22989,06 mg.Kg⁻¹ na 80% de umidade.

4.5.3. Manganês

De acordo com os resultados da análise de variância, verificou-se que não houve diferença significativa entre os tratamentos **Tabela 4.10**. Observou-se ainda, que mesmo não diferindo significativamente em relação ao teor de umidade, o teor de manganês a 70% de umidade superou em 6,24% e 4,05% as concentrações de manganês nas umidades 60 e 80% respectivamente. As concentrações de manganês, obtidas em todos os tratamentos, neste trabalho, foram superiores às obtidas por Silva (2000), em vermicompostos de lodo de esgoto + bagaço de cana-de-açúcar com proporções diferentes nos substratos valores máximos 159,24 e 121,96 mg.Kg⁻¹, respectivamente.

4.5.4. Zinco

Na **Tabela 4.10** estão mostrados as análises de variância de zinco no vermicomposto. Do resultado das análises de variância verificou-se que houve efeito significativo na interação testemunha versus fatorial. Esta ocorrência está associada à disponibilização do metal a partir da digestão do material orgânico do lodo e lodo+bagaço Silva (2000). As concentrações de zinco obtidas em todos os tratamentos, neste trabalho, foram superiores às obtidas por Costa (1998), em composto de lixo urbano, onde a maior concentração de Zn obtida foi (670,38 mg.Kg⁻¹).

Tabela 4.10. Resumo das análises de variâncias, referente aos micronutrientes

Causa de Variação	GL				
		Cobre	Ferro	Manganês	Zinco
Lodo (L)	1	170,7200 ^{ns}	3066963,9122 ^{ns}	648,2738 ^{ns}	1264,3726 ^{ns}
Umidade (U)	2	56,7230 ^{ns}	6369161,3642 ^{ns}	294,4452 ^{ns}	17095,6143 ^{ns}
L x U	2	63,3855 ^{ns}	298772,5474 ^{ns}	37,4175 ^{ns}	3466,7767 ^{ns}
Fat vs Testem	1	11436,3151 ^{**}	13497197,388 [*]	3,1351 ^{ns}	151385,8171 ^{**}
Tratamento	6	1974,5420 ^{**}	4983338,1873 ^{ns}	219,1890 ^{ns}	32295,8286 [*]
Resíduo	21	138,0987	2459613,4549	521,0157	5877,4302
C.V%		5,2200	6,7200	12,3400	6,1800

Significativo a 0,05 (*) e a 0,01 (**) de probabilidade; ^{ns} não significativo.

4.6. Concentrações de metais pesados no vermicomposto

4.6.1. Cádmio

Segundo a análise de variância mostrada na **Tabela 4.11** verificou-se que os níveis de cádmio no vermicomposto foi influenciada tanto pelo fator teor de umidade, como pela interação testemunha versus fatorial. Na **Tabela 4.12** observa-se que na umidade de 80% obteve-se a maior redução do cádmio, enquanto nas umidades 60 e 70% os resultados foram estatisticamente iguais. Essa redução do cádmio, em relação a testemunha, também é atribuída ao acúmulo do metal nos tecidos da minhoca, pois, a *Eisenia fétida* possui substâncias presentes em seu metabolismo, capazes de se ligarem ao metal cádmio, segundo Reinecke e Reinecke (1996). Os valores máximos de cádmio detectados no vermicomposto foram respectivamente 6,68 e 6,66 mg.kg⁻¹ à (60 e 70% de umidade) e 6,63 mg.Kg⁻¹ à 80% de umidade **Tabela 4.12**. Os valores encontrados, neste trabalho, estão

acima daqueles detectados, por Costa (1998) em composto de lixo urbano ($1,93 \text{ mg.Kg}^{-1}$), porém, estão muito abaixo dos teores máximos permissíveis de metais pesados nos lodos para uso agrícolas de acordo a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (Usepa).

Tabela 4.11. Resumo das análises de variâncias, referente aos metais pesados

Causa de Variação	GL	Quadrado Médios		
		Cádmio	Chumbo	Níquel
Lodo (L)	1	0,0000 ^{ns}	0,4704 ^{ns}	0,2481 ^{ns}
Umidade (U)	2	0,0064**	1,1971 ^{ns}	0,6745*
L x U	2	0,0001 ^{ns}	0,1976 ^{ns}	0,2049 ^{ns}
Fat vs Testem	1	0,0162**	6,4979**	0,4160 ^{ns}
Tratamento	6	0,0049**	1,6263**	0,4038*
Resíduo	21	0,0007	0,4106	0,1177
CV%		0,39	0,54	1,21

Significativo a 0,05 (*) e a 0,01 (**) de probabilidade; ^{ns} não significativo.

Tabela 4.12. Valores médios dos metais pesados (Cd, Pb e Ni) Campina Grande, PB. 2003

Causa de Variação	Médias (mg Kg^{-1})		
	Cádmio	Chumbo	Níquel
Umidade			
60%	6,6875a	118,7300a	28,5300a
70%	6,6650a	118,2800a	28,2150ab
80%	6,6313b	117,9600a	27,9500b
Testemunha	6,7300	119,7000	28,5800

As médias seguidas de mesma letra não diferem entre si a nível de 5% de probabilidade

4.6.2. Chumbo

O resumo das análises de variância dos níveis de chumbo no vermicomposto estão mostrados na **Tabela 4.11**. Do resultado da análise de variância verificou-se que houve diferença significativa apenas na interação testemunha versus fatorial. Na **Tabela 4.12** observou-se que embora não diferindo significativamente com relação a umidade, a maior redução do chumbo ocorreu na umidade de 80%. Também, o acúmulo de chumbo nos tecidos da minhoca deve-se levar em conta na redução desse metal no vermicomposto. Os valores das concentrações de chumbo encontrados no vermicomposto de todos os tratamentos deste trabalho **Tabela 4.12**, foram inferiores aos 160 mg.Kg^{-1} , obtidos por Venturini *et al.*, (1999) em composto de lixo urbano. Observa-se, também, que o vermicomposto produzido nos referidos tratamentos deste trabalho, estão dentro dos valores máximos permitidos pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (Usepa).

4.6.3 Níquel

Os teores de níquel no vermicomposto mostrados na **Tabela 4.11**, não apresentaram diferença significativa com relação aos substratos, no entanto, verificou-se que houve alteração significativa apenas em relação aos teores de umidade entre os tratamentos. Na umidade de 80% obteve-se uma maior redução na concentração de níquel (2,25%) e uma menor redução de níquel (0,18%) na umidade de 60% **Tabela 4.12**. As concentrações de níquel detectadas no vermicomposto produzido nos respectivos tratamentos deste trabalho, foram inferiores àquelas encontradas por Venturini *et al.*, (1999) em vermicomposto de lixo urbano (32 mg.Kg^{-1}). Os valores de níquel obtidos neste trabalho estão dentro da faixa determinada por Silva (1994), em fertilizantes comerciais, cujos valores estão entre 2,36 e $306,58 \text{ mg.Kg}^{-1}$.

4.7. Caracterização bacteriológica e parasitológica no vermicomposto produzido no experimento

No início do experimento, o lodo apresentava coliformes fecais da ordem de $1,65 \times 10^8$ NMP/100g, no final do experimento foi constatado a ausência de coliformes fecais no vermicomposto. A redução da população de coliformes fecais no vermicomposto ocorreu com a elevação da temperatura na etapa de compostagem e com a etapa de vermicompostagem no experimento. A atividade antibacteriana das minhocas resultante da presença de uma lipoproteína polimórfica sintetizada nas células cloragógenas que atua dentro do celoma ou na superfície do corpo desses animais Sathell (1983). De acordo com a recomendação da Usepa (1992), para um lodo ser classe “B” e classe “A”, deve conter CF $< 10^6$ / gST, portanto, o vermicomposto obtido durante o experimento se enquadra nessa faixa.

A **Tabela 4.13** apresenta o resumo das análises de variância referente a caracterização parasitológica no vermicomposto. Do resultado das análises de variância verificou-se que houve diferença significativa na interação testemunha versus fatorial. Analisando a **Tabela 4.14** onde estão representados os valores médios para caracterização de helmintos viáveis observou-se que em relação ao tipo de substrato, a testemunha foi 79,87 vezes maior que o lodo sem bagaço e 37,04 vezes maior que o lodo+bagaço, nos dois substratos houve uma excelente redução do número do ovos viáveis de helmintos por grama de massa seca. Na mesma tabela, observou-se que para o teor de umidade, obteve-se também significativas reduções do número de ovos viáveis de helmintos por grama de massa seca, para umidade de 70% a testemunha foi 55,06 vezes maior que o tratamento e para a umidade de 80% a testemunha foi 47,63 vezes maior que o tratamento **Tabela 4.14**...

A redução dos ovos de helmintos foi proporcionada pela ação combinada de aspectos mecânicos e bioquímicos relacionados à digestão das minhocas. No primeiro caso os materiais orgânicos ingeridos ao passarem pela moela, rica em partículas de quartzo, sofrem trituração reduzindo, conseqüentemente, o tamanho destes podendo então ocasionar, em paralelo a eliminação dos ovos e/ou larvas de helmintos que estavam inicialmente presentes nesse material que serviu de alimento às minhocas Lee (1985). No segundo caso

a destruição pode ser ocasionada pela ingestão dos ovos e destruição do envoltório destes pelas enzimas do trato digestivo das minhocas, principalmente a quitinase liberando as larvas no seu interior Edwards e Fletcher (1988). Dessa forma, as larvas permanecem no estado infestante nos tecidos, no celoma e hemocele sem desenvolvimento essencial e, normalmente, sem crescimento, o que é denominado paratenose Lee (1985); Pessoa e Martins (1988).

Na **Tabela 4.13** estão mostrados o resumo das análises de variância para caracterização dos helmintos inviáveis no vermicomposto. Do resultado das análises de variância verificou-se que houve diferença significativa na interação testemunha versus fatorial. Na **Tabela 4.14** estão mostrados os valores médios para caracterização dos helmintos inviáveis observou-se que em relação ao tipo de substrato, a testemunha foi 21,71 vezes maior que o lodo sem bagaço, e 30,33 vezes maior que o lodo+bagaço, uma ótima inativação de ovos de helmintos por grama de massa seca **Tabela 4.14**.

A Sanepar (1999) adotou como indicadores da sanidade do lodo a concentração de coliformes fecais e a contagem e viabilidade de ovos de helmintos, sob a alegação de que, uma vez reduzidas as contagens desses dois microrganismos aos níveis previstos pela legislação, os outros estariam também eliminados ou em níveis admissíveis. Este fato é devido a maior resistência dos ovos de helmintos às condições ambientais adversas, o que garantiria a segurança para a utilização irrestrita do bio sólido no solo.

Tabela 4.13. Resumo das análises de variâncias, referente a helmintos

Causa de Variação	GL	Quadrado Médios	
		Helmintos Viáveis	Helmintos Inviáveis
Lodo (L)	1	1,5657 ^{ns}	0,8573 ^{ns}
Umidade (U)	2	0,0209 ^{ns}	1,8747 ^{ns}
L x U	2	1,0380 ^{ns}	0,4265 ^{ns}
Fat vs Testem	1	4101,8403 ^{**}	2635,8237 ^{**}
Tratamento	6	684,2540 ^{**}	440,2139 ^{**}
Resíduo	21	0,5412	0,8030
CV%		13,05	17,56

Significativo a 0,05 (*) e a 0,01 (**) de probabilidade; ^{ns} não significativo.

Tabela 4.14. Valores médios dos helmintos

Causa de Variação	Médias (n° de ovos / g ST)	
	Helmintos Viáveis	Helmintos Inviáveis
Tipo de substrato		
Lodo Anaeróbio	0,4417 ^a	1,3298a
Lodo Anaer. + Bagaço	0,9526 ^a	0,9518a
Umidade		
60%	0,7099 ^a	1,1464a
70%	0,6409 ^a	0,6540a
80%	0,7408 ^a	1,6221a
Testemunha	35,2857	28,8677

As médias seguidas de mesma letra não diferem entre si a nível de 5% de probabilidade

5.0. CONCLUSÕES

- O substrato lodo+bagaço de cana de açúcar ao teor de umidade de 70% proporcionou a maior produtividade da minhoca Vermelha da Califórnia (*Eisenia fetida*).
- O vermicomposto produzido apresenta teores de metais pesados muito abaixo da concentração máxima permissível para uso agrícola do lodo.
- A redução de ovos de helmintos nos substratos lodo sem bagaço foi 79,87 vezes em relação aos contidos na testemunha; para o substrato lodo+bagaço a redução foi de 37,04 vezes.
- A inviabilidade dos ovos de helmintos em relação ao tipo de substrato constatou-se que a testemunha foi 21,71 vezes maior que o lodo sem bagaço de cana-de-açúcar, e 30,33 vezes maior que o lodo + bagaço de cana-de-açúcar.
- Ocorreu redução total dos Coliformes fecais.

6.0. RECOMENDAÇÕES

Para pesquisas futuras, recomenda-se:

- Utilizar outra espécie de minhocas por exemplo: Minhoca Gigante Africana (*Eudrilus eugeniae*) pois, não foi encontrado pesquisas semelhantes com a minhoca gigante africana.
- Realizar análise no tecido cloragógeno das minhocas, para qualificar e quantificar os metais pesados acumulados em seus tecidos.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALCÂNTARA, R. de L. **Biossólido como fonte de nutrientes para o algodão herbáceo e seu efeito residual no milho**. 2003. 177 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande.

ANDRAUS, S.; MEDEIROS, M. L. B. de.; BORGES, J. C.; SILVA, S. M. C. P. da.; TOLEDO, E. B. **Agentes patogênicos – bactérias entéricas**. In: **Reciclagem de biossólidos – transformando problemas em solução**. SANEPAR, Curitiba, PR. Cap.3, p.126-155. 1999.

ANDREOLI, C. V.; SOUZA, M. L. de P.; COMIM, J. J.; GIOPPO, P. J.; CASTILHO, D. S. B. Bases para uso agrícola do lodo de esgoto da ETE-Belém. In: SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 6, Florianópolis, SC. **Anais**. Rio de Janeiro, RJ. ABES, 1994. p.389-419. 1994.

ANDREOLI, C. V.; LARA, A. I.; FERREIRA, A. C. Riscos associados ao uso do lodo de esgoto. In: **Uso e manejo do lodo de esgoto na agricultura**. Rio de Janeiro: **PROSAB/SANEPAR**: Cap.3, p.28-33. 1999.

ANDREOLI, C. V.; DOMASZAK, S. C.; FERNANDES, F.; LARA, A. I. de. Proposta preliminar de regulamentação para reciclagem agrícola do lodo de esgoto no Paraná. In: **CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL**, 19. Foz do Iguaçu, PR. **Anais**. Foz do Iguaçu. p.1025-1036. 1997.

ANDREOLI, C. V.; FERNANDES, F.; DOMASZAK, S. C.; LARA, A. I. de. **Composição e interesse agrônômico do lodo de esgoto**. Manual técnico para utilização agrícola do lodo de esgoto no Paraná. SANEPAR, Curitiba, PR., Cap.2, p.15-21. 1997.

ANDREOLI, C. V.; BERNERT, P. M.; FAVARIN, F.; FERREIRA, A. D. D.; **Aceitabilidade pública da utilização de lodo de esgoto na agricultura da região**

metropolitana de Curitiba. **Revista Técnica da Sanepar**, Curitiba: SANEPAR, v. 12, n. 12, p. 43-52. julho a dezembro, 1999.

APHA (American Public Health Association), **Standard methods for the examination of water and wastewater**, 19th ed., Washington D.C. 1040p. 1995.

APHA (American Public Health Association), **Standard methods for the examination of water and wastewater**, 20th ed., New York, 1527 p. 1998

AMERICAN WATER AND WASTEWATER ASSOCIATION – AWWA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 18.6h. Denver, Co.: AWWA, 1992.

AQUINO, A. M. **Vermicompostagem de esterco e bagaço de cana-de-açúcar inoculados com bactérias fixadoras de N₂ (Acetobacter diazotrophicus)**. 1991. 246 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

BARNES, R. D. **Anelídeos In: zoologia dos invertebrados**. 4. ed. São Paulo: ROCA, p. 503-609. 1984.

BERTON, R. S.; CAMARGO, O. A.; VALADARES, J. M. A. S. Absorção de nutrientes pelo milho em resposta à adição de lodo de esgoto a cinco solos paulistas, **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 13, n. 2, p. 187-192, 1989.

BERTUCCI, J. J. & SEDITA, S. J. Microbiology of sludge. Chapter 3 In: Municipal sewage sludge management: Processing, Utilization and disposal, Hing, Zenz and Kuchenrither, eds Technomic Publishing Company inc, Lancaster USA, 1992.

BETTIOL, W.; CARVALHO, P. C. T.; FRANCO, B. J. D. C. **Utilização do lodo de esgoto como fertilizante.** O Solo, Piracicaba, v. 75, n. 1, p. 44-54, 1983.

BIDONE, F.R.A.; POVINELLI, J. **Tratamento da matéria orgânica, In: Conceitos básicos de resíduos sólidos.** São Carlos: EESC/USP. cap.5, p.58-78. 1999.

BISCAIA, R.C.M.; MIRANDA, G.M. **Uso do lodo de esgoto calado na produção de milho.** Revista técnica da Sanepar, Curitiba, PR, v.5, n.5, p.86-89. 1996.

BONNET, B.R.P.; LARA, A.L.de.; DOMASZAK, S.C. **Manual de métodos para análises microbiológicas e parasitológicas em reciclagem agrícola de lodo de esgoto.** Curitiba: PROSAB. cap.1.p.11-26. , 1998.

CHRISTODOULAKIS, R. C. M.; MARGARIS, N. S. Growth of com (*Zea mays*) and sunflower (*Helianthus annus*) plants is affected by water and some sludge from a sewage treatment plant. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, Athenas, v. 57, n. 02, p. 300-306, 1996.

COSTA, C. A. **Produção de alface em cultivos sucessivos adubados com composto orgânico de lixo urbano e teor de metais pesados no solo e na planta.** 1988. 77 f. Dissertação (Mestrado em Fitotecnia) – Universidade de Viçosa, Viçosa:

CRIPPS, R. W.; WINFREE, S. K. & REAGAN, J. L. **Effects of sewage sludge application method on com production.** Communications in Soil Sci. and Plant Anal., 25: 1705-1715, 1992.

CUNNINGHAM, J. D.; RYAN, J. A.; KEENEY, D. R. Phytotoxicity in and metal uptake from soil treated with metal-amended sewage sludge. **Journal Environmental Qual., Madison**, v. 4, p. 455-460, 1975.

DIONÍSIO, J.A.; RESSETTI, R.R. Avaliação da capacidade da minhoca *Eisenia fétida* (SAVIGNY, 1826) de desinfecção e desinfestação do lodo de esgoto. **Revista Técnica da Sanepar**, Curitiba, PR, v.8, n.8, p.50-55, jul/dez. 1997.

DESCHAMPS, C.; FAVARETTO, N. Efeito do lodo de esgoto na produtividade e desenvolvimento das culturas. In: Reciclagem de biossólidos – transformando problemas em soluções. **SANEPAR**, Curitiba, PR. Cap.4, p. 181-189. 1999.

DESCHAMPS, C.; FAVARETTO, N. Efeito da aplicação do lodo de esgotos completado com fertilizante mineral na produtividade e desenvolvimento do feijoeiro e do girassol. **Revista Técnica da Sanepar**, Curitiba, PR, v.8, n.8, 1998.

DUARTE, A.de. S. **Desenvolvimento do pimentão irrigado com água residuária tratada**. 2002. 108 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola). Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande.

DEFELIPO, B.V.; NOGUEIRA, A.V.; LOURES, E.G.; ALVAREZ, Z.V.H. Eficiência agrônômica do biossólido proveniente de uma siderúrgica. **Revista Brasileira Ciências do Solo**. 15: 389-393. 1991.

EDWARDS, C.A.; FLEATHER, K.E. Interactions between earthworms and microorganisms in organic-matter breakdown. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. Amsterdam, 24:235-47, 1988.

EMBRAPA (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária), Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solo. **Manual de métodos de análise de solo**. Rio de Janeiro, 1979.

EMBRAPA (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária), Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos. **Manual de métodos de análises de solo**. Rio de Janeiro: EMBRAPA – SNCS, 1997. 212 p.

ELISSALDE, N.; GANIERE, J. P.; L'HOSTIS, M.; LEGEAS, M.; DEMILLAC, R.; CARRE, J. **Les germes pathogènes dans les boues résiduaires des stations d'épuration urbaines.** Collection: Valorization agricole des boues d'épuration. Guides et Cahiers Techniques, 1994.

FAVARETTO, N.; DESCHAMPS, C.; DAROS, E.; PISSAIA, A. Efeito do lodo de esgoto na fertilidade do solo e no crescimento e produtividade do milho (*Zea mays*, L.). **Arquivo de biologia e tecnologia**, v.40, n.4, p.836-847.1997.

FOLLE, F.; SHUFORD, J. W.; TAYLOR, R. W.; MEHADI, A. A. & TADESSE, W. Effect of sludge treatment, heavy metals, phosphate rate, and pH, on soil phosphorus. **Commun. Soil Sci. Plant Anal.**, v. 26, p. 1369-1381, 1995.

GAMBALE, W.; PAULA, C.R.; CORREA, B. Avaliação da microbiota fúngica em lodo digerido submetido a tratamento químico e térmico. **Revista Microbiologia**, São Paulo, v.18, t. 4, p. 363-365, 1987.

GIORDANO, P. M.; MAYS, D. A. **Plant nutrients municipal sewage sludges.** Industrial Engineering Chemistry Research Development, Washington, D. C., v. 20, n. 2, p. 212-216, 1981.

GRANHAM, H. J. Parasites and the land application of sewage sludge in Ontario, In: **Biological Health risks of sludge disposal to land in cold climates**, P. M. Wallis and D. L. Lehman, eds, Calgary, Ontario, Canada: University Calgary Press, p. 153-178, 1983.

HAANDEL, A.C.van.; LETINGA, G. **Tratamento anaeróbio de esgotos: um manual para regiões de clima quente.** Campina Grande: UFCG, 217p. 1994.

HAYS, B. D. Potential for parasitic disease Transmission with land application of sewage sludge plant effluents and sludges. **Water Research**, Oxford, n. 11, p. 583-597, 1977.

HUE, N. V.; SILVA, J. A.; ARIFIN, R. Sewage sludge-soil interactions as measured by plant na soil Chemical composition. **Journal Environmental Qual.**, v. 17, n. 3, p. 380-390, 1988.

ILHENFELD, R.G.K.; ANDREOLI, C.V.; DOMASZAK, S.C., **Planejamento da reciclagem agrícola do lodo. In: Uso e manejo do lodo de esgoto na agricultura.** PROSAB, Rio de Janeiro, RJ. Cap. 7, p. 76-81. 1999.

KIEHL, E. J. **Fertilizantes Orgânicos.** Piracicaba, São Paulo: Agronômica Ceres, 1985. 492p.

LAMIM, S. S. M. **Caracterização de vermicomposto de esterco bovino e estudo da adsorção competitiva de cádmio, cobre, chumbo e zinco.** 1995. 121 f. Dissertação (Mestrado em Agroquímica) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

LEE, K.E. **Earthworms: Their ecology and relationships with soils and land use.** 1. ed. Florida: Academic Press, 1985. 411p.

LOPES, E.B. de MENEZES. **Diversidade metabólica em solo tratado com bioossólidos.** 2001. 65 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - ESALQ, Piracicaba:

LOURENÇO, R. S.; ANJOS, A. R. M. dos; MEDRADO, M. J. S. Efeito do lodo de esgoto na produtividade do milho e feijão no sistema de produção de bractinga. In: **CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO (25: 1995: Viçosa).** Anais ... Viçosa: SBCS/UFV, 1995.

MARQUES, M. O. **Incorporação de lodo de esgoto em solo cultivado com cana-de-açúcar.** 1996. 111 f. Tese Livre Docência. Universidade Estadual de São Paulo, Jaboticabal.

MARQUES, M.O. **Incorporação de biossólido em solo cultivado com cana-de-açúcar.** 1997. 111 f. Tese de Livre Docência. FCAV/UNESP.

MEDEIROS, M.L.B.de.; SOCCOL, V.T.; CASTRO, E.A. Aspectos sanitários, In: Reciclagem de biossólidos: transformando problemas em soluções. Curitiba: **Revista Técnica da Sanepar**, Cap.3. p.121-179. 1999.

MEINICKE, A. C. As minhocas: Cooperativa Central Arapecuária Campos Gerais Ltda., Clube da Minhoca de Ponta Grossa, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Cooperativa Central de Laticínio do Paraná Ltda. 1983. 124p.

MELO, W.J.; MARQUES, M.O.; SANTIAGO, G. Efeito de doses crescentes de lodo de esgoto sobre frações de matéria orgânica e CTC de um latossolo cultivado com cana-de-açúcar. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, n.18, p.449-455, 1994.

MELO, W. J. O Lodo de Esgoto como Fertilizante para as Culturas de Milho e Café. Proposta de Trabalho. FUNEP. Jaboticabal. 1997.

MENDES, J.T. G. Determinação de parâmetros operacionais para ETE's pesquisa quanto à disposição do lodo excedente: análise econômica do lodo da ETE Curitiba, Curitiba: SUREHMA/FINEP, 1981. 43 p., (Relatório, 9).

MIYAZAWA, M.; GIMENEZ, S.M.N.; FERNANDES, F.; OLIVEIRA, E.L.; SILVA, S.M.C. Efeito do lodo de esgoto nos teores de metais pesados no solo e na planta. In: Reciclagem de biossólidos – transformando problemas em soluções. **Revista Técnica da Sanepar**, Curitiba- PR. Cap.4, p.204-225. 1999.

OLIVEIRA, F.C. **Disposição de lodo de esgoto e composto de lixo urbano num latossolo vermelho-amarelo cultivado com cana-de-açúcar.** 2000. 237 f. Tese de Doutorado. ESALQ, Piracicaba.

PEDROZA, J.P. **Biossólidos em algodoeiro herbáceo: modificações no crescimento, desenvolvimento e ambiente edáfico.** 2002. 150 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande.

PEREIRA, B. F., NOVOTNY, E. H., MANGRICH, A. S. Caracterização Química e por Espectroscopia de RPE de Húmus Comerciais da Região Metropolitana de Curitiba/PR. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIAS DO SOLO, 27, 1999, Brasília. **Resumos...** Brasília: SBCS/EMBRAPA, 1999. (CD ROM).

PESSÔA, S. B.; MARTINS, A. V. **Parasitologia médica.** 2. ed. Rio de Janeiro: Guanabara, 872p. 1988.

PIERZYNSKI, G. M.; SIMS, J. T.; VANCE, G. F. **Soils and environmental quality.** [s. l.]: Lewis Publishers, 313p. 1994.

RADWAN, F. I. Effect of sewage on sunflower an characteristics. **Annal of Agricol. Sciences**, Moshtohar, v. 29, p. 1333-1344, 1991.

RAIJ, B.V. **Fertilidade do solo e adubação.** Editora Agronômica Ceres Ltda. Piracicaba, SP, 1991. 343 p.

REINECKE, A. J.; REINECKE, S. A. The influence of heavy metal on the growth and reproduction of the compost worm *Eisenia fetida* (Oligocheta). **Pedobiologia.** n. 40, p, 439-448, 1996.

RESSETTI, R.R.; SOCCOL, V.T.; NETO, G.K. Aplicação da vermicompostagem no controle patogênico do composto de lodo de esgoto. **Revista Técnica da Sanepar,** Curitiba, PR, v.12, n.12, p.61-70, jul./dez. 1999.

ROS, C. O. DA.; AITA, C.; CERETTA, C. A.; FRIES, M. R. Biossólido: efeito imediato no milho e residual na associação aveia-preta-ervilhaca. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**. 17: 257-261, 1993.

ROSAZ, C. **Risques sanitaires liés a l'épandage des boues de stations d'épuration. Application à la végétalisation des pistes de ski**. 1991. 124 f. Thèse (docteur vétérinaire) - Université Claude Bemord de Lyon, Lyon.

SANEPAR (Companhia de Saneamento do Paraná), Manual técnico para utilização agrícola do lodo de esgoto no Paraná, Curitiba: SANEPAR,1997. 96p.

SANTOS, H.F.dos. 'Aplicação do lodo de estações de tratamento de esgoto em solos agrícolas. **Revista DAE (SABESP)**, São Paulo, v.39, n.122, p.31-48, 1979.

SANTOS, H.F.dos., Normatização para o uso agrícola do biossólidos no exterior e no Brasil, In: Lodo de esgoto: Tratamento e disposição final. **Revista da Universidade Federal de Minas Gerais**, cap.10, p. 425-464. 2001.

SATCHELL, J.E. Earthworm microbiolgy. In: Satchell, J. E. Earthworm ecology: from Darwin to vermiculture. London: Chapman and Hall Ltd, 1983. p.351-364.

SATO, M.; SANTOS, J.E. **Agenda 21** em sinopse. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais. São Carlos: Universidade Estadual de São Carlos,p.26. 1996.

SEKI, L. T. **Estudo da aplicação de doses de calcário e de biossólido na cultura da aveia branca (*Avena sativa* L.) cultivada em latossolo vermelho-escuro**. 1995. 63 f Trabalho de Conclusão de Curso. FCAV/UNESP, Jaboticabal.

SILVA, C. DOMINGOS da. **Caracterização e utilização agrícola de vermicomposto produzido por *Eisenia fétida* (Oligoqueta, Lumbricidae), apartir de lodo de esgoto**

urbano e bagaço de cana-de-açúcar. 2000. 139 f. Tese de Doutorado – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

SCHNEIDER, A.; LIMA, S. C.; HELLER, E. C. & ENOMOTO, J. N. Control and avaluation of teniasis and cysticercosis in district of Postinho-Tijucas do Sul, Paraná. In: ANNALS OF 1^o SYMPOSIUM LATIN-AMERICAN ABOUT TENÍASES AND CYSTICERCOSIS (1: 1994: Curitiba) **Anais ...** Curitiba. SESA; UFPR; OPAS; MS: FNS, UFPR, p.142-3, 1994.

SILVA, S. M. C. P. da., FERNANDES, F., THOMAZ-SOCCOL, V., MORITA, D. M. Lodo de esgoto: Tratamento e disposição final. **Revista da Universidade Federal de Minas Gerais**. cap. 3, p. 69-121. 2001c.

SILVERMAN, P. H. & GRIFFITHS, R. B. A review of methods of sewage disposal in Great Britain, with special reference to the epizootiology of *Cysticercus bovis*. **Ann. Trop. Med. Parasit.**, v. 49, p. 436-50, 1965.

SLOAM, J. J. & BASTA, N. T. Remediation of soils by using alkaline biosolids. **Journal. Environmental Qual.** V. 24, p. 1097-1103, 1995.

SOCCOL, V.T.; PAULINO, R.C.; CASTRO, E.A.; TRACZ, J. Eficácia dos diferentes processos de tratamento do lodo na redução de viabilidade de ovos de helmintos. **Revista Técnica da Sanepar**, Curitiba, PR, v.8, n.8, p.24-32, julh/dez. 1997.

SOCCOL, V.T.; PAULINO, R.C.; CASTRO, E.A.; TRACZ, J. Eficácia dos diferentes processos de tratamento do lodo na redução da viabilidade de ovos de helmintos. **Revista Técnica da Sanepar**, Curitiba, PR, v.8, n.8, p.24-32, jul/dez, 1997b.

STAMATIADIS, S.; DORAN, J. N.; KETTLER, T. Field and laboratory evaluation of soil quality changes resulting from injection of liquid sewage sludge. **Applied Soil and Ecology**, v. 12, p.263-272, 1999.

TABLAS, M., TSAI, S. M. **Minhocultura 2000 Tecnologia e Aplicação**. Piracicaba, SP: Centro Nacional de Energia Nuclear na Agricultura, 1999. 65p.

TATE, R. L. Cultural and environmental factors affecting the longevity of *Escherichia coli* in histosols. **Appl. Environ. Microbiol.**, 35: 925-929, 1978.

TOLONEN, M. **Vitamins and minerals in health and nutrition**. London: Ellis Horwood. 1990. 231p.

TSUTIYA, M.T. Uso agrícola de biossólidos de estações de tratamento de esgotos sanitários do Estado de São Paulo, In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 20, Rio de Janeiro. **Anais 20º Cong. Bras.de Eng. Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro. P.744-752. 1999a.

TSUTIYA, M.T. Metais pesados: o principal fator limitante para o uso agrícola de biossólidos das estações de tratamento de esgotos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, Rio de Janeiro, RJ. /**Anais 20º Cong. Bras. De Eng. Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro. P. 753-761. 1999b.

TSUTIYA, M.T. **Metais pesados, In: Biossólidos na agricultura**. São Paulo: SABESP, Cap.4, p.89-131. 2001.

USEPA – UNITE STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Health effects of land applications of municipal sludge**. EPA/1-85/015, Washington: EPA, 1985.

USEPA - Unite State Environmental Protection Agency. Control of pathogens and vector attraction in sewage sludge under 40 CFR part 503. Office of water, Office of Science on Technology Sludge. Risk Assessment Branch. Washington, Dc 20460, 147, 1992.

VENTURINI, S.F.; GIRACA, E.M.N.; CARLOSSO, S.J.T.; WIETHAN, M.M.; SANT, L.A. Avaliação de metais pesados em composto e vermicomposto de lixo orgânico urbano.

In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIAS DO SOLO, 27, 1999, Brasília.
Resumos... Brasília: SBCS/EMBRAPA, 1999. (CD ROM).

VIEIRA, M. I. **Criação de Minhocas**. São Paulo: Prata Editora. 1994. 87p.

WEBBER, M. D.; BATES, T. E. Municipal sludge (biosolids) use on agricultural land.
Water Techology Corporation. Canada, 1997.

WISNIEWSKI, C.; MOTTA NETO, J. A.; PEREIRA, A. M.; RADONSKI, M. I.;
SESSEGOLO, G. C. Uso do lodo de esgoto da ETE-BELÉM na recuperação de áreas
degradadas por mineração de calcáreo. **Revista Técnica Sanepar**, Curitiba, v. 5, n. 5, p.
76-85, 1996.

YANKO, W. A. Occurrence of pathogens in distribution and marketing municipal sludges.
In: EPA (1992) Environmental regulation and technology. Control of pathogens and vector
attraction in sewage sludge. Rapport U.S. EPA 625/ R- 92/013, 149, 1987.