
UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA
PRÓ-REITORIA PARA ASSUNTOS DO INTERIOR
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL
DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

CONTRIBUIÇÃO AO ESTUDO DA ELIMINAÇÃO DE
ORGANISMOS PATOGÊNICOS NA COMPOSTAGEM
DE LIXO URBANO

Sônia Seger Pereira Mercedes

CAMPINA GRANDE - PARAÍBA
1993

SÔNIA SEGER PEREIRA MERCEDES

CONTRIBUIÇÃO AO ESTUDO DA ELIMINAÇÃO DE
ORGANISMOS PATOGENICOS NA COMPOSTAGEM
DO LIXO URBANO

Dissertação apresentada ao
Curso de Mestrado em Engenharia Civil
da Universidade Federal da Paraíba,
em cumprimento às exigências para
obtenção do grau de Mestre.

ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: RECURSOS HÍDRICOS - SUB-ÁREA: ENGENHARIA
SANITÁRIA

ORIENTADOR: JOÃO TINOCO PEREIRA NETO
CO-ORIENTADOR: BEATRIZ S. O. CEBALLOS

CAMPINA GRANDE - Pb

1993



M553c Mercedes, Sonia Seger Pereira
Contribuição ao estudo da eliminação de organismos patogênicos na compostagem do lixo urbano / Sonia Seger Pereira Mercedes. - Campina Grande, 1993.
146 f.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal da Paraíba, Centro de Ciências e Tecnologia.

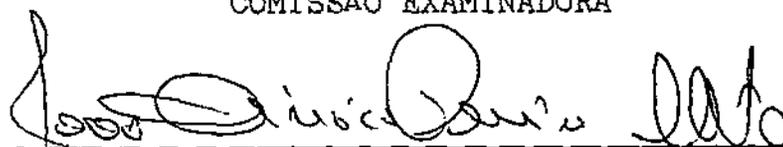
1. Lixo Urbano. 2. Engenharia Sanitária. 3. Compostagem - Lixo Urbano. 4. Organismos Patogênicos - Lixo Urbano. 5. Lixo Doméstico. 6. Recursos Hídricos. 7. Dissertação. I. Pereira Neto, João Tinoco, Prof. Dr. II. Ceballos, Beatriz S. O., Profa. Dra. III. Universidade Federal de Campina Grande - Campina Grande (PB) IV. Título

CDU 628.4(043)

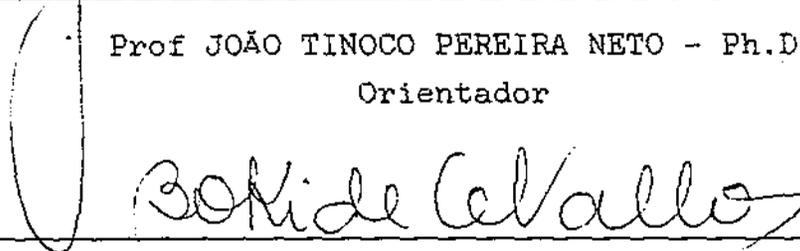
CONTRIBUIÇÃO AO ESTUDO DA ELIMINAÇÃO DE
ORGANISMOS PATOGENICOS NA COMPOSTAGEM
DO LIXO URBANO

SÔNIA SEGER PEREIRA MERCEDES

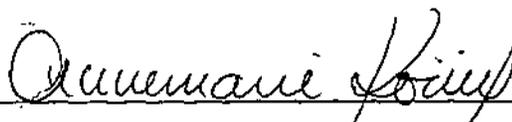
COMISSÃO EXAMINADORA



Prof JOÃO TINOCO PEREIRA NETO - Ph.D
Orientador



Prof^a BEATRIZ SUZANA OVRUSKI DE CEBALLOS - MSc
Orientadora



Prof^a ANNEMARIE KÖNIG - Ph.D
Examinador Interno



Prof SANDOVAL FARIAS DA MATA - Ph.D
Examinador Externo

CAMPINA GRANDE - PARAÍBA

1993

A minha Família

AGRADECIMENTOS

Aos professores João Tinoco Pereira Neto e Beatriz S. O. de Ceballos, por sua orientação.

Ao professor John I. Oragui, pelo incentivo e valiosos ensinamentos.

A Universidade Federal da Paraíba, na pessoa dos professores da Área de Engenharia Sanitária e Ambiental - AESA - pela colaboração e ensinamentos.

Aos funcionários da Área de Engenharia Sanitária e Ambiental - AESA - da Universidade Federal da Paraíba, pelo apoio e solidariedade.

Aos colegas do Curso de Mestrado pela generosidade.

A Universidade Federal de Viçosa, por permitir a execução deste trabalho.

A toda a equipe do Laboratório de Engenharia Sanitária e Ambiental - LESA - da Universidade Federal de Viçosa, professores e funcionários, pela cooperação e auxílio.

A todos aqueles que contribuíram direta ou indiretamente para a execução desse trabalho.

RESUMO

O problema do lixo no Brasil se caracteriza pela alta produção total diária, pelo lançamento de lixo hospitalar junto ao lixo doméstico e pela disposição inadequada de resíduos em aterros a céu aberto, expondo o ambiente e o ser humano à contaminação por organismos patogênicos.

A compostagem é um processo de tratamento biológico, aeróbio e controlado, onde através da ação de microrganismos, a fração orgânica do material é mineralizada, sob temperaturas termofílicas (45 - 65°C), em duas fases distintas: degradação ativa e maturação ou cura. Através da compostagem, além da degradação de matéria orgânica é possível obter a sanitização do material pela eliminação dos organismos patogênicos, a custos relativamente baixos e sem prejuízos ambientais.

O composto orgânico, produto final da compostagem, por tratar-se de material humificado, pode ser utilizado na agricultura como condicionador de solos, devendo para isso estar bioestabilizado e bacteriologicamente seguro. O grau de contaminação fecal do composto pode ser avaliado através de indicadores universais (coliformes e estreptococos fecais) e microrganismos patogênicos (vírus, bactérias, helmintos). Dentre os patógenos, as bactérias do gênero Salmonella apresentam com os indicadores universais alta correlação de ocorrência e eliminação. Elas são os principais agentes etiológicos de diarreias, doenças estas responsáveis por 30,4% das mortes de crianças menores de 1 ano no nordeste do Brasil (Carvalho *et alii*, 1990).

O presente trabalho teve como objetivo verificar a influência da temperatura e da estratificação térmica na eliminação de patógenos no interior de leiras de compostagem e a propriedade da utilização sistemática de Salmonella como indicador da eliminação destes organismos. Para isso foram monitoradas, durante um período de 11 meses, 8 leiras estáticas aeradas e 7 pilhas windrow através de medições de densidade, temperatura, pH, teor de umidade, teor de sólidos fixos e voláteis e análises do decaimento de coliformes e

estreptococos fecais e Salmonella.

Os resultados demonstraram que a temperatura é o fator mais importante na eliminação de bactérias e dentre elas as patogênicas. Porém, a eficiência da eliminação depende da conjugação de fatores operacionais (tipo de aeração, temperatura de controle, posição da tubulação de aeração, características da matéria prima) e das condições em que se desenvolve o processo (excesso de umidade, ressecamento, compactação, variação de pH, concentrações limitantes de nutrientes). Foi observado que a estratificação térmica dentro de leiras exerce grande influência na eficiência de remoção de patógenos. A utilização de Salmonella não apresentou vantagens suficientes para justificar seu uso no monitoramento de rotina na compostagem. Foi também observado que podem ocorrer microrganismos remanescentes após a fase de degradação ativa, portanto, a fase de cura assume crucial importância na eliminação dos mesmos através de outros efeitos letais como antibiose e competição.

ABSTRACT

The problem of solid waste in Brazil is characterized by the high total daily production, by the disposal of hospitalar waste with domestic waste and by the inadequate disposition of these wastes in open areas, exposing humankind and environment to the contamination by pathogenic organisms.

Composting is a solid waste biologic, aerobic and controlled treatment process, that through microorganisms work, mineralizes the organic fraction of the material under thermophilic temperatures (45 - 65°C) in two different phases: biodegradation and maturation. Through composting, a low costing process, makes possible to obtain the wastes' sanitization further than the organic matter degradation, by eliminating pathogens, without environmental damage.

The compost, final product of composting, being an humified material, can be utilized in agriculture as a soil's conditioner, but it must be estabilized and bacteriologically safe. The fecal contamination's grade of a compost may be appraised through microbiological indicators (fecal coliforms and fecal streptococci), besides pathogenic microorganisms (viruses, bacteria, helminths). Among pathogens, the genus Salmonella presents a high correlation with indicators of fecal contamination and these bacteria are ethiologic agent of dhiorrea, disease responsible for 30,4% of total children's deaths in Brazil's northeast (Carvalho *et alii*, 1990).

The present work's objectives were to verify temperature's and thermic stratifying inside composting piles influence on pathogens elimination and the property of sistematic use of Salmonella as fecal indicator during composting.

In this order, it was accompanied, along eleven months, eith aerated static piles and seven windrows, through measurements of density, temperature, analysis of pH, humidity, volatile solids and fecal coliforms, fecal streptococci and Salmonella die-off.

Results showed that temperature is the most important factor affecting pathogens elimination, but this elimination's effiience depends on various operational factors (type of aeration, aeration

tube's position, control temperature, characteristics of material) and composting material's conditions (excess of humidity or drying, compactness, pH variations, nutrients' availability). The utilization of Salmonella didn't present enough advantages to justify its use in routine's monitoring of pathogenic die-off in composting. It was also observed that remaining microorganisms can be presented at the process' end. Because this, the maturation becomes into a very important phase when another's lethal effects will be suffered by these microorganisms.

ÍNDICE

	Página
CAPÍTULO I - INTRODUÇÃO	1
CAPÍTULO II - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	6
II.1 - Introdução	6
II.2 - Microbiologia na Compostagem	8
II.2.1 - Os Microrganismos	8
II.2.2 - Patogenicidade e Transmissão de Doenças [†]	10
II.3 - A Compostagem na Eliminação de Doenças	12
II.3.1 - Matéria Prima - Resíduos Sólidos	12
II.3.1.1 - Lixo - Origem e Definição	12
II.3.1.2 - Composição do Lixo	14
II.3.1.3 - Aspectos Epidemiológicos ⁺	16
II.3.1.4 - Alternativas para o Tratamento do Lixo	17
II.3.2 - O Processo de Compostagem	19
II.3.2.1 - Definição e Objetivos	19
II.3.2.2 - Ecologia Microbiana na Compostagem	21
1) Fatores Bióticos	21
2) Fatores Abióticos	23
A) Temperatura	24
B) Oxigenação	26
C) Concentração de Nutrientes	26
D) Umidade	27
E) pH	28
F) Estrutura da Leira	29
G) Condicionamento Inicial do Material	29
H) Taxa Carbono/Nitrogênio	30
II.3.2.3 - Mudanças Ocorridas Durante o Processo	30
II.3.3 - O Produto - Composto Orgânico	33
II.3.3.1 - Introdução	33
II.3.3.2 - Especificações para Composto Orgânico de Lixo	34

1) Especificações Físicas e Físico-químicas	34
A) Teor de Matéria Orgânica Biodegradável	34
B) Teor de Umidade	34
C) Granulometria	35
D) Minerais	35
E) Taxa Carbono/Nitrogênio	35
F) Temperatura	35
G) Densidade	35
H) Cor e Odor	36
I) pH	36
2) Contaminantes e Processo Prejudiciais	36
A) Metais Pesados	36
B) Estabilização / Humificação	36
C) Fitotoxicidade	37
D) Especificações Microbiológicas	37
E) Definição de Composto de Acordo com as Especificações	39
II.3.3.3 - Utilização do Composto	40
II.4 - Microrganismos Indicadores	41
II.4.1 - Conceitos Gerais	41
II.4.2 - Indicadores - Características e Importância	42
II.4.2.1 - Coliformes fecais	42
II.4.2.2 - Estreptococos fecais	44
II.4.2.3 - <u>Salmonella</u>	45
CAPÍTULO III - MATERIAIS E MÉTODOS	57
III.1 - Matéria Prima	57
III.1.1 - Resíduo Urbano Triturado	57
III.1.2 - Resíduo Urbano Bruto	58
III.1.3 - Esterco	59
III.2 - Operação do Sistema	59
III.2.1 - Mistura	59
III.2.2 - Construção e Aeração das Leiras e Pilhas	60
III.2.3 - Final da Fase de Aeração	63
III.2.4 - Maturação	63
III.3 - Amostragem	64
III.3.1 - Amostragem do Material Bruto	64
III.3.2 - Amostragem Durante a Fase de Degradação Ativa	64

III.3.3 - Tratamento das Amostras para Análise	65
III.4 - Parâmetros Analisados	66
III.4.1 - Análises Físicas	66
III.4.2 - Análises Físico-químicas	67
III.4.3 - Análises Bacteriológicas	69
III.4.4 - Material e Técnicas Laboratoriais	72
CAPÍTULO IV - APRESENTAÇÃO E ANÁLISES DOS RESULTADOS	82
IV.1 - Aspectos Físicos	82
A) Densidade	82
B) Temperatura	83
IV.2 - Aspectos Físico-químicos	86
A) Teor de Umidade	86
B) Teor de Sólidos Voláteis	89
C) pH	90
IV.3 - Análises Bacteriológicas	91
A) Coliformes fecais	91
B) Estreptococos fecais	92
C) <u>Salmonella</u>	95
IV.4 - Outras Observações	96
IV.4.1 - Final da Fase de Degradação Ativa	96
IV.4.2 - Chorume, Atração de Vetores e Odor	97
IV.4.3 - Observações Sobre a Metodologia de Análises Bacteriológicas	97
IV.5 - Experimento de Controle	98
CAPÍTULO V - DISCUSSÃO DOS RESULTADOS	125
A) Influência da Temperatura	125
B) A Influência da Estratificação Térmica Sobre a Eliminação de Patógenos em Leiras Estáticas Aeradas	128
C) A Utilização do Patógeno <u>Salmonella</u> como Indicador Microbiológico	128
CAPÍTULO VI - CONCLUSÕES	131
SUGESTÕES	133
BIBLIOGRAFIA	134

CAPÍTULO I INTRODUÇÃO

A problemática relacionada aos resíduos sólidos vem se agravando ao longo do tempo, acompanhando o crescimento populacional devido, principalmente, ao desenvolvimento industrial, à sofisticação dos hábitos de consumo e à necessidade da produção de safras agrícolas cada vez maiores para suprir as necessidades alimentares dessa população (Boscov, 1989; Pereira Neto, 1991; Chagas, 1992).

Fatores como a demanda de extensas áreas para disposição final dos resíduos e o alto custo de tratamentos térmicos ou eletromecânicos, foram aos poucos cedendo lugar a um novo paradigma dos resíduos sólidos que visou a possibilidade de realizar um tratamento mais conservativo, que privilegiasse as tecnologias de baixo custo, o uso racional de áreas e ainda revertesse em benefícios para a comunidade usuária e o meio ambiente. Esta nova concepção tem destacado a importância da compostagem no tratamento e disposição de resíduos sólidos.

Entre as vantagens deste sistema de tratamento podem-se citar algumas de ordem econômica pois trata-se de tecnologia de baixo custo cuja demanda de energia, obras civis e mão de obra especializada é menor que nos outros processos (Lima, 1984); social, por apresentar a possibilidade de trabalho valorizado aos antigos "catadores" de lixo (Pereira Neto, 1989); ambiental ao eliminar o impacto ambiental causado pelos depósitos de lixo em todas as suas implicações (poluição do ar, solo, água, poluição visual, atração de vetores - ratos e insetos - contaminação de lençóis freáticos e seres humanos) (Pereira Neto e Stentiford, 1987); ecológica, pois o composto orgânico, resíduo do processo, é obtido através de uma sequência natural de eventos, a biodegradação, que além de não alterar o ambiente com poluição, resulta em matéria humificada, que reverte em benefícios para o solo e indiretamente, para o ambiente como um todo (Pereira Neto, 1987; Hay e Kuchenrither, 1990).

Um dos mais importantes aspectos relacionado à compostagem é o benefício sanitário resultante do processo, ou seja, a diminuição da disseminação de agentes infecciosos, especialmente de doenças do trato gastro-intestinal. Estas doenças constituem um dos grandes problemas em países sub-desenvolvidos e em desenvolvimento (PAOH, 1986; Mara e Cairncross, 1987; Leite *et alii*, 1990).

A compostagem é um processo aeróbio, biológico e controlado, através do qual a fração orgânica do lixo é degradada a compostos mais simples (mineralização) por uma população mista de microrganismos ativos numa faixa de temperaturas termofílicas. Este processo compreende as etapas de degradação propriamente dita e de humificação ou cura, após as quais se obtém como resíduo final, o composto orgânico e rejeitos (Finstein e Morris, 1975; Pereira Neto, 1980; Zucconi e de Bertoldi, 1991).

A definição de compostagem coloca alguns aspectos cuja consideração se torna importante. Em primeiro lugar, diz-se que o processo é biológico e realizado por uma população mista de microrganismos, os quais provêm do ecossistema constituído pela própria massa de resíduos sólidos. Isto equivale a dizer que a matéria orgânica é mineralizada devido às atividades metabólicas dos microrganismos participantes do processo e além disso, na formação dessas populações, há oportunidades e mecanismos de contaminação que permitem também aos microrganismos patogênicos se tornarem integrantes da massa de compostagem, encontrando no lixo condições que possibilitem sua sobrevivência, pelo menos por tempo suficiente para contaminar solo, água, o homem, animal e plantas (Briody e Gillis, 1974; Wistreich e Lechtman, 1976; Golueke, 1982; Lacey e Williamson, 1983).

Outro aspecto da definição ressalta que a compostagem é um processo controlado e aeróbio. De fato, existem no processo, fatores ambientais que influenciam diretamente a atividade microbiológica de degradação e que permitem exercer sobre ele um determinado grau de controle. Dentre estes fatores destacam-se: as características de degradabilidade e granulometria dos resíduos, a estrutura das leiras de massa orgânica, as condições de acidez e alcalinidade do meio, o teor de umidade, a quantidade de oxigênio e a temperatura (Hughes, 1980; Lima, 1984; Pereira Neto, 1989; Golueke, 1991). Ao longo de

anos de experiência, verificou-se que a temperatura era o parâmetro que exercia a maior influência no processo, no sentido de aumento de eficiência e na eliminação de patógenos, e que era o mais facilmente mensurável e passível de controle (Mc Gregor *et alii*, 1981; Sikora e Sowers, 1983; Mc Kinley *et alii*, 1985; Stentiford *et alii*, 1985).

Após numerosas pesquisas, vários métodos de compostagem surgiram, partindo do princípio de que através da aeração adequada seria atingida uma temperatura ideal de projeto, que permitiria um maior grau de degradação e sanitização, num menor período de tempo (Haug, 1979; Lima, 1984; Hay e Kuchenrither, 1990). Dessa forma, a compostagem resultaria num tratamento eficaz em termos de redução de volume, higienização e transformação do lixo em um produto final (o composto orgânico) mineralizado e descontaminado o suficiente para sua utilização sem riscos na agricultura, onde apresenta inúmeras vantagens como condicionador de solos e fertilizante orgânico (Golueke, 1982; Mara e Cairncross, 1987; Zucconi e de Bertoldi, 1991).

Estabelecido então o parâmetro de controle do processo, procurou-se determinar qual seria a temperatura ideal para uma leira de compostagem, que garantisse simultaneamente a degradação mais rápida e a maior eliminação de patógenos.

A compostagem é, por definição, um processo termofílico - faixa térmica com temperaturas variando entre 45 e 65°C, na qual o metabolismo microbiano é mais intenso e os patógenos são mais facilmente eliminados por crescerem, em sua maioria, na faixa mesofílica (Finstein *et alii*, 1980; Lopez-Real e Foster, 1984; Golueke, 1991). Numerosos pesquisadores consideram que a manutenção, durante a fase de degradação ativa, de uma temperatura média de 55°C na maior parte da massa de compostagem e durante o maior período de tempo possível, é suficiente para garantir que ambas as metas principais do processo sejam atingidas (Nakasaka *et alii*, 1985; Pereira Neto e Stentiford, 1987; Stentiford, 1987). Entretanto, é reconhecido que essa temperatura atende em especial às exigências de uma degradação eficiente em detrimento da eliminação de patógenos (Golueke, 1982).

Para avaliar a eliminação de patógenos durante o processo de compostagem, são utilizados microrganismos indicadores de

contaminação fecal. O uso de indicadores minimiza o dispêndio de tempo e de recursos em análises microbiológicas.

Os indicadores são microrganismos que numericamente, e em termos de resistência às condições desfavoráveis de um ambiente qualquer, se apresentam iguais ou superiores aos patógenos; devem ainda pertencer ao mesmo tipo de ambiente original (aparelho ou órgão do organismo hospedeiro) que os mesmos. Assim, sua presença seria indício da presença dos microrganismos patógenos bem como sua eliminação seria indício da eliminação dos mesmos (CETESB, 1989; de Bertoldi *et alii*, 1991).

Atualmente, utilizam-se como indicadores universais as bactérias dos grupos coliforme e estreptococos fecais e a espécie Clostridium perfringens. A pesquisa direta de patógenos é utilizada a título de informação adicional (CETESB, 1989), na maioria das vezes. Para a pesquisa com resíduos sólidos a bibliografia especializada recomenda o emprego de pelo menos um tipo de ovo de helminto para indicar a presença ou ausência de vermes parasitas, uma bactéria patogênica e um tipo de vírus (Finstein *et alii*, 1982; Golueke, 1982; de Bertoldi *et alii*, 1991).

Partindo da premissa de que a temperatura é o fator mais importante entre os vários parâmetros responsáveis pela eliminação de patógenos e que as condições de trabalho em escala real são bastante diversas daquelas estabelecidas em escala de laboratório, o trabalho foi desenvolvido com o objetivo geral de observar alguns fatores que intervêm na eliminação de patógenos durante a fase de degradação ativa da compostagem de resíduos sólidos urbanos. Os dois processos de compostagem estudados foram: windrow e aeração forçada (leiras estáticas aeradas).

Os objetivos específicos foram:

- 1) verificar a influência da manutenção de temperaturas constantes e adequadas pro períodos suficientes de tempo sobre a eficiência na eliminação de patógenos, estudando comparativamente os processos de leiras estáticas aeradas e windrow;

- 2) verificar a ocorrência de áreas com eficiência diferenciada na redução do número de microrganismos em função da

estratificação térmica desenvolvida no interior da leira;

3) avaliar a pertinência da utilização sistemática de Salmonella como indicador da sanitização de material, durante a compostagem e o grau de acuracidade dos resultados fornecidos pelos indicadores coliformes fecais e estreptococos fecais.

Deve-se ressaltar que o objeto da pesquisa foi o material das leiras de compostagem submetidas apenas à fase de degradação ativa do processo.



CAPÍTULO II

REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

II.1. Introdução

Desde a descoberta dos microrganismos no princípio da microbiologia, tem ficado patente a importância desses seres microscópicos numa série de fenômenos de grande utilidade para o homem.

Essa importância mostrou ser de ordem econômica, através do desenvolvimento das indústrias alimentícia e farmacêutica; de ordem ecológica, em face dos ciclos biogeoquímicos da matéria, por meio da biodegradação; porém, um aspecto grave ligado à existência dos microrganismos é a sua atuação na transmissão de doenças, gerando sérios problemas de ordem sanitária.

No âmbito da Engenharia Sanitária, mais especificamente do saneamento do meio, os microrganismos exercem papel fundamental em processos de degradação de matéria orgânica, constantemente lançada ao ambiente sob a forma de resíduos sólidos, águas residuárias, rejeitos industriais, hospitalares, resíduos de toda espécie resultantes das intensas atividades econômicas e domésticas do homem.

Pela própria condição de material residual, pelo alto teor de nutrientes, além de uma série de outras condições específicas, é fácil perceber que o ambiente dos resíduos sólidos permite a subsistência tanto de microrganismos inócuos para a saúde quanto de agentes transmissores de doenças - os microrganismos patogênicos. Qualquer atividade que vise o saneamento, o tratamento desses resíduos, deve garantir a eliminação dos agentes patógenos à medida que o processo de degradação de matéria orgânica decorra, ou, pelo menos sua maior adequação sanitária.

A produção mundial de resíduos sólidos já gira em torno de milhões de toneladas por dia, sendo que no Brasil existem cidades como São Paulo e Rio de Janeiro, produzindo cerca de 100.000 toneladas diárias de lixo. Todo esse material é suscetível à contaminação por material fecal de origem doméstica, resíduos hospitalares, cadáveres de animais, além da contaminação via vetores mecânicos (transmissores diretos de agentes infecciosos tais como

insetos - baratas, moscas - e outros animais - ratos, etc) e biológicos (hospedeiros intermediários destes agentes), sempre atraídos pela abundância nutricional (heterogeneidade de alimentos) presente no lixo.

Agravando o problema brasileiro, existe o fato de não se utilizar políticas adequadas de coleta, tratamento e disposição final desses resíduos, cujo teor de matéria orgânica é altíssimo (50 a 80%), proliferando os depósitos a céu aberto, o que aumenta a possibilidade de contaminação do homem e do meio ambiente pelos microrganismos contidos na massa de resíduos.

As doenças gastrointestinais, ainda um grave problema de saúde pública no Brasil (FAOH, 1986; Boscov, 1989; Leite *et alii*, 1990; Chagas, 1992), são as mais comumente transmitidas através de contaminação pelo material do lixo, que afeta facilmente as pessoas que vivem da atividade de catar produtos recicláveis e o lençol freático.

A quantidade característica de matéria orgânica presente no lixo produzido no Brasil, a necessidade de adequar a tecnologia de destinação final e tratamento de lixo ao grave panorama sócio-econômico do país, além de outros aspectos favoráveis como os benefícios de ordem ambiental, social, econômica e ecológica, apontam a compostagem de resíduos sólidos orgânicos como um processo eficiente e de baixo custo, acessível para tratamento do lixo no país.

Pode-se definir a compostagem como um processo biológico aeróbio de degradação de matéria orgânica, realizado por uma população mista de microrganismos predominantemente termofílicos (Golueke, 1982; Mara e Stentiford, 1983; Pereira Neto, 1987).

A oxidação da matéria orgânica na massa de compostagem e consequente depleção do substrato, a existência de microrganismos competidores, a ocorrência e a manutenção das temperaturas termofílicas (45 - 65°C) constituem os mecanismos responsáveis pela eficiência do processo na eliminação de patógenos (Bollen, 1984; Lopez-Real e Foster, 1984; Hussong *et alii*, 1985). Esta eliminação é passível de quantificação, utilizando os mesmos índices amplamente empregados para qualificação de águas tratadas e residuárias, os indicadores: coliformes (em especial o *E. coli*) e estreptococos fecais (Oragui e Mara, 1983; CETESB, 1989), apesar de também ser possível a utilização de microrganismos patogênicos (Alcaide *et alii*, 1982; Alcaide *et alii*, 1984; de Bertoldi *et alii*, 1991).

II.2. Microbiologia na Compostagem

Na compostagem, os microrganismos são reponsáveis pelos principais benefícios inerentes ao processo: a degradação de matéria orgânica e a redução de patógenos, como consequências direta e indireta de suas atividades metabólicas (Golueke, 1982; Mc Kinley *et alii*, 1985; Mc Kinley e Vestal, 1985).

Inicialmente, encontram-se na massa de compostagem, praticamente todos os grupos de microrganismos (Finstein *et alii*, 1980; Kiehl, 1985; Golueke, 1991): vírus, bactérias, actinomicetos, protozoários, fungos, vermes. Com o decorrer do processo, porém, apenas alguns grupos tornam-se predominantes. São eles: bactérias, fungos e actinomicetos (Kane e Mullins, 1973; Godden *et alii*, 1983; Nakasaki *et alii*, 1985). Esta substituição dos grupos iniciais de microrganismos por outros ocorre devido à sucessão microbiana que se dá dentro da massa de resíduos, em função das interações ecológicas entre estes microrganismos, entre si, e com seu ambiente. São estas interações que determinam também as características da compostagem (Haugh, 1979; Golueke, 1991).

A seguir, são descritos sucintamente os principais grupos envolvidos neste processo de tratamento de resíduos e alguns aspectos da ecologia microbiana que o afetam.

II.2.1. Os Microrganismos

. Vírus

Os vírus são definidos como um bloco acelular de material genético contendo DNA ou RNA, encapsulado por uma cobertura de proteína e caracterizados por: 1) ser parasitas intracelulares obrigatórios; 2) ser filtráveis através de materiais que retém bactérias; 3) precisar de culturas de tecidos para sua multiplicação; 4) apresentar grande simplicidade de organização interna e de reprodução, propriedades estas que os distinguem dos outros organismos celulares (Smith, 1980; Stanier *et alii*, 1988). Devido à alta resistência dos vírus a processos térmicos de tratamento, discute-se ainda a eficiência da compostagem em eliminá-los (Finstein *et alii*, 1982; Bitton *et alii*, 1984; Lopez-Real *et alii*, 1984).

Os bacteriófagos são vírus que atacam bactérias, mantendo um alto grau de especificidade (Carpenter, 1977; Stanier *et alii*, 1988; IAWPRC Study Group, 1991). Atualmente, os bacteriófagos são recomendados como indicadores de contaminação em compostos orgânicos ao lado de outros microrganismos como coliformes e estreptococos fecais (de Bertoldi *et alii*, 1991).

. Bactérias

As bactérias são microrganismos unicelulares, procariotas, cujas dimensões são da ordem de micrômetros ou milionésimos de metro e que ocorrem na forma de cocos (formas esféricas), bacilos (bastonetes) ou vibrios (bastonetes curvos), principalmente (Alexander, 1976; Bier, 1985; CETESB, 1989).

As bactérias possuem a mais alta taxa metabólica existente entre os microrganismos, responsável pelo seu crescimento populacional rápido e sua maior capacidade de obtenção de energia, o que as torna em competidores extremamente eficientes (Mc Kinney, 1962; Carpenter, 1977; Bier, 1985).

. Actinomicetos

Os actinomicetos são bactérias filamentosas Gram positivas, com características estruturais muito semelhantes às dos bolores, e que por algum tempo foram consideradas como fungos. São bactérias de formato irregular ocorrendo em algumas famílias a formação de micélios (Alexander, 1977; Carpenter, 1977; Stanier *et alii*, 1988).

Os actinomicetos estão bastante difundidos no ambiente porém, no solo, desempenham um significativo papel na modificação da matéria podendo ainda produzir substâncias antibióticas (Haug, 1980).

. Protozoários

Os protozoários constituem um grupo altamente diversificado de seres unicelulares, não-fotossintetizantes, pertencentes ao reino PROTISTA (Stanier *et alii*, 1988). São em sua maioria microscópicos e assumem as mais variadas formas e tamanhos (Pelczar *et alii*, 1980; Smith, 1980).

Este grupo possui importância epidemiológica na compostagem,

pelo fato de que grande parte de seus componentes são causadores de doenças humanas e alguns possuem um complexo ciclo de vida (especialmente os das classes metazoophora e sporozoa), passando parte deste tempo no organismo de hospedeiros que não o homem, geralmente insetos, responsáveis pela disseminação de boa parte das doenças relacionadas ao lixo (Quadro 2.1) (Burnett e Schuster, 1973; Carpenter, 1977; Cross, 1985).

Fungos

Os fungos fazem parte do reino FUNGI (Stanier *et alii*, 1988). São organismos não-clorofilados, divididos em dois grupos popularmente conhecidos como "bolores" e "leveduras" (Alexander, 1977; Haug, 1980).

Como organismos não fotossintetizantes, os fungos sobrevivem de matéria morta (saprófitas) ou às expensas de um hospedeiro (parasitas), obtendo sua energia através de processos de digestão enzimática extracorpórea e ingestão dos produtos solubilizados, dado que sua estrutura celular se caracteriza pela existência de uma rígida parede externa, à semelhança das bactérias (Smith, 1980). São também de grande importância nos processos de degradação de matéria orgânica e produção de húmus, na produção de antibióticos, na produção de ácidos orgânicos e alcoóis, na fermentação de sucos, pães, queijos, na síntese de certas vitaminas, gorduras e proteínas; todas estas atribuições consequentes de suas intensas atividades metabólicas (Gray e Williams, 1971; Kane e Mullins, 1973; Lacey e Williamson, 1983; Gompertz *et alii*, 1989). Os fungos também podem causar deterioração de materiais e apodrecimento de alimentos e alguns ainda podem ser patógenos.

II.2.2. Patogenicidade e Transmissão de Doenças

Segundo Briody (1974), o estado de doença é caracterizado pela alteração do funcionamento de células, tecidos e órgãos em parte ou na maior parte do organismo humano, animal ou vegetal.

Este estado, quando causado pela ação parasitária (intra ou extracelular) de microrganismos passíveis de transmissão a outros hospedeiros, corresponde às chamadas doenças infecciosas. A característica de microrganismos parasitas de causar doenças é chamada patogenicidade e os microrganismos são ditos patógenos

(Burnett e Schuster, 1973).

Pelo menos dois terços das doenças infecciosas que afetam o homem ocorrem no trato respiratório e gastro-intestinal (Wistreich e Lechtman, 1976), e dentre estas, as últimas encontram-se mais intimamente associadas aos dejetos e aos resíduos sólidos (Demuynch *et alii*, 1984; Hussong *et alii*, 1985).

A transmissão de doenças infecciosas é afetada pelos fatores sócio-econômicos reinantes numa comunidade (PAOH, 1986) como: saneamento básico, nível de instrução e informação da população, cuidados com a higiene pessoal, serviços de saúde pública, alimentação adequada, que podem ocasionar sensíveis alterações no quadro epidemiológico de uma cidade ou país, auxiliando na erradicação das mazelas (Burnett e Schuster, 1973; Briody e Gillis, 1974). Várias condições são necessárias para a instalação e progressão de uma doença infecciosa num indivíduo. Entre elas, as mais importantes são: a patogenicidade do microrganismo, a resistência do hospedeiro e a possibilidade de transmissão.

Segundo Burnett e Schuster (1973) Briody e Gillis (1974) e Smith (1980), para que a relação parasitária se instale e seja bem sucedida, é preciso que o microrganismo tenha canais de acesso ao corpo do hospedeiro, onde deverá sobreviver; que possa adaptar-se e multiplicar-se no interior do corpo sem causar a morte do hospedeiro, já que, com isto, perderia o ambiente protetor e seu meio de sobrevivência; que seja capaz de sair do corpo do hospedeiro e resistir no ambiente externo temporariamente; e que disponha de mecanismos de infecção ou transmissão a outros hospedeiros a fim de garantir seu habitat e sua disseminação.

Além da existência de um hospedeiro suscetível, existem ainda outros fatores importantes para a instalação da doença: os "portais" de entrada do organismo, acessíveis ao patógeno; os portais de saída do organismo, utilizáveis pelo patógeno como maneira de preservar a espécie, disseminando-a pelo ambiente à busca de condições mais favoráveis de sobrevivência quando o organismo do hospedeiro não mais apresentá-las e, finalmente, a posse pelo microrganismo de alguma capacidade de sobrevivência no meio externo até o encontro de um novo hospedeiro.

Os organismos, objetos ou ambientes passíveis de transmitir patógenos são chamados fontes ou reservatórios, e podem ser: indivíduos doentes, convalescentes ou portadores saudáveis; animais (cachorros, gatos, aves, morcegos, ratos e gado em geral);

artrópodos; solo; objetos contaminados inanimados como alimentos, objetos de uso pessoal; água; ambiente hospitalar.

Um organismo infetado transmite os microrganismos ao meio externo através de seus fluidos corpóreos, os chamados "portais de saída" cujas fontes são: o trato gastro-intestinal, o sistema genito-urinário, a região da boca, sangue e derivados, lesões da pele e outras áreas, o trato respiratório.

Como "portais de entrada" funcionam o trato alimentar e o respiratório (responsável por dois terços das contaminações), a pele, a via placentária e o sangue, de onde os microrganismos são disseminados para os tecidos e mucosas.

II.3. A Compostagem na Eliminação de Doenças

II.3.1. Matéria-prima - Resíduos Sólidos

A compostagem, por tratar-se de um processo biológico de degradação sob ação de microrganismos, permite o tratamento de vários tipos de resíduos, desde que constituídos por material biodegradável (orgânico ou inorgânico) (Oliveira, 1978; Lima, 1984; Pereira Neto, 1989).

O maior grau de eficiência do processo (traduzido pela maior rapidez na degradação e menor consumo de energia) ocorre, entretanto, no tratamento da fração orgânica desses resíduos, mais facilmente degradável (Haug, 1980).

Dentre os vários tipos de substratos passíveis de tratamento por compostagem estão resíduos agrícolas (fezes de animais, restos de culturas, palha - Godden *et alii*, 1983; Bollen, 1984); resíduos de jardinagem e reflorestamento (folhas, cascas, grama - Haug, 1980); resíduos sólidos (lixo domiciliar, comercial e industrial desde que biodegradáveis e lodos de esgotos submetidos à secagem em estações de tratamento - Hughes, 1980; de Bertoldi *et alii*, 1983; Pereira Neto, 1991); resíduos semi-sólidos (lodos de esgotos - (Stentiford *et alii*, 1985; Stentiford, 1987).

II.3.1.1. Lixo - Origem e Definição

Segundo vários autores (Pereira Neto, 1980; Lima, 1984) fornecer uma definição exata para a palavra "lixo" é tarefa difícil e por isso aceita-se dizer que é: "todo resíduo resultante da

atividade humana em sociedade"; e a universalidade da definição permite incluir aí resíduos sólidos, líquidos ou gasosos.

A maior parte do lixo origina-se essencialmente da atividade humana e por isso representa um problema inesgotável, dado à irreversibilidade das atividades geradoras de resíduos e a impossibilidade de deter tanto o crescimento populacional quanto a sofisticação de seus hábitos. Conseqüentemente, pode-se esperar uma produção mundial de lixo cada vez maior com produtos cada vez mais elaborados e de difícil eliminação como plásticos, vidros, metais, papéis.

A atividade humana influencia muito a formação do lixo, assim como algumas propriedades peculiares dos resíduos. Segundo Lima (1984), entre os fatores relacionados à população que gera os resíduos podem-se citar: número de habitantes do local; área relativa de produção; variações sazonais; padrão de vida da população; períodos econômicos; nível do serviço de coleta; tratamentos domiciliares.

Os aspectos quantitativos da produção de lixo são refletidos pela geração per capita diária de resíduos. O Quadro 2.3 apresenta esta grandeza para algumas cidades do Brasil e do mundo.

No Brasil, o per capita gira em torno de 0,7 kg/hab/dia e a produção total diária, entre 90 e 100 mil toneladas (Pereira Neto, 1991). Segundo Sanchez (1987), desta produção, apenas 70 mil toneladas são coletadas e dentre estes, 50 mil toneladas (70%) são lançados em lixões, ou aterros a céu aberto, gerando um grave problema para a comunidade.

Alguns dos fatores peculiares ao lixo e que o definem são: teor de umidade, peso específico, teor de matéria orgânica, poder calorífico, odor, teor de nutrientes e carbono, teor de matéria combustível, pH e densidade de microrganismos.

No lixo brasileiro, o teor de umidade varia em torno de 60% (peso de água em relação ao peso total); o peso específico médio é de 192 kg/m³; o pH é geralmente baixo, variando entre 4,0 e 6,0 e a densidade de microrganismos corresponde à ordem de grandeza de oitava potência para indicadores universais (coliformes fecais) (Lima, 1984; Pereira Neto e Stentiford, 1992).

O lixo pode ser classificado, de acordo com Oliveira (1978) e Lima (1984), em:

-lixo domiciliar: ou lixo doméstico;

- lixo comercial: proveniente de estabelecimentos comerciais
- lixo industrial: resultante de atividades industriais e de construção, inclui resíduos radioativos;
- lixo público: resultante da conservação de logradouros, feiras, parques e jardins públicos;
- lixo hospitalar: compreendendo resíduos comuns, papéis, alimentos, e resíduos contaminados e sépticos, restos das áreas de internação, isolamento e cirúrgica;
- lixo especial: veículos abandonados, cadáveres de animais, etc.

II.3.1.2. Composição do Lixo

A opção por um determinado processo de tratamento e/ou disposição final dos resíduos sólidos pressupõe a caracterização prévia destes resíduos. Resíduos como lixo industrial radioativo e lixo hospitalar, devem receber tratamento diferenciado que garanta sua total eliminação ou seu afastamento definitivo (Briody e Gillis, 1974; Lima, 1984), embora a realidade, em especial no Brasil, demonstre que estes cuidados são inexistentes e, resíduos dessa natureza acabam nos lixões como lixo comum (Sanchez, 1987; Pereira Neto, 1990; Chagas, 1992).

Além das características referidas no item anterior, deve-se conhecer as composições qualitativa e quantitativa, preferivelmente esta última, dos resíduos que serão encaminhados ao tratamento ou à destinação final.

. Composição Qualitativa

A composição qualitativa dos resíduos pode ser feita segundo vários critérios (Oliveira, 1978; Lima, 1984). Assim, um lixo pode ser avaliado de acordo com seus componentes, segundo o valor econômico dos mesmos em recicláveis ou não recicláveis, segundo a capacidade de incineração em materiais combustíveis ou não combustíveis, segundo a capacidade de produção do composto, de acordo com os teores de matéria orgânica e inorgânica presentes.

. Composição Quantitativa

A composição quantitativa do lixo é fortemente influenciada pelas características sócio-econômicas e culturais da população que

Neto, 1990; Chagas, 1992).

Além das características referidas no item anterior, deve-se conhecer as composições qualitativa e quantitativa, preferivelmente esta última, dos resíduos que serão encaminhados ao tratamento ou à destinação final.

. Composição Qualitativa

A composição qualitativa dos resíduos pode ser feita segundo vários critérios (Oliveira, 1978; Lima, 1984). Assim, um lixo pode ser avaliado de acordo com seus componentes, segundo o valor econômico dos mesmos em recicláveis ou não recicláveis, segundo a capacidade de incineração em materiais combustíveis ou não combustíveis, segundo a capacidade de produção do composto, de acordo com os teores de matéria orgânica e inorgânica presentes.

. Composição Quantitativa

A composição quantitativa do lixo é fortemente influenciada pelas características sócio-econômicas e culturais da população que o produz e pelo contexto no qual o lixo é produzido (Lima, 1984; Boscov, 1989; Chagas, 1992). Neste aspecto, o lixo torna-se um reflexo da sociedade e se presta a conclusões interessantes. Algumas características, por exemplo, têm seguido tendências padronizadas que se tornam cada vez mais fortes: com o aumento da população e do seu nível de informação (que gera consumo), tendem a aumentar a produção global de lixo e a produção per capita; nos centros mais desenvolvidos e/ou ricos (mesmo dentro de uma mesma cidade) o desperdício vem diminuindo e o lixo nestes centros sintomaticamente apresenta menor quantidade de matéria orgânica e de produtos reaproveitáveis. Como reflexo dessas tentativas de racionalização da utilização das comodidades modernas, o peso específico do lixo vem diminuindo, o que indica também menor desperdício. Pelo contrário, nas regiões pobres, onde o lixo apresenta um alto teor de matéria orgânica, observa-se ainda mais desperdício e um alto índice de ocorrência de doenças infecciosas como consequência direta da disposição inadequada de resíduos sólidos (Lacey e Williamson, 1983; Leite *et alii*, 1990).

A composição quantitativa engloba o estudo gravimétrico do lixo ou a quantificação percentual de seus componentes em relação ao

seu peso total (úmido ou seco); a composição química, abrange a quantificação do teor de carbono, nutrientes e outros elementos de interesse como nitrogênio, fósforo, potássio, ferro, metais pesados; a caracterização físico-química envolve medições de pH, poder calorífico e matéria combustível (Stentiford, 1991; Pereira Neto e Stentiford, 1992).

O Quadro 2.5 apresenta o estudo gravimétrico do lixo de algumas cidades para o ano de 1989.

II.3.1.3. Aspectos Epidemiológicos

Todo material onde exista a possibilidade de contaminação fecal humana ou animal, ou contaminação por qualquer dos portais de descarga utilizados por agentes infecciosos para atingir o meio externo, ou onde exista a possibilidade de contato com material hospitalar, torna-se uma fonte potencial de graves doenças.

Nos países subdesenvolvidos e em desenvolvimento observa-se a combinação de um lixo com alto teor de matéria orgânica com a prática condenável de seu despejo a céu aberto (o famoso "lixão"). Esse material contaminado com fezes, é passível ainda de contaminação por lixo hospitalar (Cross, 1985; Mara e Cairncross, 1987).

Segundo Golueke (1982), os resíduos sólidos apresentam mais ou menos a mesma concentração de bactérias entéricas indicadoras que os esgotos (ordens de grandeza em torno de 10^8 - 10^9 colônias de coliformes e estreptococos fecais por grama), embora apresentem consideravelmente menor concentração quando se trata de microrganismos patogênicos, concentração esta absolutamente variável. O Quadro 2.4 mostra o tempo médio de sobrevivência de alguns patógenos no solo e resíduos sólidos.

A importância epidemiológica do filo dos artrópodes na compostagem deve-se ao fato de seus membros atuarem como hospedeiros intermediários (vetores biológicos) ou transmissores (vetores mecânicos) de microrganismos patogênicos, principalmente os membros das classes Arachnida e Insecta. As doenças transmitidas por artrópodes estão estreitamente relacionadas às condições sócio-econômicas de uma população pois que para erradicá-las, programas para eliminação ou controle dos vetores se tornam

necessários e envolvem custos econômicos e algum grau de instrução ou informação da população. O Quadro 2.2 relaciona algumas das principais doenças transmitidas por artrópodes.

O ambiente hospitalar também atua como uma fonte de alto potencial de transmissão de doenças infecciosas, tanto pela quantidade e diversidade de patógenos ali presentes, como pela presença de muitos indivíduos suscetíveis. Não só dentro do próprio hospital como também na eliminação dos resíduos resultantes das atividades ali desenvolvidas, uma política de controle de contaminação deve existir que envolva: a disposição correta dos resíduos e qualquer material contaminado (vestuário, equipamentos, culturas de laboratório, lixo) em dupla embalagem, encaminhando os mesmos para a esterilização ou incineração (deve-se preferencialmente adotar o uso de material descartável sempre que possível) devidamente identificados como material perigoso.

A falta de uma política de coleta e disposição de resíduos hospitalares no Brasil tem gerado uma situação indesejável de lançamento destes resíduos nos aterros, como o lixo doméstico, gerando um material ainda mais contaminado e colocando em risco direto as pessoas que vivem ou trabalham próximas a este ambiente (vizinhos, funcionários, catadores) e indiretamente, os cursos d'água e o solo, devido à contaminação causada pelo chorume (Pereira Neto, 1990).

O chorume é um líquido residual formado em aterros e leiras de compostagem durante a degradação biológica da matéria orgânica, ou quando o material sofre acomodação (compactação). Este poderá percolar a massa de lixo, carreando nutrientes, sais minerais e microrganismos, sempre que esta estiver com umidade excessiva. O chorume representa contaminação potencial para o ambiente.

II.3.1.4. Alternativas para o Tratamento do Lixo

De acordo com as possibilidades sócio-econômicas da comunidade, com as disponibilidades de recursos (área, energia, mão de obra), com a análise de custo/benefício e com as características do material, vários tipos de tratamento existem que podem permitir a opção mais adequada de destinação para o lixo.

Vários autores (Oliveira, 1978; Pereira Neto, 1980; Lima,

1984) citam alguns destes processos e aspectos gerais a eles relacionados. Alguns deles são descritos a seguir.

. Aterros Sanitários

Vantagem:

-recebem "qualquer tipo" de resíduo (orgânico, inorgânico, combustível ou não, etc.) (Oliveira, 1978).

Desvantagem:

-demandam grandes áreas, pessoal especializado, equipamento, supervisão, projeto de engenharia (Oliveira, 1978).

. Incineração

Vantagens:

-admite qualquer tipo de resíduo, porém, quanto mais úmido, ou, quanto menor a parte combustível do lixo, mais caro se tornará o processo que já utiliza equipamentos sofisticados e necessita de grande infra-estrutura para seu suporte (Lima, 1984);

-é o método recomendável para tratamento de resíduos hospitalares (Lima, 1984).

Desvantagens:

-produz gases e partículas que são lançadas ao ambiente (Lima, 1984).

. Compostagem

Vantagens:

-processo bastante adequado para tratamento de lixo com alto teor de matéria orgânica (Pereira Neto, 1990);

-demanda seleção prévia de materiais inertes - que podem vir a ser reciclados - porém esta não exige mão de obra especializada, permitindo o emprego de antigos "catadores" (Pereira Neto, 1989). Além disso, o investimento em usinas de compostagem não é elevado pois não há necessariamente utilização de equipamentos sofisticados ou extensas áreas, designando-se este processo como de "baixo custo" (Pereira Neto, 1987);

-permite redução ou mesmo eliminação de patógenos do material durante sua biodegração (Pereira Neto et alii, 1986);

-permite tratamento dos resíduos com pouca ou nenhuma liberação de odor desagradável (Finstein, 1975; Hughes, 1980);

-tem como um dos produtos finais o composto orgânico, condicionador de solos, que pode ser utilizado pelas prefeituras e por agricultores de regiões próximas à usina de compostagem e aparece como um material de fácil manuseio e disposição (de Bertoldi, 1991).

Desvantagem:

-demanda mercado consumidor para os recicláveis e o composto e, por não se tratar de método de disposição final, demanda ainda existência de aterro sanitário para recebimento de rejeitos do processo (15 a 40%) (Stentiford, 1991).

II.3.2. O Processo de Compostagem

II.3.2.1. Definição e Objetivos

A compostagem é definida como um processo biológico e aeróbio, onde, através de biodegradação, uma população mista de microrganismos predominantemente termofílicos oxida a fração orgânica dos resíduos a serem compostados a um estado mineralizado gerando um material humificado - o composto orgânico. O processo abrange duas fases distintas: a degradação ativa (fase de intensa atividade metabólica na qual são decompostos os materiais facilmente biodegradáveis - compostos orgânicos simples - da massa de compostagem) e a humificação ou maturação ou cura (fase de produção de húmus e estabilização dos compostos mais complexos da massa de compostagem) (Mc Kinley *et alii*, 1985; Hay e Kuchenrither, 1990).

Segundo Finstein *et alii* (1975 e 1980) e Lopez-Real e Foster (1984), podemos citar como objetivos da compostagem:

- .redução de volume, estabilização e secagem dos resíduos;
- .redução de patógenos presentes nos resíduos;
- .recuperação de recursos para o solo através da utilização do composto orgânico;
- .produção de um resíduo esteticamente aceitável e de fácil transporte e manuseio.

Não é possível precisar quando surgiu a compostagem como um processo, já que o lançamento de resíduos no solo é uma prática inerente a todo agrupamento humano desde épocas remotas (Abdel-Nasser *et alii*, 1982; Demuyndt *et alii*, 1984). O incremento de fertilidade geralmente provocado pelo lançamento de resíduos orgânicos, como restos de culturas, folhas, excrementos humanos e animais, determinou a disseminação desse costume, que já era adotado pelos chineses na Idade Média (Haug, 1980). O procedimento usual era acumular os resíduos e deixá-los decompor naturalmente.

A primeira contribuição ao estabelecimento de uma sistemática de processamento foi dada por Sir Albert Howard, na Índia, em 1925, ao criar o processo Indore de compostagem em leiras, onde a mistura de resíduos sólidos e esgotos era revirada ocasionalmente. Desta forma se propiciava o acúmulo de calor no interior da leira e maior rapidez na degradação (Hay e Kuchenrither, 1990).

Outras inovações se seguiram-se e segundo Haugh (1980) e Pereira Neto (1986), elas foram: o processo Bangalore (Índia) em 1935, alternando camadas de resíduos sólidos e esgotos; o processo Van Maanen (Holanda) em 1932, utilizando pilhas windrow; o processo Dano (EUA) em 1933, onde a massa de compostagem era aerada mecanicamente dentro de compartimentos fechados; o processo das Leiras Estáticas Aeradas (EUA) na década de 70, onde a aeração da massa de compostagem se efetua através de bombas que induzem o ar diretamente para a leira (método positivo de aeração) ou succionam o ar do ambiente através da leira (método negativo) (Mara e Stentiford, 1983).

Foram vários os sistemas de compostagem criados e registrados: sistemas termofílicos ou mesofílicos, aeróbios ou anaeróbios, mecanizados ou não mecanizados, abertos ou fechados, estáticos ou não estáticos (Lima, 1984).

Os sistemas de pilhas windrow e compostagem por leiras estáticas aeradas pelo método positivo representam os métodos mais comuns de compostagem atualmente (de Bertoldi *et alii*, 1983). Trata-se, nos dois casos, de processos abertos (não usam reatores ou compartimentos fechados), não mecanizados, aerados, que basicamente seguem os mesmos princípios, diferindo no modo de aeração. Nas pilhas windrow, o oxigênio é fornecido pelo reviramento regular (método dinâmico) da massa de compostagem, e nas leiras estáticas

aeradas, utilizam-se bombas controladas a partir do exterior (Haug, 1979). Esta distinção no modo de aeração provoca sensíveis diferenças na eficiência dos dois processos.

II.3.2.2. Ecologia Microbiana na Compostagem

A presença de microrganismos pode ser observada nos mais variados ambientes: em meio sólido, líquido, ou gasoso, os quais apresentam diferentes características físicas e composições químicas (Gray e Williams, 1971; Alexander, 1976; Kushner, 1979).

A massa de compostagem é um ecossistema artificial que se caracteriza pela auto-geração de calor, provocada pela oxi-redução da matéria orgânica por microrganismos, e sofre influência de fatores bióticos e abióticos (Finstein *et alii*, 1980).

1) Fatores Bióticos

Dentre os fatores bióticos de um ecossistema destacam-se as interações positivas (de cooperação) e negativas (de competição) na comunidade. As interações positivas predominam quando a densidade populacional é baixa e as condições ambientais permitem larga disponibilidade de nutrientes e oxigênio, entre outros fatores. Nesta situação, o número de indivíduos tende a crescer. Quando a densidade populacional é alta e os elementos vitais começam a escassear, as interações negativas tornam-se predominantes e o número de indivíduos cai (Mc Kinney, 1962; Smith, 1980).

As relações específicas que se estabelecem entre um ambiente e sua comunidade também são responsáveis pela rápida eliminação de indivíduos exógenos, vindos de ecossistemas diversos. Este é o caso dos microrganismos entéricos (do intestino de homens e animais), quando lançados através das fezes (Burnett e Schuster, 1973; Alexander, 1977).

As inter-relações negativas entre populações, englobadas no termo competição, exercem influência marcante no equilíbrio de um ecossistema pois determinarão a exclusão ou seleção de indivíduos mais aptos à sobrevivência num dado habitat regulando as taxas de crescimento das populações e propiciando o equilíbrio biológico do ecossistema (Mc Kinney, 1962; Alexander, 1976).

O principal fator a estimular a competição é a busca de alimentos, sendo mais aptos os indivíduos que possuírem as mais altas taxas metabólicas e forem capazes de processar maior quantidade de alimentos por unidade de tempo, de forma mais completa. Isto explica o fato das bactérias serem predominantes, num mesmo habitat, sobre fungos e protozoários. Os últimos geralmente são os menos eficientes. Outro fator importante na eficiência de um competidor é a capacidade de produzir e/ou resistir aos chamados agentes inibidores (Mc Kinney, 1962).

Pode-se resumir os fatores bióticos na compostagem à presença e tipo de microrganismos que participam do processo e suas interações.

Sabe-se que os principais microrganismos responsáveis pelo processo de degradação de matéria orgânica na compostagem são bactérias, fungos e actinomicetos aeróbios (utilizam e crescem na presença de O_2 , na concentração em que este gás se encontra na atmosfera - 20%) ou anaeróbios facultativos (crescem na presença ou ausência de oxigênio livre, porém, se presente, este é utilizado preferencialmente a outros oxidantes) que se sucedem em suas fases mesofílica (crescem a temperaturas variando entre 25 e 45°C) e termofílica (crescem a temperaturas variando entre 45 e 65°C, com uma temperatura ótima de 55°C) (CETESB, 1989) durante a degradação ativa e maturação (Finstein e Morris, 1975; de Bertoldi *et alii*, 1983; Strom, 1985).

As bactérias perpassam praticamente todo o processo, especialmente as mesofílicas, que persistem ao lado das bactérias termofílicas, estas ativas, quando do incremento da temperatura da faixa mesofílica para a termofílica (Godden *et alii*, 1983; Nakasaki *et alii*, 1985; Nakasaki *et alii*, 1985).

Os fungos também exercem papel importante na degradação, embora não sejam tão termotolerantes quanto as bactérias. Fungos termófilos permanecem bastante ativos ao junto com as bactérias até uma temperatura de aproximadamente 50°C, quando começam a decair, desaparecendo em torno dos 65°C (Kane e Mullins, 1973; Nakasaki *et alii*, 1985). Os fungos mesófilos cedo são eliminados e não tornam a recolonizar a massa de compostagem com o decréscimo de temperatura (Godden *et alii*, 1983). Outros autores (Lacey e Williamson, 1983; Pereira Neto, 1987) discordam deste ponto de vista, atentando para a

atuação intensiva dos fungos na fase de cura ou humificação da compostagem, caracterizada por suas temperaturas mesofílicas, inclusive na degradação de estruturas complexas da matéria orgânica.

De modo geral, os fungos ocupam as áreas mais periféricas das leiras, caracterizadas pela menor temperatura e umidade. Ainda podem produzir antibióticos que funcionam como mecanismos competitivos auxiliares na eliminação de outros microrganismos atuando, principalmente na fase de maturação, sobre os patógenos (Bollen, 1984; Strom, 1985; CETESB, 1989).

Os actinomicetos, mais sensíveis ainda à temperatura, destacam-se somente no final do processo - resfriamento da leira - e na maturação, quando recolonizam a massa. A participação de actinomicetos já no final da fase de degradação ativa é devida ainda à baixa taxa metabólica desses microrganismos, responsável por sua menor eficiência em competir por alimento com bactérias e fungos, que nesta fase já entraram em decaimento (Nakasaki *et alii*, 1985).

A competição efetiva dos microrganismos que se desenvolve na leira de compostagem - denotado inclusive pela existência das fases termofílica e mesofílica - afeta a sobrevivência dos microrganismos patogênicos em qualquer estágio do processo, como tem sido bastante pesquisado (Russ e Yanko, 1981; Ward *et alii*, 1981; Yeager e Ward, 1981), além de sua reconhecida sensibilidade a altas temperaturas (Carrington *et alii*, 1982; Hussong *et alii*, 1985).

Microrganismos patogênicos são parasitas e, como tal, são adaptados ao ambiente específico do corpo de um hospedeiro (Smith, 1980). No ambiente da leira, além de serem microrganismos exógenos, e portanto não aptos à sobrevivência, as condições que são determinadas no meio selecionam com mais rigor o tipo de microrganismo que será capaz de crescer e multiplicar-se nesse local (microrganismos aeróbios, termófilos). Além disso, existe ainda a produção de antibióticos por outros microrganismos, a própria competição por alimento, que tornam pequenas as chances de sobrevivência de patógenos ao longo de todo o processo de compostagem nas suas fases ativa e de maturação.

2) Fatores Abióticos

São fatores abióticos, a composição química de um ambiente, a

distribuição de gases, a porosidade, a temperatura (CETESB, 1989; Mc Kinley e Vestal, 1985). Os fatores abióticos atuam como fatores limitantes ou como condições críticas para a sobrevivência das diversas populações de um ecossistema (Ljungdahl e Sherod, 1976; Middaugh e Elroy, 1976; Stenesh, 1976)e, interagindo entre si, podem funcionar como inibidores da sobrevivência para certos organismos e estimuladores para outros (Ward *et alii*, 1981; Abdel-Nasser *et alii*, 1982).

Os principais fatores abióticos, na compostagem são:

A) Temperatura

Vários autores apontam a temperatura, entre os fatores abióticos, como um dos mais importantes a afetar a vida de uma comunidade microbiana (Stenesh, 1976; Nakasaki *et alii*, 1985). A temperatura está associada às atividades metabólicas, tanto na geração de calor provocada pelas reações químicas necessárias para a sobrevivência, quanto no fato da eficiência ou a taxa de metabolismo estar intrinsecamente ligada à temperatura, aumentando em proporção direta com ela (Mc Kinney, 1962; CETESB, 1989).

A temperatura, por si só, seria capaz de provocar "sucessões" de populações num ecossistema, favorecendo as atividades metabólicas de um grupo e gerando calor, com novo incremento de temperatura e assim por diante, num processo cíclico, até a inviabilização do sistema com a eliminação dos microrganismos. Isto explica sua grande importância em procesos bioquímicos onde a temperatura é um dos "produtos" gerados, como ocorre na compostagem (Finstein *et alii*, 1980; Mc Gregor *et alii*, 1981).

Por outro lado, a temperatura também exerce importante papel na eliminação de microrganismos patogênicos, os quais, por estarem adaptados ao corpo humano ou animal, se encontram na faixa de temperaturas mesofílica, que é a temperatura normal do hospedeiro (Smith, 1980). Neste princípio se baseiam os processos de esterilização e desinfecção por calor (Carrington *et alii*, 1982; Finstein *et alii*, 1982).

No entanto, a atuação da temperatura está relacionada a uma série de outros fatores tanto num caso como no outro (Russ e Yanko, 1981; Bollen, 1984; Hussong *et alii*, 1985). Na compostagem, por

exemplo, o teor de nutrientes e a umidade corretas são fundamentais para uma boa degradação, e no caso da eliminação de microrganismos, vale lembrar que muitos deles são capazes de desenvolver mecanismos de defesa tais como a esporulação, que torna possível sua sobrevivência ou viabilidade, mesmo após submetidos a temperaturas desfavoráveis. Além disso, na natureza, vários fatores atuam ao mesmo tempo tanto para a eliminação como para a proteção dos indivíduos e seus processos vitais (Lopez-Real e Foster, 1984; Nakasaki et alii, 1985).

A temperatura é considerada como o fator limitante da compostagem, cujo controle possibilita um controle global no estado do processo (Mc Gregor et alii, 1981), devido à influência que exerce sobre a eficiência do metabolismo microbiano, pelo estabelecimento dos ciclos térmicos mesofílico e termofílico que por sua característica de auto-regulação poderiam levar o processo ao colapso (Sikora e Sowers, 1983), por sua atuação na evaporação e eliminação de umidade e ainda por seu papel na eliminação de patógenos.

A grande maioria dos pesquisadores concorda que a faixa ideal de temperatura para a decomposição da matéria orgânica esteja entre 45 e 55°C (Finstein et alii, 1975; de Bertoldi et alii, 1983; Sikora e Sowers, 1983). Entretanto, para a obtenção de uma sanitização do material, tem-se sugerido que durante um período mínimo de três dias, a massa de compostagem seja aquecida a 55°C (Mara e Stentiford, 1983; Stentiford et alii, 1985) garantindo assim a eliminação de microrganismos patogênicos. Após essa fase, mantém-se uma temperatura de controle na faixa supracitada, não ultrapassando o valor de 65°C. Acima deste valor, a eficiência da biodegradação é bastante reduzida pela esporulação dos microrganismos capazes de fazê-lo e eliminação de boa parte dos microrganismos restantes (Golueke, 1991).

De modo geral, aceita-se que a manutenção de uma temperatura de controle de 55°C no maior tempo possível, durante a fase de degradação ativa, e na maior parte do material atende aos principais requisitos do processo: biodegradação eficiente e sanitização.

B) Oxigenação

A maioria dos seres vivos obtêm energia através de reações de oxidação e redução de compostos orgânicos e inorgânicos (CETESB, 1989). As reações de oxi-redução se baseiam na transferência de elétrons de um composto denominado doador (geralmente o oxigênio, livre ou combinado) para um segundo, denominado acceptor de elétrons (matéria orgânica).

A equação clássica de oxi-redução da matéria orgânica em presença de oxigênio é representada da seguinte forma:



O metabolismo aeróbio é caracterizado pela alta eficiência na mineralização da matéria orgânica, com grande produção de energia livre, responsável pelo aumento de temperatura notado nos processos aeróbios de degradação de matéria orgânica. A grande eficiência na geração de energia implica também em que, populações que realizam o metabolismo aeróbio crescem numa velocidade bastante acentuada (Mc Kinney, 1962).

A aeração da massa de compostagem durante o processo, tem a dupla função de suprir a demanda de oxigênio requerida pela população microbiana e de resfriar a massa através da liberação do vapor d'água. Cuidados devem ser tomados para que um excesso de aeração - aliado a um excessivo aumento da temperatura da massa - não retire umidade em demasia diminuindo a eficiência do processo (Finstein *et alii*, 1980; Stentiford, 1991).

C) Concentração de Nutrientes

Muitos compostos orgânicos e inorgânicos são utilizados pelos microrganismos como macro e micronutrientes necessários para a obtenção de energia e crescimento (de Bertoldi *et alii*, 1991). O dióxido de carbono, o nitrogênio, o fósforo e o enxofre são requeridos por todos os microrganismos como macronutrientes. Alumínio, ferro, sódio, cálcio, magnésio, potássio são alguns dos micronutrientes importantes para a sobrevivência de microrganismos, além do oxigênio e hidrogênio (Mc Kinley *et alii*, 1985; Nakasaki *et*

alii, 1985).

A ausência, ou concentrações de nutrientes inferiores aos limites mínimos requeridos por uma população, pode determinar seu desaparecimento ou o estabelecimento de uma fase de latência, em que o metabolismo fica reduzido, permitindo a sobrevivência da população até que condições favoráveis novamente se estabeleçam.

A concentração de nutrientes não é importante apenas pela disponibilidade de elementos essenciais à nutrição e síntese de microrganismos dentro de um sistema de compostagem, a complexidade do material disponível e sua resistência ou não ao ataque biológico vão determinar a própria complexidade da população microbiana bem como a taxa de desenvolvimento do processo (Mc Kinney, 1962).

Assim, quanto mais diversos forem os nutrientes disponíveis, maior e mais diversificada será a população de microrganismos e, quanto maior a complexidade das moléculas a ser degradadas, mais específica será a população e mais lento o processo (Finstein *et alii*, 1980).

Na massa formada pelos resíduos sólidos urbanos, estão presentes todos os elementos necessários para suprir as necessidades energéticas de uma microbiota altamente diversificada (Pereira Neto, 1989; Golueke, 1991).

D) Umidade

Ao se estabelecer limites ótimos para o teor de umidade em um meio, devem-se considerar as necessidades fisiológicas dos organismos, o tipo de ecossistema que se vai estabelecer, em termos de metabolismo aeróbio ou anaeróbio, e as condições estruturais do próprio meio (sólido ou líquido), já que a água, por si só, não constitui um fator limitante para a sobrevivência de microrganismos (Kushner, 1979; Ward *et alii*, 1981).

Na compostagem, antes de estabelecer um valor ideal para o teor de umidade, é importante considerar as características estruturais da leira e a porosidade do material. A porosidade do material está relacionada ao tamanho de suas partículas. Quanto menores forem estas partículas, maior será a tendência a ocorrer uma compactação dos resíduos, deixando poucos espaços livres para a passagem de oxigênio. O excesso de umidade acarreta obstrução dos

interstícios do material, impedindo a difusão do ar e tornando o processo anaeróbio, o que não é desejável. Se agravará ainda mais o problema se o material for finamente particulado (Finstein e Morris, 1975; Alexander, 1977; Lima, 1984).

Assim, a umidade que teoricamente poderia ser de 100% numa leira de compostagem (Hughes, 1980), já que, a água em si mesma não constitui um fator limitante à sobrevivência de microrganismos, deve variar numa faixa de 40 - 70% do peso do material, levando-se em conta a necessidade de estruturar a leira e a aerobiose da massa de compostagem, sendo considerado o valor de 55% como teor ótimo de umidade (Mara e Stentiford, 1983; Pereira Neto e Stentiford, 1987; Stentiford, 1991).

Pode haver necessidade de correções do teor natural de umidade do material no início do processo a fim de prevenir um rápido ressecamento da massa com o aumento das temperaturas, porém, deve-se levar em conta a umidade presente principalmente em verduras e folhas - no caso de resíduos sólidos - que tende a ser muito alta, e ainda o fato de que a água é também um subproduto da degradação de matéria orgânica.

E) pH

Diferentes microrganismos são sensíveis a diferentes concentrações do íon hidrogênio, por isso, este é um fator de difícil condicionamento numa leira durante a compostagem, além de que as atividades metabólicas da população microbiana dentro da massa de resíduos, estão constantemente alterando o valor do pH.

De um modo geral, a situação mais favorável é aquela em que o pH está próximo da neutralidade (de Bertoldi, 1983) e que beneficiaria antes de tudo às bactérias, mas também aos actinomicetos e fungos cuja faixa ideal de pH está entre 5,5 a 8,0 (Mc Kinley e Vestal, 1985; Pereira Neto, 1989; Golueke, 1991).

A concentração dos íons hidrogênio, medida como pH, exerce ao lado da temperatura, um dos mais importantes papéis na capacidade de crescimento e reprodução de microrganismos em determinados ambientes. Por afetar o estado iônico das substâncias, o pH influencia direta ou indiretamente o metabolismo e a estabilidade das células (Alexander, 1976; Kushner, 1979; CETESB, 1989).

O pH age sobre a estabilidade de elementos essenciais como Fe, Co, Mg, do CO₂, afetando sua capacidade de solubilização e precipitação; influencia a estabilidade celular alterando o balanço de cargas elétricas na superfície das células e portanto sua permeabilidade e habilidade de interagir com metabólitos desejáveis e indesejáveis; afetam a concentração de nutrientes e metais pesados - tóxicos para a maioria dos microrganismos (Alexander, 1977; Stanier *et alii*, 1988; CETESB, 1989).

F) Estrutura da Leira

A configuração geométrica da leira é importante porque através dela se busca obter a melhor distribuição de oxigênio e temperaturas que resulta na maior concentração de calor possível. Se busca portanto, evitar grandes perdas de calor e umidade para o ambiente; atenuar o efeito da chuva sobre o teor de umidade do material e, ainda, aproveitar racionalmente o espaço disponível (Lima, 1984; Pereira Neto, 1987; Hay e Kuchenrither, 1990).

Dentre as várias formas possíveis, as leiras que apresentam seção reta triangular com comprimento variável em função da quantidade de material, tem sido as que melhor atendem a estes requisitos (Haug, 1980; Mara e Stentiford, 1983). Deve-se ressaltar que as dimensões da seção reta devem ser adequadas ao equipamento disponível para os reviramentos, montagem e desmontagem. E, quanto maior a leira (altura e largura), maior é o volume de material e a concentração de calor, o que pode não ser desejável (Pereira Neto, 1989). Na Figura 2.1 são apresentadas algumas das configurações mais utilizadas na construção de leiras.

G) Condicionamento Inicial do Material

Por condicionamento inicial do material entende-se a separação dos componentes inertes, de modo que permaneça no sistema de compostagem somente a fração orgânica dos resíduos sólidos. Isto é conseguido com a triagem. Quando necessário, procede-se a uma redução do tamanho das partículas através da trituração (de Bertoldi *et alii*, 1983; Sikora e Sowers, 1983).

O tamanho da partícula condiciona a área superficial

disponível para o ataque dos microrganismos e também a porosidade da massa de compostagem, que afeta, em última instância, a aeração e a eficiência do processo (Haug, 1979; Lima, 1984). O tamanho adequado de partículas para a compostagem dos resíduos urbanos varia entre 20 e 50 mm (Pereira Neto, 1989).

H) Taxa Carbono/Nitrogênio

Para que o processo de compostagem seja eficiente, além da presença dos micro e macronutrientes (C, N, P, K), é preciso que estes existam em quantidades suficientes para que não se tornem fatores limitantes do processo (Alexander, 1977; Golueke, 1982; de Bertoldi *et alii*, 1991).

Uma importante medida do balanceamento dos nutrientes é a taxa carbono/nitrogênio, que mede a disponibilidade de fonte de energia (carbono) e material para a síntese de protoplasma (nitrogênio e carbono) (Finstein e Morris, 1975; Hughes, 1980; Pereira Neto e Stentiford, 1987).

O carbono é requerido em quantidade maior que o nitrogênio, porém, tanto o excesso quanto a escassez de ambos os elementos podem diminuir muito a eficiência do processo. A falta de fonte de energia (carbono) levará a uma liberação do excesso de nitrogênio antes que possa ser utilizado na síntese de protoplasma. Na falta de material de síntese (Nitrogênio), sua tendência será ser poupado, provocando um baixo crescimento populacional, mesmo que haja carbono suficiente (Mc Kinney, 1962).

A variação ideal para a taxa C/N no início do processo de compostagem, varia entre 20/1 a 40/1 ficando o valor ótimo em torno de 30/1 (de Bertoldi *et alii*, 1983; Sikora e Sowers, 1983; Golueke, 1991; Stentiford, 1991).

II.3.2.3. Mudanças Ocorridas Durante o Processo

Como um processo dinâmico de degradação, a consequência natural da compostagem é a de produzir grandes alterações no material que o sofre (o lixo), a tal ponto que este perde suas características de volume, odor, cor, umidade e composição química (Lima, 1984; de Bertoldi *et alii*, 1991).

Ao ser montada uma leira, os microrganismos mesofílicos iniciam imediatamente o processo, já que a temperatura típica do material em estado bruto encontra-se nesta faixa. As reações iniciais de quebra de ligações químicas liberam energia em forma de calor, que será responsável pelo aumento de temperatura na massa de compostagem. Com esse aumento, o metabolismo é estimulado e a população e sua atividade degradadora aumentam (Finstein *et alii*, 1980; Mc Gregor *et alii*, 1981). Dessa forma, a faixa termofílica de temperaturas pode ser atingida em até três dias (Mc Kinley *et alii*, 1985; Mc Kinley e Vestal, 1985) e a população microbiana mesofílica sofre uma substituição por outra, mais apta à nova temperatura, a população termofílica.

Atingida a fase termofílica, a tendência natural seria o estabelecimento de novos ciclos de temperatura com a eliminação sucessiva de microrganismos menos adaptados, até que o processo entrasse em colapso; porém, com o controle de aeração (resfriamento) pode-se estabelecer um platô de temperatura termofílica que durará até o final da primeira fase do processo, e aí reside a grande vantagem das leiras estáticas aeradas sobre as windrow, onde este grau de controle é difícil de ser conseguido (Finstein *et alii*, 1980; Hay e Kuchenrither, 1990).

Mantendo-se a temperatura sob controle através da aeração, ao final do processo, com o material carbonáceo exaurido, a temperatura decai novamente para a faixa mesofílica, quando a massa de compostagem é recolonizada por fungos e actinomicetos que completarão a humificação durante a fase de cura ou maturação (Kane e Mullins, 1973; Pereira Neto *et alii*, 1986).

Em leiras estáticas, a cura se inicia após 21 - 30 dias (Haug, 1979; Pereira Neto, 1987) e para windrows, após 40 - 60 dias (Haug, 1980; Hay e Kuchenrither, 1990). Outra causa de resfriamento da massa de compostagem pode ser seu ressecamento, que inibe as atividades dos microrganismos causando o colapso do processo (Golueke, 1991).

A Figura 2.2 mostra um perfil típico de distribuição de temperaturas em leiras estáticas aeradas com tubulação na base e aeração positiva (item II.3.2.1).

O pH inicialmente ácido (considerando o lixo brasileiro) do material tende a elevar-se até atingir a faixa alcalina,

principalmente pela volatilização de ácidos orgânicos e produção de amônia e outros produtos básicos derivados de proteínas (Mara e Stentiford, 1983; Lima, 1984; Mc Kinley *et alii*, 1985). A elevação do pH associada a altas temperaturas, pode provocar uma perda de nitrogênio pela volatilização da amônia (Pereira Neto, 1989; Golueke, 1991).

A tendência natural da umidade é decair ao longo do processo devido à evaporação (Finstein *et alii*, 1980; Mc Gregor *et alii*, 1981; Mc Kinley e Vestal, 1985). É difícil prevenir o curso deste decaimento, especialmente nas leiras estáticas, que, ao contrário das windrows, não têm sua umidade corrigida durante a compostagem - o que fugiria das propostas deste tipo de sistema (Stentiford *et alii*, 1985). Considera-se um bom resultado quando a umidade ao final do processo varia entre 30 e 40% do valor inicial (de Bertoldi *et alii*, 1983; Mara e Stentiford, 1983; Stentiford *et alii*, 1985).

O teor de matéria orgânica, medido indiretamente pela porcentagem de sólidos voláteis, decai ao longo do processo em consequência da biodegradação e no final do mesmo pode chegar a um valor aproximado de 40% do valor inicial (Mc Kinley *et alii*, 1985; Pereira Neto, 1987). A redução da matéria orgânica está intimamente ligada ao grau de sucesso no controle do processo, havendo referências na literatura de reduções de apenas 15% no teor inicial de matéria orgânica (Mara e Stentiford, 1983).

Com o consumo da matéria orgânica, a concentração e distribuição de nutrientes sofre modificações. Um reflexo da diminuição do substrato é a queda da taxa C/N que atinge valores da ordem de 10/1, considerado como um valor final ideal (Sikora e Sowers, 1983).

A eliminação de organismos patogênicos tem merecido atenção e até gerado controvérsias, como por exemplo quanto à eliminação de vírus durante a compostagem (Finstein *et alii*, 1982; Bitton *et alii*, 1984). Nesse aspecto, a temperatura é apontada como o principal fator de eliminação destes microrganismos, e há consenso geral de que uma temperatura média de 55°C, mantida na massa de resíduos por período igual ou superior a três dias é suficiente para uma sanitização do material tendo sido registrados muitos resultados positivos (Wiley, 1962; Wiley e Westerberg, 1969; Epstein *et alii*, 1976; Pereira Neto *et alii*, 1986; Stentiford, 1987).

Entretanto, como foi colocado por Golueke (1982), a eliminação de patógenos é uma função da conjugação e manutenção uniforme e homogênea de fatores como: competição entre microrganismos, antibiose, variações físicas, químicas e físico-químicas ocorridas na massa de compostagem como depleção dos nutrientes, oscilações do teor de umidade e oxigênio, além do tempo de duração do processo e a própria temperatura desenvolvida no seu decorrer.

A importância dos fatores ecológicos como um todo na eliminação de patógenos foi verificada por vários pesquisadores. Foi demonstrado que mesmo fatores abióticos como o ressecamento afetavam a capacidade de sobrevivência do microrganismo e às vezes dificultavam sua eliminação. Inclusive propiciavam condições para a recontaminação da massa de compostagem, representando um problema que mereceu muita atenção. Os autores acreditam que o estabelecimento de condições muito desfavoráveis num ambiente, em lugar de eliminar os microrganismos, provocava um estado de latência, facilitando uma futura recontaminação (Ward *et alii*, 1981; Yeager e Ward, 1981; Bollen, 1984; Hussong *et alii*, 1985; Nakasaki *et alii*, 1985).

Diversos resultados mostraram que apesar de haver remoção, podem ficar microrganismos indicadores ao final do processo de compostagem, ou em composto pronto ou submetido a altas temperaturas, especialmente quando o processo de aeração é o reviramento (Epstein *et alii*, 1976; Russ e Yanko, 1981; Lacey e Williamson, 1983; Stentiford *et alii*, 1985). Embora a temperatura seja um fator de aumento de eficiência na eliminação de microrganismos patogênicos, a conjugação de vários fatores bióticos e abióticos é a grande responsável pelo seu decaimento (de Bertoldi *et alii*, 1991; Golueke, 1991).

II.3.3. O Produto - Composto Orgânico

II.3.3.1. Introdução

Uma definição sucinta de composto orgânico diz que composto é um "fertilizante orgânico, um produto humificado, resultante final do processo de compostagem" (Lima, 1984). Esta definição entretanto

é insuficiente, pois não caracteriza corretamente o produto, não pressupõe um grau de estabilidade física e físico-química, nem biológica e sanitária, e não indica maneiras seguras de utilização do composto.

Em se tratando de um material geralmente originado a partir de diferentes substratos e processos cujo grau de controle depende, em última instância, do zelo do operador do sistema e levando em conta a utilização deste material para fins agrícolas, é preciso que estes parâmetros sejam definidos.

II.3.3.2. Especificações para Composto Orgânico de Lixo

1. Especificações Físicas e Físico-químicas

A. Teor de Matéria Orgânica Biodegradável

O teor de matéria orgânica varia de acordo com o estágio ou grau de degradação em que se encontra o material. Segundo Zucconi e de Bertoldi (1991), o composto apresenta duas fases distintas em função deste teor. São elas:

-Composto Cru: é o material resultante do final da fase termofílica do processo. Como especificação, este material deve apresentar um conteúdo mínimo de matéria orgânica igual a 35% do peso seco.

-Composto Curado ou Maturado: é o material resultante da cura do composto cru. Apresenta grau de decomposição acentuado, não possibilitando a identificação do material original. O teor de matéria orgânica deve ser no mínimo de 20% até 35% em peso seco do material (composto curado).

B. Teor de Umidade

Quanto mais baixo o teor de umidade do composto, menores serão as dificuldades e o custo com transporte, estocagem, peneiramento e utilização do produto, entretanto, este valor depende das condições climáticas em que se desenvolveu o processo. De maneira geral, o teor de umidade para composto curado deve variar entre 30 e 40% em peso e para composto cru, permite-se um teor de

umidade máximo de 50% (Lima, 1984; Zucconi e de Bertoldi, 1991).

C. Granulometria

A granulometria do composto orgânico curado é bastante fina, variando entre 0,1 e 2 mm. Permite-se entretanto a presença de uma determinada porcentagem de inertes de granulometria maior, como mostra o Quadro 2.6 (Zucconi e de Bertoldi, 1991).

D. Minerais

Em termos de macronutrientes, o nível mínimo de nitrogênio total deve ser de 0,6% com base em peso seco. O fósforo (P_2O_5) deve estar presente num teor variável entre 0,5 a 0,9% (peso seco) e o potássio (K_2O), variando entre 0,2 e 0,8% do peso seco do material.

Entre os micronutrientes desejáveis estão: o cálcio, que na forma de CaO deve estar presente num nível mínimo de 2,0% e na forma de $CaCO_3$, num nível de 3,0% (porcentagem de peso seco); o magnésio deve apresentar teores maiores que 0,3% (p.p.s.); e além destes, o ferro, zinco, hidrogênio, oxigênio, enxofre, etc., cujo valor é difícil precisar a título de especificação (Lima, 1984; Zucconi e de Bertoldi, 1991).

E. Taxa Carbono/Nitrogênio

A taxa carbono/nitrogênio inicial, como citado anteriormente (item II.3.2.2), deve situar-se entre os valores de 30/1 a 40/1. Quanto à taxa C/N final, não deve ser superior a 22/1 nem inferior a 10/1 (valor equivalente ao do húmus) (Zucconi e de Bertoldi, 1991).

F. Temperatura

A temperatura do composto quando ao ar livre, deve ser próxima à temperatura ambiente ($\pm 3^{\circ}C$), não devendo, em hipótese alguma apresentar qualquer tendência ao aumento pois isto significaria instabilidade biológica ou compostagem ainda em processamento (Lima, 1984).

G. Densidade

A densidade do composto deve ser relativamente baixa, em torno de 150 kg/m^3 (Lima, 1984).

H. Cor e Odor

O composto apresenta cor variando entre cinza e negro e cheiro característico de terra mofada (Lima, 1984).

I. pH

Para a utilização agrícola do composto, o valor compatível de pH com o do crescimento de plantas pode situar-se numa faixa de 5,5 a 8,0 mas, preferencialmente, na faixa alcalina (7,6 a 8,0) (Lima, 1984; Zucconi e de Bertoldi, 1991).

2. Contaminantes e Processos Prejudiciais

A. Metais Pesados

Os metais pesados, que são contaminantes passíveis de acumulação no organismo, representam maior problema quando o material utilizado como substrato na compostagem são lodos de esgotos e não resíduos sólidos (Zucconi e de Bertoldi, 1991).

Para a utilização agrícola, onde o consumo do composto é medido em termos de toneladas por hectare, os níveis de metais pesados devem ser proporcionalmente baixos. Estes valores expressos em miligramas por quilo de composto seco são: Zn, 1000; Pb, 750; Cu, 300; Cr, 150; Ni, 50; Hg, 5 e Cd, 5.

B. Estabilização / Humificação

Um composto orgânico só poderá ser utilizado para a agricultura quando seu grau de estabilização não comprometer o desenvolvimento das culturas. Uma interrupção precoce do processo de compostagem pode provocar uma possível reativação das atividades metabólicas dos microrganismos caso as condições adequadas se apresentem. Este fenômeno, chamado "metabolismo latente", torna um composto não estável em "competidor" com relação às plantas, já que os microrganismos nele presentes terão, como as plantas, uma demanda por macro e micronutrientes (especialmente as formas de nitrogênio) (Lima, 1984; Zucconi e de Bertoldi, 1991).

É difícil estabelecer o grau exato de estabilização para um composto, no entanto, a presença de componentes "húmicos" num material compostado tem sido um bom indicador de estabilização adiantada. Os três principais grupos de substâncias húmicas são:

ácidos fúlvicos, ácidos húmicos e carbonos húmicos, substâncias estas de difícil caracterização estrutural (Golueke, 1982; Keller, 1991; Zucconi e de Bertoldi, 1991).

De modo prático, para considerar um composto adequado para uso, sugere-se que, no mínimo, 10% do carbono total nele presente seja matéria orgânica humificada (Zucconi e de Bertoldi, 1991).

C. Fitotoxicidade

A degradação de matéria orgânica não completamente estabilizada no solo causa a produção de substâncias que podem atuar como toxinas para plantas (Zucconi e de Bertoldi, 1991).

A intensidade dessa toxicidade é medida por ensaios de germinação feitos com plantas. Os ensaios consistem em comparar a germinação de sementes em solo comum e em solos misturados com composto em várias proporções e em diferentes estágios de degradação, usando também composto puro. A avaliação se faz através do número de sementes que germinam. O grau de degradação desejado ou a quantidade de composto a ser misturado ao solo são definidos pelo tipo de cultura e a utilização que se pretende dar ao mesmo (agrícola, ornamental) (Zucconi e de Bertoldi, 1991).

D. Especificações Microbiológicas

Segundo vários autores (Rigby e Pettit, 1980; de Bertoldi *et alii*, 1983; Zucconi e de Bertoldi, 1991), são muitos os problemas relativos ao estabelecimento de especificações microbiológicas para um composto sanitizado. Dentre eles podem-se citar:

- a falta de métodos padrões de análises para vários microrganismos, principalmente patógenos;
- a não existência de um consenso quanto à necessidade da ausência de patógenos ou quanto a um número máximo permissível desses microrganismos em um composto pronto;
- a utilização apenas de microrganismos indicadores universais (e quais) ou a utilização conjunta de patógenos específicos para a avaliação do grau de sanitização do composto.

Assim, como não há especificações microbiológicas, tem-se

utilizado como parâmetro de desinfecção o critério tempo/temperatura (Pereira Neto, 1980; Golueke, 1982; Pereira Neto, 1987; Stentiford, 1991) ou, a manutenção de um dado patamar de temperatura numa leira por um determinado período de tempo, necessário para assegurar a "eliminação de patógenos". Segundo Zucconi e de Bertoldi (1991), é suficiente a manutenção das seguintes condições:

1) compostagem por sistema windrow ou leiras estáticas: o processo deve durar no mínimo três semanas, dentre as quais, a temperatura deve exceder 65°C durante uma semana, no mínimo. Deve-se garantir que toda a massa alcance essa temperatura através do reviramento por alternância de camadas interna/externa (Bollen, 1984), ou pela cobertura com camada de composto pronto e com controle de aeração. Após a fase de biodegradação (degradação ativa), deve-se seguir uma fase de cura de pelo menos três semanas (Strauch, 1986).

2) compostagem por sistema de biorreatores: para um produto seguro, deve-se garantir, pelo menos por 48 horas, uma temperatura média entre 65 e 70°C e um fluxo do material pelo reator igual ou superior a duas semanas. Também deve haver um período de cura de no mínimo 3 semanas.

3) compostagem por estabilização aeróbia termofílica: segundo Strauch (1986), a inativação de patógenos em lodos de esgoto por este tipo de processo pode ser conseguida a uma temperatura de 55°C por 48 horas a um pH em torno de 8,0 ou a uma temperatura de 60°C por 24 horas com um pH superior a 8,0. Deve-se ressaltar entretanto, que tal grau de controle dificilmente é obtido.

Quando submetidos durante um tempo mínimo de três dias a temperaturas termofílicas, patógenos humanos e de plantas (até nematodes e grande número de vírus) podem ser eliminados. Entretanto, na faixa mesofílica, vírus, ovos de helmintos e fungos oportunistas como o Aspergillus fumigatus podem sobreviver (Golueke, 1982; Strauch, 1986).

4) recontaminação: a recontaminação pode ocorrer sempre que algum material infectado entrar em contato com a massa já sanitizada

mas não bioestabilizada (Golueke, 1982). Pode acontecer durante o processo de degradação, como no caso das leiras windrow em que as camadas internas desinfetadas são recontaminadas pelas camadas externas mais frias, ou mesmo em composto não curado, estocado num pátio de compostagem, quando houver o contato com equipamento de reviramento contaminado (Finstein *et alii*, 1982; Godden *et alii*, 1983; Golueke, 1982). Neste caso, novamente o critério tempo/temperatura deverá ser aplicado até que se atinja a completa estabilização.

5) produto final: um produto final deve atender aos seguintes requisitos, (Strauch, 1986; de Bertoldi, 1991):

- estar isento de salmonella em 100 gramas de composto fresco,
- não apresentar ovos de parasitas infectivos,
- não conter mais que 5×10^3 estreptococos fecais por grama nem 5×10^2 Enterobacteriaceae por grama de composto,
- não conter parasitas infecciosos como Áscaris e Tênia, germes infecciosos para plantas ou nematóides em número maior que normalmente encontrado no solo.

Deve-se ressaltar que a utilização final do composto vai determinar a maior ou menor severidade na aplicação destas especificações.

E. Definição de Composto de Acordo com as Especificações

Segundo de Bertoldi *et alii* (1991) composto é o produto do processo de compostagem, estabilizado e sanitizado, o qual é benéfico para o crescimento de plantas e que tendo passado por um rápido estágio inicial de decomposição encontra-se no processo de humificação. Trata-se de matéria orgânica que, estabilizada até um produto humificado e degradado a finas partículas, perdeu sua identidade original. Como um produto estável, pode ser estocado sem tratamento adicional e aplicado ao solo sem prejuízo às plantações.

II.3.3.3. Utilização do composto

Além das vantagens apresentadas pelo composto em termos de disposição final de resíduos (menor volume, facilidade de transporte, sanitização do lixo), o composto orgânico pode ser utilizado para fins agrícolas graças a características que fazem dele um excelente condicionador de solos. O composto pode ser utilizado em lavouras, parques e jardins públicos, jardinagem doméstica, cru ou curado (Lima, 1984; Pereira Neto e Stentiford, 1987).

O composto cru pode ser utilizado nas lavouras e em florestas, bosques, parques. Para seu uso, deve-se ter cuidado com a relação C/N, que indicará se o composto será ou não um competidor, no solo, com as culturas ali plantadas (item II.3.3.2). Quanto ao aspecto sanitário, deve obedecer aos critérios citados no item anterior.

O composto maturado é o ideal para uso agrícola por não apresentar riscos de competição, nem reiniciar um processo de degradação no solo. É também o indicado para uso doméstico devido ao seu maior grau de descontaminação em relação ao composto cru. Deve-se lembrar que para manuseio direto, o composto deve estar livre de patógenos.

Alguns dos benefícios trazidos pelo uso do composto como condicionador de solos são (Lima, 1984):

- . agregação e aperfeiçoamento da microestrutura do solo, com melhoria de suas propriedades biológicas e aumento da eficiência na prevenção da erosão;
- . modificação da porosidade do solo pela nova estruturação que permite o aumento do índice de vazios. Como consequência, ocorrem o aumento do poder de retenção de umidade nas secas, e o aumento da permeabilidade solo nos períodos normais;
- . modificação da consistência do solo tornando-o menos denso;
- . fornecimento de alguns macronutrientes e elementos-traço ou micronutrientes, e aumento da retenção do nitrogênio

orgânico no solo;

.aumento, graças aos compostos húmicos, da capacidade de troca iônica e da quelatação, mecanismos responsáveis pela absorção a partir do solo dos micronutrientes insolúveis, que passam a estar disponíveis para as plantas;

.aumento da capacidade de tamponamento do solo, devido à presença de colóides e do húmus no composto.

II.4. Microrganismos Indicadores

II.4.1. Conceitos Gerais

Para a avaliação microbiológica dos resíduos sólidos e para a avaliação microbiológica de águas e esgotos, um indicador de contaminação fecal é representado por um microrganismo ou conjunto de microrganismos que ocorra normalmente e em grande número nas fezes humanas e animais de sangue quente. A sua presença indica contaminação por material fecal e a possibilidade da presença de patógenos (Golueke, 1982).

Dentre as características desejáveis em um indicador para avaliação bacteriológica de resíduos sólidos, figuram:

- 1) se ocorrer no material bruto a ser compostado, deve estar presente em número suficientemente alto para ser detectado;
- 2) deve pertencer a um biotipo que apresente semelhança de reações ao tratamento com os patógenos (no caso, mudanças térmicas);
- 3) como margem de segurança, deve apresentar resistência maior e ocorrer em maior número do que os patógenos e,
- 4) os testes necessários para sua identificação e quantificação devem ser simples e de custo acessível.

Segundo de Bertoldi et alii (1991), coliformes totais, estreptococos fecais, enterobacteriaceae, alguns vírus (especialmente bacteriófagos) e ovos de parasitas constituem uma gama de indicadores bastante satisfatória.

Entre os patógenos, Salmonella sp. tem sido cada vez mais utilizada como um indicador (Alcaide *et alii*, 1982; Alcaide *et alii*, 1984), dada sua importância na transmissão de doenças e suas peculiaridades. Da mesma forma que na avaliação da qualidade sanitária de águas e esgotos, os coliformes totais e estreptococos fecais são os indicadores mais utilizados no monitoramento bacteriológico de compostos, juntamente com o Clostridium perfringens (Pereira Neto, 1989).

O grau de sanitização do material é relacionado ao desaparecimento dos patógenos ou, indiretamente, à redução do número de indicadores a um determinado nível. Atualmente se discute o estabelecimento desse valor, que deve corresponder ao número máximo de indicadores permitido em composto considerado desinfetado (Golueke, 1982; Zucconi e de Bertoldi, 1991).

Segundo Rudólfis *et alii* (1950), a respeito da eliminação de microrganismos entéricos no solo e meios afins, os fatores que exercem maior influência são:

- 1) o tipo de microrganismo (gênero e espécie);
- 2) a temperatura, já que temperaturas mais baixas aumentam a viabilidade;
- 3) a umidade, pois a longevidade dos microrganismos é maior em solos úmidos do que em solos secos;
- 4) o tipo de solo pois solos com pH neutros e que retêm água favorecem a sobrevivência;
- 5) a matéria orgânica, que dependendo do tipo e quantidade, pode servir como fonte de alimento e energia, permitindo o crescimento de microrganismos;
- 6) a presença de outros microrganismos pois a sobrevivência é maior em solos estéreis do que em solos não-estéreis.

II.4.2. Indicadores - Características e Importância

II.4.2.1. Coliformes fecais

A - Definição

Segundo a Organização Mundial de Saúde (CETESB, 1989), os

coliformes são bastonetes Gram negativos aeróbios ou facultativos, não formadores de esporos, oxidase-negativos, capazes de crescer na presença de sais biliares ou outros compostos ativos de superfície com propriedades similares de inibição e que fermentam a lactose com produção de aldeído, ácido e gás a 35°C em 24-48 hs. Esta definição inclui todos os membros do grupo coliforme, inclusive aqueles que podem ocorrer no solo ou em plantas.

Os coliformes fecais (entre os quais se inclui a espécie *E. coli*), fermentam a lactose a 35°C e 44,5°C produzindo indol a partir de água triptonada a 44,5°C por 24 hs.

Quando utilizada a técnica de membrana filtrante, o grupo coliforme pode ser redefinido como compreendendo todos os bastonetes, aeróbios e anaeróbios facultativos, gram-negativos, não formadores de esporos que produzem colônias escuras, com brilho verde metálico após 24 horas, no meio Endo a 35°C (APHA, 1989).

B - Importância

A universalidade da presença de coliformes no trato intestinal de animais de sangue quente, fez deste grupo um indicador de contaminação fecal de grande utilidade na avaliação sanitária de águas e esgotos. Desde que surgiu a preocupação com a contaminação de solos e culturas pelo reuso de esgotos em irrigação, prática agrícola utilizada em países como China e Israel (Dunlop e Wen-Lan, 1961; Ercolani, 1979; Ruiz *et alii*, 1987), esta universalidade e a capacidade de sobrevivência fora do organismo animal, levou à sua adoção como indicador também da qualidade de material sólido (solos e resíduos sólidos) (Rudolfs *et alii*, 1950).

A possibilidade de contaminação fecal de solos e produtos agrícolas, as semelhanças do grupo coliforme com importantes patógenos entéricos e suas qualidades como indicador universal fizeram dos coliformes totais e fecais microrganismos de uso constante na avaliação sanitária dos resíduos sólidos (Chandler e Craven, 1978; CETESB, 1989). Além disso, o grupo coliforme pode sobreviver por longos períodos em solos e materiais sólidos (Rudolfs *et alii*, 1950) e é sensível a fatores climáticos tais como luz solar, umidade do ar, temperatura e pH (Bergner-Rabinowitz, 1956; Bell, 1976; Kovács e Tamási, 1979; Yeager e Ward, 1981).

No conjunto de condições reunidas pelos coliformes como indicadores universais figuram:

- 1) ser normalmente encontrados no intestino do homem e animais de sangue quente;
- 2) ocorrer nas fezes numa proporção de 300 milhões por grama de fezes;
- 3) apresentarem grande facilidade e rapidez de isolamento e identificação através de métodos simples.

Algumas espécies ainda apresentam termotolerância, o que os torna indicadores apropriados para a compostagem.

II.4.2.2. Estreptococos fecais

A - Definição

Segundo APHA (1989), o grupo dos estreptococos ou estreptococos do grupo D de Lancefield, quando utilizado como indicador de contaminação fecal, agrupa as seguintes espécies e variedades: Streptococcus faecalis, S. faecalis var. liquefaciens, S. faecalis var. zymogenes, S. faecium, S. faecium var. durans, S. bovis e S. equinus.

Estes microrganismos são cocos Gram positivos, geralmente ocorrendo em pares ou cadeias curtas, apresentando reação negativa na prova de catalase. As características que os tornam indicadores adequados de contaminação fecal incluem a capacidade de crescer na presença de sais biliares e à temperatura de 44,5 - 45°C (CETESB, 1989), assim como muitos deles se desenvolvem a um pH em torno de 9 e concentrações de NaCl de 6,5%. Estas últimas características lhes conferem maior resistência que os coliformes fecais tornando-os valiosos indicadores de poluição fecal particular quando os coliformes estão ausentes.

B - Importância

O habitat normal de estreptococos fecais é o intestino de homens e animais, portanto, a identificação de estreptococos pode

fornecer informações adicionais sobre a qualidade bacteriológica de um determinado substrato (APHA, 1989).

Algumas espécies deste grupo possuem características especiais, por exemplo: *S.bovis* e *S.equinus* podem fornecer informação sobre a fonte poluidora por serem de origem animal e, por sua curta sobrevivência fora de seu habitat, sua presença no ambiente indica poluição recente. *S.liquefaciens*, não ocorre apenas no em intestino de animais, podendo estar associado à vegetação, insetos e alguns tipos de solo, portanto, são de escasso significado sanitário (APHA, 1989).

Nos resíduos sólidos (lixo), segundo Golueke (1982), estreptococos e coliformes ocorrem praticamente nas mesmas quantidades em que normalmente ocorrem nos esgotos ($10^7 - 10^8$ ufc/g de material), com ligeira superioridade dos coliformes fecais.

No solo, estreptococos apresentam persistência ligeiramente superior aos coliformes (Bergner-Rabinowitz, 1956; CETESB, 1989), ainda assim existe uma correlação muito alta entre a ocorrência e eliminação dos dois grupos em solos, resíduos sólidos e outros ambientes (Yeager e Ward, 1981; Morinigo et alii, 1990). Aparentemente, este grupo é menos sensível a fatores como ressecamento e radiação (Ward et alii, 1981), podendo constituir-se em um teste confirmativo de contaminação fecal quando os resultados de coliformes forem duvidosos.

II.4.2.3. Salmonella

A - Definição

O gênero *Salmonella* compreende mais de dois mil sorotipos caracterizados por reações bioquímicas e antígenos somáticos e flagelares. São bastonetes, Gram negativos, anaeróbios facultativos, não esporulados. Reduzem nitratos a nitritos e a maioria é móvel por flagelos peritríquios. Fermentam glicose e manitol, usualmente com produção de gás, não liquefazem a gelatina e não crescem em KCN. Em geral produzem sulfeto de hidrogênio (H_2S), utilizam o citrato como única fonte de carbono e não fermentam a lactose, sacarose, salicina e inositol. Não possuem urease nem desaminase, porém são lisina e ornitina descarboxilase positivas (CETESB, 1989).

B - Importância

As bactérias do gênero Salmonella são patógenos. Tomam parte do grupo a S.typhi, responsável pela febre tifóide e a S.paratyphi, causadora da febre paratífóide. A maioria das espécies são agentes etiológicos de infecções intestinais que geralmente se manifestam como diarreias autolimitadas. Estas bactérias pertencem à mesma família que os coliformes, a família Enterobacteriaceae. São capazes de desenvolver alguma resistência ou adaptação térmica (Carrington *et alii*, 1982) e à salinidade de modo que alguns microrganismos deste gênero podem sobreviver em água salgada por períodos semelhantes ao de sobrevivência em água limpa, de 3 a 6 semanas (Rudolfs *et alii*, 1950).

Segundo APHA (1989), Salmonella, junto com Shigella, E.coli enteropatogênico, Leptospira e vírus entéricos, são os microrganismos mais comuns ocorrendo em esgotos nos Estados Unidos. Estudos realizados em outros países mostraram a importância da pesquisa de Salmonella, demonstrando sua estreita relação com epidemias e surtos causados por intoxicação alimentar. Este microrganismo contamina facilmente animais e alimentos e permanece viável por várias semanas em meios como solo, superfícies de folhas de verduras e vegetais, pastagens, fezes, etc. (Josland, 1951; Chandler e Craven, 1978; Ercolani, 1979; Chandler e Craven, 1980; Ruiz *et alii*, 1987).

Alguns autores demonstraram a correlação entre a ocorrência de Salmonella e coliformes em águas limpas e residuárias, particularmente nestas últimas. Os autores associam este comportamento à semelhança entre os dois microrganismos já que pertencem à mesma família. Estefato confere uma boa margem de acuracidade de resultados, quando houver emprego de Salmonella como indicador, substituindo coliformes (Bergner-Rabinowitz, 1956; Morinigo *et alii*, 1990).

Outros autores enfatizaram a capacidade de recolonização e persistência deste patógeno, o que foi observado em águas e esgotos: a Salmonella dava resultados positivos enquanto que, eram negativos para coliformes e estreptococos fecais. Essas águas se avaliadas do ponto de vista sanitário usando apenas estes últimos indicadores, teriam sido consideradas bacteriologicamente seguras. Esta

constatação justificaria então a análise mais frequente de Salmonella para a avaliação da qualidade sanitária de um meio qualquer (Alcaide *et alii*, 1984; Morinigo *et alii*, 1990).

Quanto à experiência com Salmonella em compostagem, alguns autores que utilizaram como substrato lodo de esgoto, concluíram que o microrganismo tinha boa resistência ao ressecamento e capacidade de recolonização do material, desde que a umidade fosse superior a 20% e a população microbiana acompanhante estivesse bastante reduzida (Ward *et alii*, 1981; Yeager e Ward, 1981; Hussong *et alii*, 1985).

Segundo Rudolfs *et alii* (1950), os fatores que influenciam a sobrevivência de Salmonella são:

- 1) o número inicial de microrganismos presentes no meio;
- 2) temperatura;
- 3) pH e concentração de sais inorgânicos no meio;
- 4) teor de umidade do material;
- 5) presença de matéria orgânica em forma e quantidade utilizável pelo patógeno
- 6) comportamento predatório e antagonista de outros microrganismos.

Além disso, o método utilizado no isolamento, identificação e enumeração pode modificar acentuadamente os resultados podendo dar como negativos ambientes realmente contaminados (importância do pré-enriquecimento na recuperação de salmonelas estressadas, do meio seletivo e da triagem).

É fato que a disposição e o tratamento dos resíduos sólidos no Brasil são problemas cuja importância vêm aumentando ao longo dos anos e as doenças do trato gastrointestinal são responsáveis por uma mortalidade muito alta, principalmente nas regiões mais pobres.

O lixo brasileiro apresenta características desfavoráveis, do ponto de vista sanitário, que são o alto teor de matéria orgânica e o lançamento de lixo hospitalar junto de lixo doméstico, na maioria das vezes em aterros a céu aberto.

Como a contaminação desses resíduos é muito grande e não se pode evitar a exposição de toda a população e do meio ambiente a este risco, propõe-se o tratamento do lixo através da compostagem

como uma maneira segura, e de custo relativamente baixo, de reduzir o teor de matéria orgânica e eliminar patógenos.

O objetivo geral desta pesquisa foi verificar a eficiência do processo de compostagem, durante sua fase de degradação ativa, na eliminação de patógenos, através da observação dos fatores que intervêm.

Como objetivos específicos foram estudadas a influência da temperatura das leiras de compostagem na eliminação dos patógenos nos processos windrow e de aeração forçada e a eficiência na eliminação de patógenos em função de diferentes zonas térmicas desenvolvidas no interior de uma leira. Foi também avaliada a viabilidade da utilização de Salmonella como indicador da eliminação de outros patógenos durante a compostagem.

Quadro 2.1 - Organismos Patogênicos Passíveis de Ocorrência em Massa de Compostagem

AGENTE TRANSMISSOR.	DOENÇA
Vírus Entéricos	
Poliovirus	Poliomielite
Virus	Hepatite infecciosa tipo A
Coxsackievirus	Meningite asséptica, pleurodinia, miocardite infantil.
Ecovirus	Doenças respiratórias
Adenovirus	Infecções respiratórias
Virus	Gastroenterites, diarréias
Bactérias	
Coliformes (enteropatogênicos)	Diarréias, infecções internas, gastrinterites.
<u>Vibrio cholerae</u>	Cólera
<u>Salmonella spp.</u>	Salmoneloses
<u>Salmonella typhi</u>	Febre tifóide
<u>Salmonella typhimurium</u>	Gastrinterite
<u>Shigella spp</u>	Shigeloses
<u>Bacillus antracis</u>	Antrax
<u>Brucella spp</u>	Brucelose
<u>M. tuberculosis</u>	Tuberculose
<u>Leptospira spp</u>	Leptospirose
Protozoários	
<u>Entamoeba histolytica</u>	Amebíase
<u>Giardia lamblia</u>	Giardiase

Fonte: Haugh (1980)

Quadro 2.1 = Continuação

AGENTE TRANSMISSOR	DOENÇA
Protozoários	
<u>Ballantidium coli</u>	Balantidíase
<u>Isospora spp</u>	Coccidiose
Nematelmintos, Classe nematoda	
<u>Ascaris lumbricoides</u>	Ascaridíase
<u>Ancylostoma duodenale</u>	Ancilostomíase
<u>Enterobius vermicularis</u>	Enterobiose
<u>Tricuris trichiura</u>	Trichuriase
<u>Strongyloides stercoralis</u>	Strongiloidíase
<u>Ancylostoma braziliense</u>	Bicho geográfico
Platelmintos, Classe cestoda	
<u>Taenia solium</u>	Teniase
<u>Taenia saginata</u>	Infecção por verme
Platelmintos, Classe trematoda	
<u>Schistosoma mansoni</u> (e outras espécies)	Esquistossomose
<u>Paragonimus westermani</u>	Paragonimíase

Quadro 2.2 - Doenças Infecciosas Transmitidas por Artrópodes

ARTRÓPODE	DOENÇAS
.CRUSTACEA	
Pulgas d'água (copépodes)	Vermes (peixes), dracontíase (verme da Guiné).
Caranguejos, lagostas (decápodes)	Paragonimíase
.ARACHNIDA	
Carrapatos	Encefalite russa, tularemia, febres reincidentes.
Traças	Tifo, rickettsialpox, encefalo- mielite equina, encefalite de St. Louis.
.INSECTA	
Pulgas	Pragas, tifo murino
Percevejos (Triatoma)	Tripanossomiase (doença de Chagas).
Fernilongos	Malária, filariose, arboviroses
Moscas	Filarioses, leishmaniose, tripanossomiase africana, bartonelose, febres.

Fonte: Briody (1974)

Quadro 2.3 - Valores de Geração de Lixo Per Capita em Cidades do Brasil e do Mundo

CIDADE	ANO DE REFERÊNCIA	PER CAPITA (kg/hab/dia)
São Paulo	1976	0,52
Porto Alegre	----	0,3 - 0,5
Rio de Janeiro	----	0,45
Brasília	1976	0,514
Cidades dos U.S.A. (média)	1975	1,62
Lima	1968	0,56
Singapura	1973	0,58

Fonte: Oliveira (1978)

Quadro 2.4 - Tempo de Sobrevivência de Alguns Patógenos no Solo e Resíduos Sólidos

ORGANISMO	SOLO	(tempo em dias)	LIXO
.Poliovirus	20 - 100		20 - 170
.Enterovirus	20 - 70		-----
.Shigella	-----		2 - 7
.Coliformes fecais	20 - 70		35
.Salmonella typhi	29 - 70		30 (aprox.)
.Salmonella	20 - 70		29 - 70
.Leptospira	15 - 43		22 - 23
.Mycobacterium tuberculosis	1800		150 - 180
.Entamoeba histolytica	10 - 20		8 - 12
.Ovos de Ascaris lumbricoides	2500		2000 - 2500
.Larvas de vermes	30 - 90		25 - 40
.S. typhi	7 - 40		-----

Fonte: Golueke (1982), Lima (1984)

Quadro 2.5 - Estudo Gravimétrico do Lixo em Cidades do Brasil e do Mundo

CIDADE	M.ORG.(%)	PAPEL(%)	PLAST.(%)	METAIS(%)	VIDROS(%)
Aracaju	75,01	10,01	7,89	1,72	2,16
São Paulo	55	17	7,50	3,25	1,50
N. York	26	35	10	13	9
Londres	38	37	2	8	8
Roma	71	18	4	3	4
Singapura	37	43	6	3	1
Medellin	66	22	5	1	2
Lagos	79	14	-	4	3
Manilla	60	17	4	2	5
Karochi	96	1	-	1	1
Calcutá	78	3	1	1	8
Brasil(m̄)	52,5	24,5	2,90	2,50	1,60

Fonte: Boscov (1989), Lima (1984)

Quadro 2.6 - Porcentagem e Granulometria Máxima de Inertes Permitida para Composto Cru e Curado

TAMANHO DA PARTÍCULA DE COMPOSTO	% MÁXIMA DE INERTES (P. SECO)		TAMANHO DA PARTÍCULA DO INERTE (mm)
	VIDRO	PLÁSTICO	
MUITO FINO	1	0,4	≤ 8
FINO	2	0,8	≤ 16
MÉDIO	4	1,6	≤ 24
COMPOSTO CRU	6	3,5	≤ 40

Fonte: Zucconi et alii (1991)

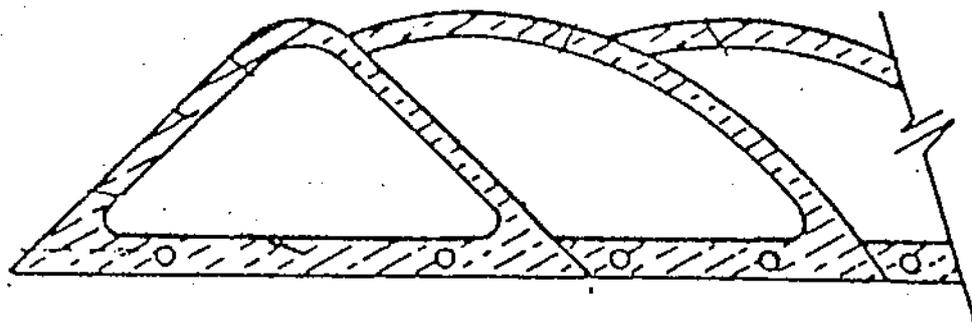


Figura 2.1 - Configurações Possíveis para Seções Retas de Leiras de Compostagem

Fonte: HAUG (1980)

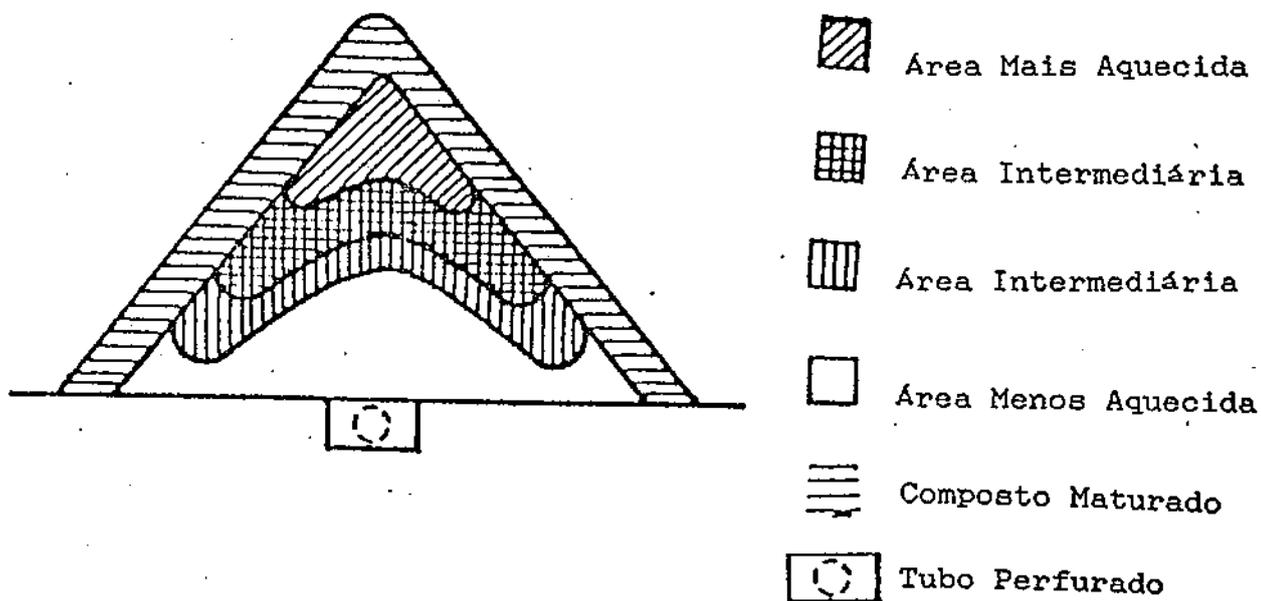


Figura 2.2 - Perfil Típico de Temperaturas para Leiras com Aeração na Base

Fonte: PEREIRA NETO (1986)

CAPÍTULO III

MATERIAIS E MÉTODOS

III.1. Matéria Prima

A fase experimental do trabalho foi desenvolvida no Laboratório de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Viçosa - LESA - durante o período de janeiro a julho de 1991. Foram construídas e monitoradas sete leiras estáticas aeradas e sete pilhas reviradas (windrow).

O trabalho foi realizado em duas etapas. Na primeira, utilizou-se como matéria prima resíduo urbano triturado para a construção de quatro leiras estáticas aeradas (PLTA-20, 21, 22 e 23), utilizando para cada leira aproximadamente 4,5 toneladas do material, e cinco pilhas windrow (PLTR-11, 12, 13, 14 E 17), utilizando cerca de 1,5 toneladas de material para cada uma. As leiras restantes (PLTA-24, 25 E 26 e PLTR-15 E 16) foram construídas com esterco bovino e resíduo urbano bruto, que eram misturados ao resíduo urbano triturado.

O consumo total aproximado foi de 42 toneladas de resíduo urbano triturado, 18 toneladas de resíduo urbano bruto e 12 toneladas de esterco. Algumas características das matérias primas encontram-se nos Quadros 3.1 e 3.2.

A nomenclatura utilizada para os experimentos foi a seguinte: PLTA para Pilhas de Lixo Triturado Aeradas, e PLTR para Pilhas de Lixo Triturado Reviradas. O trabalho experimental iniciou-se com as leiras PLTA-20 e PLTR-11, seguindo as outras leiras a ordenação consequente.

III.1.1. Resíduo Urbano Triturado

Foi denominado resíduo urbano triturado a fração orgânica do lixo proveniente da cidade de Belo Horizonte, resultante de um pré-tratamento em biodigestor, sistema Dano convencional (Finstain e Morris, 1975; Hughes, 1980), por 3 dias e com granulometria final

entre 40 e 60 mm.

O sistema DANO consiste de: recepção, triagem manual, seleção eletromagnética, bioestabilização dos resíduos, peneiramento e cura do composto. Trata-se de um processo aeróbio de decomposição, efetuado dentro de um biodigestor, fechado, que gira continuamente a baixa rotação e dentro do qual a massa de resíduos tem a umidade, pH e aeração controlados nos níveis ótimos e a temperatura é mantida na faixa termofílica. O material é reduzido a finas partículas por abrasão e atividade biológica e, após 3 a 5 dias dentro do reator, considera-se que o mesmo está pronto para ser curado ou maturado (humificado), depois de passar por peneiramento (Rezende, 1991).

Pela descrição do processo, e pela maneira como este é efetivamente utilizado no tratamento dos resíduos de Belo Horizonte, considerava-se que ao final de 3 dias, quando saía do reator, o material estava completamente estabilizado e não deveria, portanto, apresentar elevação de temperatura e pH, redução do teor de sólidos voláteis acentuada e alta contaminação por patógenos. A reutilização deste material para a construção de leiras de compostagem e sua resposta ao tratamento, porém, mostraram que isto não acontecia.

Mensalmente eram recebidas entre 10-12 toneladas do material, divididas entre 2 caminhões basculantes. Os caminhões, pertencentes à Universidade Federal de Viçosa, eram carregados com material estocado no pátio e/ou direto do biodigestor da usina de tratamento de lixo em Belo Horizonte. Após carregados retornavam viajando com a carga coberta por lona, e descarregavam no pátio cimentado do LESA no mesmo dia ou no dia seguinte, pernoitando o material, nessas ocasiões, na garagem da Universidade.

As características do resíduo urbano triturado resultantes do pré-tratamento como separação da fração inerte, redução do tamanho das partículas e degradação parcial da matéria orgânica, e facilidade de obtenção do material determinaram sua utilização neste trabalho, visto que não era possível encontrar em Viçosa a tonelagem necessária de material catado e triturado.

III.1.2. Resíduo Urbano Bruto

Na segunda etapa do trabalho, passou-se a utilizar a fração orgânica do lixo da cidade de Viçosa, que era solicitado previamente

ao Serviço de Limpeza Urbana da Prefeitura Municipal, e era recebido no mesmo dia que o resíduo urbano triturado de Belo Horizonte.

Um caminhão-caçamba com capacidade aproximada de 6 toneladas com material recém-coletado das residências, descarregava diretamente no pátio do LESA, onde se procedia a catação para separação dos inertes. Este trabalho era realizado manualmente por pessoal da prefeitura que também se encarregava de retirar o material rejeitado. Nenhum outro tipo de tratamento era dado ao material e cada caminhão era utilizado para a construção de uma leira, à exceção do último experimento, em que, um caminhão apenas, mostrou-se suficiente para a construção de uma leira estática aerada e de duas pilhas windrow (Quadro 3.3).

III.1.3. Esterco

O esterco bovino era obtido do departamento de zootecnia da Universidade Federal de Viçosa e era entregue no LESA no dia de montagem das leiras aeradas e windrows.

O transporte era feito em carroções abertos e ocasionalmente procedia-se a uma modificação do teor de umidade do material, através de molhagem com mangueira flexível, de forma a permitir tanto uma maior homogeneização da mistura final como a prevenção de ressecamento futuro.

III.2. Operação do Sistema

Com o intuito de obter maior número de informações sobre o decaimento de patógenos durante o processo de compostagem, foram utilizados os indicadores coliformes fecais, estreptococos fecais e o patógeno *Salmonella*. O trabalho foi dividido em duas fases, utilizando materiais de diversas procedências e variados graus de contaminação, à procura do sistema menos favorável.

III.2.1. Mistura

A mistura dos materiais e a montagem das leiras e pilhas era feita manualmente por três funcionários do LESA com a utilização de carrinhos de mão, enxadas, pás e ancinhos. O trabalho de mistura e

montagem demorava 4 horas, normalmente.

Em primeiro lugar, dividia-se o resíduo urbano triturado em vários montes pequenos até esgotar o material disponível. Sobre estes montes, eram depositados o esterco e o resíduo urbano bruto, formando leiras que eram reviradas várias vezes com o auxílio de pás, de modo a obter um material completamente homogêneo.

A proporção para a mistura era de uma parte de esterco, para duas de resíduo urbano bruto e três de resíduo urbano triturado, usando como padrão um carrinho de mão. Para as pilhas reviradas, a mistura se dava durante a montagem das mesmas.

As características operacionais de todas as pilhas windrow podem ser observadas no Quadro 3.3, onde também são apresentadas as características das leiras estáticas aeradas.

III.2.2. Construção e Aeração das Leiras e Pilhas

Após a mistura dos materiais, quando havia, seguia-se a construção das leiras estáticas aeradas e das pilhas windrow, respeitando a configuração tradicional (Stentiford *et alii*, 1985; Pereira Neto, 1989; Hay e Kuchenrither, 1990). Esta consiste de uma estrutura prismática ou cônica de seção transversal triangular. Essa estrutura implica numa simplificação da montagem, pois respeita o ângulo de atrito do material, e assegura uma melhor distribuição de oxigênio e temperaturas dentro da massa de compostagem, facilitando a manutenção de condições termofílicas e aeróbicas requeridas na leira ou windrow.

. Pilhas Reviradas

Durante a construção das pilhas, a umidade era corrigida, visto que no estado em que se apresentava o material ao ser recebido, seu valor (38 a 45%) era muito próximo do limite mínimo recomendável para a compostagem (Epstein *et alii*, 1976; Zucconi e de Bertoldi, 1991). Esta correção de umidade consistia na molhagem do material com uma mangueira comum flexível. O ponto ótimo de molhagem era verificado visualmente, não devendo o material produzir chorume, nem escorregar pelos taludes das leiras.

Com o aproveitamento total do material (aprox. 1,5 toneladas por pilha) as pilhas ficavam prontas e suas dimensões aproximadas

eram as de um cone com 1,70 m de diâmetro na base e 1,50 m de altura.

Iniciado o processo, as pilhas eram reviradas a cada três dias (Nóbrega, 1991). Esse processo permitia sua oxigenação, a exaustão de vapores e refrigeração e correção de umidade, quando necessário (Finstein e Morris, 1975; Mc Gregor *et alii*, 1981).

Com o intuito de avaliar a eficiência do tipo de reviramento na eliminação de patógenos, as pilhas PLTR-11, 12, 13, 14 e 17 foram reviradas aleatoriamente e as PLTR-15 e 16 foram reviradas utilizando a alternância de camadas. No reviramento aleatório, o material era retirado de uma parte qualquer da pilha e lançado num outro local do pátio, onde se formava uma "nova" pilha. No reviramento por alternância de camadas o material externo da pilha (aproximadamente 30 a 50 cm) submetido às temperaturas mais baixas, passava para o centro e o material interno, que ficava na área mais aquecida, passava a constituir a cobertura da pilha a cada reviramento. O processo encontra-se ilustrado na Figura 3.3.

. Leiras Estáticas Aeradas

A construção das leiras estáticas aeradas seguiu um procedimento diferente do tradicional, com a modificação da posição da tubulação de aeração, que normalmente é colocada na base da leira (Hughes, 1980; Pereira Neto, 1989; Nóbrega, 1991), para o centro da massa de compostagem, e com isso buscar uma maior eficiência do processo.

Sobre o piso cimentado, construíam-se uma base retangular de composto maturado, de mais ou menos 10 cm de espessura e dimensões de superfície iguais às da leira a ser montada. A finalidade desta base era funcionar como uma barreira à disseminação de chorume (e conseqüente ressecamento da leira), além de evitar a incorporação de inertes do próprio solo à massa de compostagem ou o resfriamento daquela região devido ao contato direto com o solo.

Pronta a base, se procedia o despejo de parte da matéria prima e a umidade era corrigida até um limite próximo à saturação (caracterizada pela formação de chorume e falta de consistência do material), dada a dificuldade de correções posteriores. Sobre este material, uma fina camada de palha, central e estreita, era colocada aproximadamente no ponto médio da altura da leira de modo a

funcionar como proteção contra possíveis entupimentos dos furos da tubulação de aeração e como difusora do ar por ali impelido. Sobre a palha era montada a tubulação (tubo de PVC, com diâmetro de 100 mm, perfurado a cada 10 cm, com extremidade lacrada e comprimento de 6 m) que era novamente recoberta de palha. A conexão da tubulação de aeração com a bomba ventiladora (SECOMAK 142 1/2 HP) era feita com um tubo do mesmo tipo e material daquele utilizado para a aeração das leiras, porém, não perfurado (\varnothing de 100 mm).

A última etapa consistia na cobertura de toda a leira com uma camada de \pm 10 cm de espessura de composto maturado, para filtrar odores desagradáveis, impedir grandes perdas de calor ou umidade, impedir a infiltração de águas da chuva e prevenir a atração de vetores como moscas e baratas (Pereira Neto, 1991). Esta etapa era realizada após a disposição do material restante da leira sobre a tubulação de aeração. O aspecto final da leira era de um prisma com seção reta triangular, e dimensões, aproximadas, de 2,8 m de base, por 1,1 de altura, por 7,1 de comprimento, num total aproximado de 5,5 toneladas de material utilizado (Figuras 3.1 e 3.2).

O funcionamento da bomba ventiladora responsável pela aeração era controlado por um aparelho eletrônico que reunia um "timer" e um dispositivo de "feed-back", cujo parâmetro de controle era a temperatura média da leira, fixada numa faixa ideal de $55 \pm 2^\circ \text{C}$ (item II.3.2.2). Essa temperatura era lida diretamente da seção média da leira por uma sonda-mestra (termistor) conectada ao aparelho.

No início do processo, até atingir a fase termofílica, o funcionamento da bomba era controlado pelo "timer"; quando a leira atingia a temperatura de controle estabelecida (60°C), o controle passava ao "feed-back". A taxa de funcionamento do soprador antes de atingir a fase termofílica variava para cada caso, programando-se o "timer" para funcionar, geralmente, por um período de 1,5 min. (bomba ligada) cada 15 minutos.

. Experimento de Controle

A fim de verificar a influência do posicionamento da tubulação de aeração na eliminação dos microrganismos, foi montada uma leira estática, nomeada experimento de controle, com tubulação de aeração situada na base da mesma e temperatura de controle

superior ($65 \pm 2^{\circ}\text{C}$). O monitoramento da temperatura de controle foi efetuado situando o termistor no centro da leira, posição escolhida de acordo com o perfil de temperaturas que se desenvolve nesta situação, relatado por vários pesquisadores (Mc Kinley *et alii*, 1985; Pereira Neto, 1987).

Todas as etapas de montagem desta leira foram exatamente iguais às das outras, apenas, colocava-se a tubulação de aeração envolvida pela camada de capim em cima do "colchão" de composto maturado e sobre ela, todo o material a ser compostado.

A matéria prima utilizada para a construção dessa leira foi o resíduo de Belo Horizonte, sem adição de outros materiais. A leira foi submetida às mesmas análises que as anteriores, exceto para as análises bacteriológicas, onde o único indicador avaliado foi estreptococos fecais.

III.2.3. Final da Fase de Aeração

A diminuição da temperatura sugere o fim das fontes energéticas ou nutrientes na massa de compostagem e é o parâmetro natural mais imediato para identificar o final da fase de aeração (ou de degradação ativa), caracterizada também por parâmetros como elevação de pH e redução do teor de sólidos voláteis (Epstein *et alii*, 1976; Mara e Stentiford, 1983).

No presente trabalho, o final da fase de aeração determinava o fim da fase mais importante para coleta de dados, visto que nesta etapa são atingidas as mais altas temperaturas dentro da massa de compostagem as quais aliadas ao tempo de aplicação, garantem a maior eficiência na eliminação de patógenos.

Para as pilhas windrow atingia-se o final da fase de aeração em torno do 60^o dia, a partir da montagem, e para as leiras estáticas aeradas, em torno do 32^o dia.

III.2.4. Maturação.

Ainda que a fase de maturação seja de grande importância para o processo de compostagem, promovendo a humificação e estabilização final do material degradado, neste trabalho foram feitas apenas verificações esporádicas, já que a maior eliminação de patógenos

acontece na fase anterior (Pereira Neto *et alii*, 1986).

Após o final da fase de aeração, as leiras aeradas e windrows (as primeiras após o desmonte) permaneciam estáticas, sem aeração e correção de umidade, na forma de pilhas cônicas, por 30 dias, quando o processo de compostagem era dado por encerrado (Pereira Neto e Stentiford, 1987).

III.3. Amostragem

Foram amostrados o material bruto e pontos específicos dentro de cada leira aerada e pilha windrow que demonstrassem especial interesse para o estudo da evolução do processo e decaimento de microrganismos na massa de compostagem (Figuras 3.4 a 3.6).

III.3.1. Amostragem do Material Bruto

Antes da construção das leiras aeradas e windrows, coletavam-se amostras compostas de cada matéria prima (esterco, resíduo urbano triturado, resíduo urbano bruto) tomando material de vários pontos dos montes. A separação dos inertes era realizada no laboratório e a seguir se procediam as análises físicas e/ou físico-químicas. Para as análises bacteriológicas, também coletavam-se amostras compostas (amostras constituídas da mistura de partes iguais de material retirado de pontos diferentes da massa de compostagem).

III.3.2. Amostragem Durante a Fase de Degradação Ativa

. Leiras Estáticas Aeradas

Na fase de degradação, ocorrem temperaturas diferentes distribuídas em determinadas zonas da seção reta das leiras estáticas aeradas.

Assim, as amostras eram coletadas em pontos de temperatura máxima, mínima e média numa mesma seção-tipo ao longo de todo o processo. As coletas eram feitas a cada quatro dias, a partir do dia de montagem (dia 0), retirando-se a camada de cobertura de composto e escavando-se o material até a profundidade estabelecida de onde

então eram retiradas as amostras para análises físicas e físico-químicas (Figuras 3.4 e 3.5).

Para as análises bacteriológicas, as coletas eram realizadas nos dias 0, 4, 8, 16, 24 e 32 de idade da leira, procedendo-se de maneira mais cuidadosa: retirava-se a cobertura de composto com uma pá comum e escavava-se a leira no ponto de coleta, limpando com a pá a cavidade formada. Com a pá previamente esterilizada retirava-se o material do fundo dessa cavidade que, acondicionado em recipiente estéril, era transportado ao laboratório e utilizado em seguida.

. Pilhas Windrow

Dada a distribuição menos complexa de temperaturas, uma amostra composta era retirada para análises físico-químicas antes de cada reviramento e uma outra amostra era retirada após o reviramento, caso houvesse correção de umidade. As análises bacteriológicas seguiram um cronograma igual ao das leiras estáticas aeradas, utilizando apenas um ponto de coleta (Figura 3.6), já que dificilmente haveria estratificação da contaminação microbiológica num material constantemente revolvido. O procedimento de coleta era o mesmo daquele usado nas leiras estáticas aeradas. O ponto escolhido era aquele onde se esperava a maior temperatura e portanto, a maior eficiência na eliminação de patógenos.

III.3.3. Tratamento das Amostras para Análises

As amostras recebiam três tipos de tratamento, de acordo com as análises a que se destinavam:

1. Amostras brutas: destinadas à medição de pH e do teor de umidade, coletadas diretamente da massa de compostagem passavam por uma separação de inertes no laboratório e eram usadas imediatamente.
2. Amostras secas: destinadas à determinação de sólidos voláteis, eram secas a $75 \pm 2^{\circ}\text{C}$ por 24 h em estufa (Gallenkamp Hot Oven) e posteriormente estocadas (Kane e Mullins, 1973).
3. Estrato líquido: utilizado para as análises bacteriológicas, era obtido pela mistura e agitação rápida por 5 a 10 minutos,

de 10 gramas de amostra bruta a 90 ml de solução de Ringer (500 ml de água destilada para um tablete de Ringer Solution - OXOID BR-52) (FDA, 1984; Nakasaki *et alii*, 1985; Pereira Neto *et alii*, 1986). Evitava-se a estocagem, mas quando necessário, era feita em estufa incubadora para DBO (FANEM modelo 347 F) a 5°C por um período máximo de 2 horas.

III.4. Parâmetros Analisados

A cada 3 dias eram realizadas análises físico-químicas e físicas de material para as pilhas reviradas; a cada 4 dias efetuavam-se as mesmas análises de material para leiras estáticas aeradas e a cada 8 dias realizavam-se análises bacteriológicas para material de ambas as leiras. Um calendário de análises, próprio para cada experimento, era construído, respeitando-se o seu dia inicial e estes intervalos de tempo pré determinados, a fim de acompanhar as variações ocorridas na massa de compostagem. As análises eram divididas nas categorias seguintes (Pereira Neto, 1987):

1. análises físicas : medição de temperatura e densidade;
2. análises físico-químicas: medição de pH, teor de umidade, sólidos fixos e voláteis;
3. análises bacteriológicas: coliformes fecais, estreptococos fecais; e Salmonella.

III.4.1. Análises Físicas

. Temperatura

Diariamente eram medidas as temperaturas ambiental e no interior das leiras estáticas aeradas e pilhas Windrow. Periodicamente eram feitos perfis de temperaturas, numa seção específica e representativa (média) das leiras estáticas aeradas. A temperatura média das leiras estáticas aeradas era também registrada através da sonda de controle (TC Instruments) conectada ao "feed-back", que permitia a leitura digital, constantemente registrada, no visor do aparelho. A sonda era inserida no ponto médio dos eixos longitudinal e transversal da leira, onde geralmente

ocorrem as mais altas temperaturas (zona de maior aeração), representando, por isso o ponto mais adequado para a instalação de uma sonda de controle.

Para as medidas de temperaturas diárias ou dos perfis no interior das leiras aeradas e windrows, eram utilizadas sondas termopares de níquel-cobre sustentados por canos de bambu, deixando uma das extremidades livre para que pudesse ser introduzida na massa de compostagem, e outra adaptada a um "plug" através do qual era conectado o termômetro digital de bolso (JENCO Eletronics, type T, model 701).

Tanto para as leiras estáticas como para as pilhas reviradas, as temperaturas eram lidas na base, no ponto médio e no topo do eixo longitudinal da seção reta das mesmas (figs. 3.4, 3.5 e 3.6). No caso das leiras aeradas as sondas permaneciam fixas na seção média, o que permitia obter valores médios das principais zonas de temperatura formadas na massa de compostagem. O levantamento periódico de perfis permitia indicar a distribuição real de temperaturas na massa de compostagem. Esta informação servia de base para determinar a posição exata de uma amostra submetida a determinada variação de temperatura durante o período de compostagem.

. Densidade

A densidade do material era obtida dividindo-se um peso conhecido do mesmo, pelo seu volume correspondente. Para tanto, utilizava-se um recipiente de tara e volume conhecidos, onde era pesado o material. O recipiente consistia simplesmente num balde de plástico e a balança utilizada era uma balança comum (Mix e Wiederkear) com capacidade para 14 Kg e precisão de 10 gramas. Este procedimento era realizado no início e final da fase de degradação ativa de cada experimento.

III.4.2. Análises Físico-químicas

. Umidade

O teor de umidade era calculado com base na perda de peso de uma amostra de 25 gr de material (2 replicatas), após secagem em

estufa (Gallenkamp Hot Oven) a $75 \pm 2^{\circ}\text{C}$ por 24 horas, segundo a equação:

$$\% \text{ Teor de umidade} = \frac{(\text{peso inicial} - \text{peso final}) \times 100}{\text{peso inicial}}$$

A medição do teor de umidade para leiras estáticas aeradas era feita a cada cinco dias visto que não havia necessariamente correções de umidade no decorrer do processo. Para as pilhas windrow, estas análises eram efetuadas a cada reviramento, ou seja, duas vezes por semana, a fim de proceder às correções de umidade, se necessárias, ou estabelecer períodos sem fornecimento de água à massa de compostagem.

. Sólidos Voláteis

As análises de sólidos voláteis eram realizadas a partir das amostras secas ($75 \pm 2^{\circ}\text{C}$ durante 24 h), em duas replicatas com peso inicial de 2 gr. A perda de peso era registrada após calcinação em mufla (Carbolite EML) a $550 \pm 20^{\circ}\text{C}$ durante 2 horas. O cálculo era feito segundo a equação:

$$\% \text{ S.V.} = \frac{(\text{peso inicial} - \text{peso final}) \times 100}{\text{peso inicial}}$$

Para as leiras estáticas, as análises de sólidos voláteis eram realizadas a cada cinco dias. Para as pilhas windrow, essas análises foram realizadas a cada reviramento.

. Sólidos Fixos

A porcentagem de sólidos fixos era obtida pela equação:

$$\% \text{ S.F.} = 100 - (\% \text{ S.V.})$$

A frequência de análises foi a mesma que a de sólidos voláteis.

. pH

Para medição do pH, eram pesadas 10 g de amostra bruta, adicionadas a 250 ml de água destilada. A mistura era agitada intensamente, com um bastão de vidro, durante 3 minutos e deixada em repouso por mais 5 minutos e, após filtração, era feita a leitura do pH no sobrenadante utilizando método eletrométrico (Corning pHmeter 220).

As análises de pH para leiras estáticas aeradas eram efetuadas a cada cinco dias e para pilhas windrow, após cada reviramento.

III.4.3. Análises Bacteriológicas.

As análises bacteriológicas buscaram verificar a eficiência do processo de compostagem na eliminação de patógenos e a acuidade das informações fornecidas através do estudo comparativo de sobrevivência de indicadores microbiológicos de contaminação fecal, e de microrganismos patogênicos.

Estabeleceu-se como parâmetro de eficiência, a taxa de decaimento de microrganismos (coliformes fecais e estreptococos fecais - Strauch, 1986). Como representante de patógenos, utilizou-se o gênero Salmonella (Kushner, 1979; Alcaide *et alii*, 1982; Alcaide *et alii*, 1984).

Pela heterogeneidade do material, era esperado (Quadros 3.1 e 3.2) encontrar na massa de compostagem os microrganismos acima relacionados em quantidade suficiente para a realização do estudo (Bitton *et alii*, 1984; Cross, 1985; Hussong *et alii*, 1985; Lacey e Williamson, 1983; Leite *et alii*, 1990).

Após a obtenção da amostra bruta, era feita uma emulsão adicionando-se 10 g do material a 90 ml de solução de Ringer e agitando-se fortemente a mistura por 5 a 10 minutos (item III.3.4). A partir desta emulsão, eram feitas diluições decimais sucessivas, para ser utilizadas na quantificação de coliformes e estreptococos fecais. O remanescente era utilizado para as análises de Salmonella.

- Metodologia de Análise para Coliformes fecais

A enumeração de coliformes fecais foi feita pelo método de filtração de membrana (Millipore ou Gelman Sciences - ϕ 47 mm, # 45 μ m), utilizando conjunto Millipore de filtração a vácuo modelo XX 5522050 (1 HP) (Watkins e Sleath, 1984). O meio de cultura foi o Membrane Lauryl Sulphate Broth - OXOID e a membrana, disposta em placa de Petri, era incubada em estufa ventilada (Gallenkamp) com controle automático de temperatura durante 2 horas a $35 \pm 0,2^{\circ}\text{C}$ seguido de 22 horas a $44,5 \pm 0,2^{\circ}\text{C}$.

A densidade de microrganismos por grama de material foi calculada considerando-se a diluição mais alta na qual o microrganismo ainda era encontrado e o volume filtrado. Este volume era de 1 ml e a concentração de material filtrado (diluição), dada na forma massa/volume (mg/ml). Assim, para obter o número de microrganismos no material, bastava obter a massa equivalente ao volume filtrado (que era igual à própria concentração, desde que o volume filtrado é de 1 ml) e dividir o número de colônias contadas na placa por este valor. Como foram utilizadas diluições decimais, o valor encontrado era sempre uma potência de dez.

- Metodologia de Análise para Estreptococos fecais

Para a enumeração de estreptococos fecais utilizava-se a mesma técnica anterior. Adotou-se o meio K.F. Streptococcus Agar (OXOID CM 701) para selecionar os microrganismos. Todas as colônias vermelhas, marrom-escuro ou cor de vinho eram contadas como positivas (Oragui, 1982).

- Metodologia de Análise para Salmonella

A técnica utilizada para isolamento de Salmonella (teste qualitativo) foi descrita pelo APHA, 1989. A contagem foi feita através do teste de tubos múltiplos com aproximação estatística de número mais provável (NMP) (Watkins e Sleath, 1984; YWA, 1982).

. Teste Quantitativo e Ensaio de Isolamento

O teste de tubos múltiplos para enumeração de microrganismos consiste basicamente na distribuição de diluições decimais consecutivas do inóculo a ser testado, em três séries de cinco tubos cada uma.

No Ensaio de Salmonella, o teste foi iniciado com a fase de pré-enriquecimento (CETESB, 1989). Foram acondicionados na 1^a série de 5 tubos, 10 ml do meio Buffered Peptone Water (OXOID CM 509) em concentração dupla e 10 ml de inóculo. Nas séries seguintes, os tubos continham 10 ml do meio de pré-enriquecimento em concentração simples e receberam, respectivamente, 1 ml e 0,1 ml do inóculo original, perfazendo o total de 15 sub-amostras, que eram incubadas por 24 hs a $37 \pm 2^{\circ}\text{C}$ em estufa ou banho-maria (Grant Instruments SE 10).

Os resultados positivos eram obtidos após o ensaio de isolamento de Salmonella, realizado em várias etapas. Estes resultados (tubos onde se verificou a ocorrência do patógeno) eram computados em ordem decrescente (começando com o número de tubos positivos da primeira série) e a combinação de três (3) dígitos, era confrontada com a tabela apropriada. O Número Mais Provável (NMP) lido na tabela era corrigido para as diluições utilizadas. Todo o resultado foi expresso como número de microrganismos em 100 ml da amostra.

Todo o procedimento encontra-se detalhado na bibliografia especializada (Rigby e Pettit, 1980; APHA, 1989).

Na etapa de enriquecimento procura-se a recuperação de indivíduos estressados, e a eliminação de microrganismos acompanhantes, tornando o ensaio mais seletivo.

Utilizou-se o meio Tetrathionate + verde brilhante 1% para os experimentos PLTA-20 e 21 e PLTR-11 - substituído posteriormente por Rappaport-Vassidialis Enrichment Broth (OXOID CM 669) para todos os demais experimentos. Para cada amostra utilizavam-se 3 ml do meio, em concentração simples. A incubação era feita durante 24 hs a $37 \pm 2^{\circ}\text{C}$.

O isolamento consistiu em repicar, de cada tubo da etapa anterior, com alça bacteriológica, placas de Petri, contendo meios de cultura seletivos. Foram testados os meios BGA, SSA, MLCB e XLD

agar, sendo os dois primeiros utilizados nos experimentos PLTA-20 e 21 e PLTR-11. Os dois últimos foram testados nos experimentos PLTA-22 e 23 e PLTR-12. O meio MLCB (OXOID CM 783) foi empregado para todos os experimentos restantes (Quadro 4.11).

As placas inoculadas eram incubadas durante 24 hs a $37 \pm 2^{\circ}\text{C}$. Posteriormente realizava-se a contagem e as amostras que não apresentassem resultado positivo eram reincubadas por mais 24 h a $37 \pm 2^{\circ}\text{C}$ e contadas novamente.

Na identificação foram utilizados meios de rotina, testando-se vários meios, para definir o mais apropriado (mais fácil leitura e menor custo). Colônias suspeitas de serem salmonelas, provenientes das placas dos meios de isolamento seletivo foram inoculados em tubos contendo Citrate Agar (PLTA-20 e 21 e PLTR-11), Lysine Iron Agar (OXOID CM 381), IAL agar (PLTA-24 e 25) e sofriam o teste de oxidase. O meio Mac Conkey (OXOID CM 7b) foi utilizado nesta etapa somente para purificação de culturas antes da realização dos testes sorológicos e de oxidase.

Das amostras presuntivamente positivas do meio de isolamento repicavam-se isoladamente 3 a 4 colônias típicas para cada um dos meios de triagem (LIA e IAL) e para o meio Mac Conkey Agar, os quais eram incubados por 24 horas a $37 \pm 2^{\circ}\text{C}$. Após a incubação, eram feitas as leituras e as colônias típicas de Salmonella em Mc Conkey eram submetidas ao teste de oxidase e à sorologia.

A confirmação final da ocorrência de Salmonella foi fornecida pela aglutinação, em contato com os anti-soros PSO (Wellcome ZC 02) e/ou PSH (Wellcome ZD 01), da colônia pura proveniente do meio McConkey, sobre uma lâmina de solução salina preparada com um tablete para solução salina (OXOID BR 53) adicionado a 500 ml de água destilada.

III.4.4 Material e Técnicas Laboratoriais

. Meios de Cultura

Os meios de cultura eram preparados segundo as indicações dos fabricantes, com o auxílio de um forno de microondas (Plustron MW 2) quando era necessário o aquecimento durante o preparo. Todas as pesagens necessárias durante o desenvolvimento do trabalho

experimental foram realizadas em balança de precisão (Mettler PC 440, precisão de 1 milésimo de grama).

Os meios de cultura de isolamento, que eram dispostos em placas de Petri e estocados em geladeira, eram secos em estufa durante cerca de 15 minutos antes de sua utilização. As placas eram colocadas destampadas, de cabeça para baixo, até que a sua superfície não apresentasse traços de umidade. Para a estocagem as placas também eram colocadas de cabeça para baixo para evitar a condensação dentro delas e conseqüente alteração das características dos meios de cultura.

. Preparo do material de laboratório

O aparato de laboratório (incluindo o material de coleta de amostras e vidrarias), após finalizar cada bateria de análises, era esterilizado em autoclave (Arnold and Sons, Prestige) por quinze minutos a 121°C seguindo-se a lavagem com detergente comum de cozinha, e a secagem em estufa (Fanem modelo 315 SE). Os materiais que não pudessem ir à autoclave, como pipetas de vidro e pás de jardinagem, eram esterilizados a seco na estufa durante duas horas a 160°C , sendo lavados antes com água sanitária (molho de 24 horas).

As amostras a ser estocadas para utilização posterior eram embaladas em sacolas plásticas lacradas por seladora a quente (Denley C100 Heat Sealer).

. Técnicas Laboratoriais

Foram realizadas observações que permitiram introduzir alterações na metodologia de análise para isolamento e contagem do Salmonella, as quais foram:

A) Micropipetagem

Da fase de pré-enriquecimento para a de enriquecimento, foi utilizada a micropipetagem do material (pipeta Gordon-Keeble, 0,2 ml). Inicialmente utilizou-se a alça bacteriológica para efetuar uma única transferência, porém, essa quantidade mostrou-se insuficiente. Então foram realizados experimentos de ensaio de Salmonella para amostras com diferentes quantidades de material, sendo testadas 10 e

20 transferências (com alça).

Ao mesmo tempo, determinou-se a quantidade aproximada de material transferido pesando um pedaço de papel absorvente antes e depois de depositar em sua superfície o material de 10 e 20 transferências de água e calculando a diferença de pesos.

Ao final de todo o procedimento, o teste revelou que os maiores isolamentos foram obtidos para 20 transferências correspondendo a um volume de 0,2 ml. Assim, substituiu-se a alça pela micropipetagem nas transferências do pré-enriquecimento para o enriquecimento.

B) Meios de Cultura

Os meios de cultura utilizados no trabalho foram escolhidos pela eficiência na recuperação de maior quantidade de Salmonella.

O meio de cultura utilizado na fase de crescimento seletivo foi escolhido após teste comparativo entre o XLD-medium e o MLCB agar. O material analisado era transferido a partir do meio de enriquecimento para duas placas contendo os dois meios.

Os resultados demonstraram que o MLCB apresentava a mesma contagem que o XLD - um meio de eficiência reconhecida - e portanto passou-se a utilizar aquele meio. Este teste foi realizado durante toda a fase de degradação ativa para duas leiras estáticas aeradas em sequência, PLTA-22 e PLTA-23 (Quadro 4.11).

Na triagem, o meio escolhido foi o LIA (Lysine Iron Agar). Os meios IAL e TSI foram testados apenas nos primeiros experimentos (Quadro 4.11).

Quadro 3.1 - Características do Resíduo Sólido Urbano das Cidades de Belo Horizonte e Viçosa

COMPONENTE	B. H ^{te}	Viçosa
Matéria orgânica (% peso total)	54,06	81,10
Papel (% peso total)	12,50	5,28
Papelão (% peso total)	6,00	3,02
Plástico (% peso total)	5,90	4,28
Metais (latas) (% peso total)	2,70	2,13
Vidro (% peso total)	3,15	1,91
Tecido (% peso total)	6,20	0,85
Borracha (% peso total)	1,07	0,12
Metal (% peso total)	0,60	0,03
Madeira (% peso total)	1,30	0,58
Couro (% peso total)	1,09	0,08
Cerâmica e pedras (% peso total)	1,60	0,20
Terra (% peso total)	2,50	-
Outros (% peso total)	1,33	0,42
pH	5,3	5,1
Sólidos voláteis (% de peso seco)	72,00	79,20
Carbono (% de peso seco)	38,00	43,50
Nitrogênio (% de peso seco)	1,03	1,31
P ₂ O ₅ (% de peso seco)	1,30	1,50
CaO (% de peso seco)	2,30	1,80
Mg (% de peso seco)	1,02	1,20
Taxa C/N	37	33
Streptococos fecais (ufc/g)	7 x 10 ⁹	3 x 10 ⁶
Coliformes totais (ufc/g)	2 x 10 ⁷	5 x 10 ⁷
<u>E.coli</u> (ufc/g)	-	3 x 10 ⁷
Densidade (Kg/m ³)	254	310

Fonte: Pereira Neto (1991)

Quadro 3.2 - Composição do Esterco Bovino

COMPONENTE	%
Matéria orgânica	70
Água	85
Nitrogênio	0,40
Fósforo (P_2O_5)	0,09
Potássio (K_2O)	0,08

Fonte: Kiehl (1985)

Quadro 3.3 - Características Operacionais das Pilhas Windrow e Leiras Estáticas Aeradas

	EXPERI MENTO	MATÉRIA -PRIMA	QUANT.DE MATERIAL	DIMENS. (Ø x h)	TIPO DE AERAÇÃO	FASE ATI- VA (DUR.)
P I L H A S W I N D R O W	PLTR-11	L.Tr.B.H.	900 Kg	≅ 1,60m x 1,50m	Revira- mento a- leatório	63 dias
	PLTR-12	L.Tr.B.H.	≅ 1500 Kg	≅ 1,60m x 1,60m	Revira- mento a- leatório	65 dias
	PLTR-13	L.Tr.B.H.	≅ 1500 Kg	≅ 1,60m x 1,75m	Revira- mento a- leatório	60 dias
	PLTR-14	L.Tr.B.H.	≅ 1600 Kg	≅ 1,60m x 1,70m	Revira- mento a- leatório	60 dias
	PLTR-15	L.Tr.B.H. L.Br.Viç.	≅ 2300 Kg	≅ 1,70m x 1,70m	Rev. al- ternando camadas	58 dias
	PLTR-16	L.Tr.B.H. L.Br.Viç.	≅ 2300 Kg	≅ 1,70m x 1,70m	Rev. al- ternando camadas	58 dias
	PLTR-17	L.Tr.B.H.	≅ 1600 Kg	≅ 1,40m x 1,50m	Revira- mento a- leatório	60 dias

L.Tr.B.H. = Lixo Triturado de Belo Horizonte

L.Br.Viç. = Lixo Bruto de Viçosa

Quadro 3.3 - Continuação

	EXPERI- MENTO	MATÉRIA -PRIMA	QUANT.DE MATERIAL	DIMENS. (lxbxh).	TIPO DE- AERAÇÃO	FASE ATI- VA (DUR.)
L E I R A S E S T A T I C A S A E R A D A S	PLTA-20	L.Tr.B.H.	≅ 4930 Kg	≅ 6,50x 3,10x 1,25m ³	Positiva, com tubo central	32 dias
	PLTA-21	L.Tr.B.H.	≅ 6000 Kg	≅ 7,10x 2,80x 1,00m ³	Positiva, com tubo central	32 dias
	PLTA-22	L.Tr.B.H.	≅ 4950 Kg	≅ 7,35x 2,60x 1,10m ³	Positiva, com tubo central	32 dias
	PLTA-23	L.Tr.B.H.	≅ 4580 Kg	≅ 6,88x 2,55x 1,11m ³	Positiva, com tubo central	19 dias
	PLTA-24	L.Tr.B.H. L.Br.Viç. Esterco	≅ 5500 Kg	≅ 7,35X 2,85X 1,20m ³	Positiva, com tubo central	33 dias
	PLTA-25	L.Tr.B.H. L.Br.Viç. Esterco	≅ 6000 Kg	≅ 7,20X 2,45x 1,12m ³	Positiva, com tubo central	34 dias
	PLTA-26	L.Tr.B.H. L.Br.Viç. Esterco	≅ 6000 Kg	≅ 7,10x 3,30x 1,35m ³	Positiva, com tubo central	35 dias
	Experim. de con- trole	L.Tr.B.H.	≅ 6000 Kg	-----	Positiva, com tubo na base	24 dias

L.Tr.B.H. = Lixo Triturado de B.H.; L.Br. Viç. = Lixo Bruto Viç.

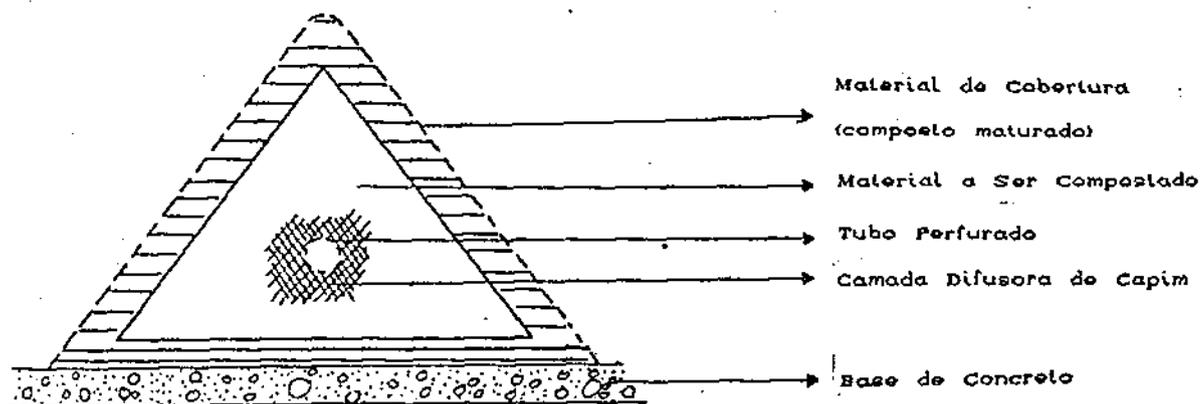


Figura 3.1 - Seção Transversal de Uma Leira Estática Aerada

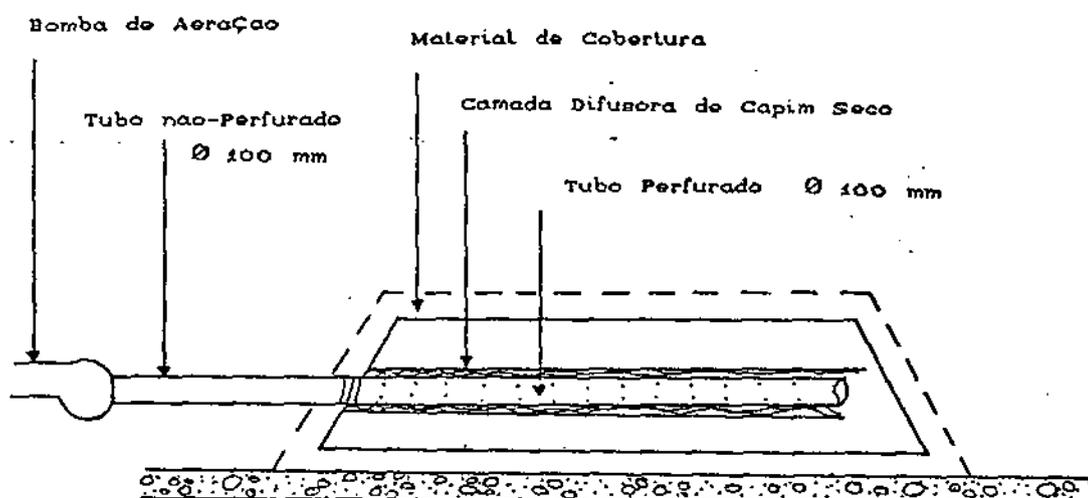


Figura 3.2 - Seção Longitudinal de Uma Leira Estática Aerada



Figura 3.3 - Princípio do Reviramento com Alternância de Camadas - Windrow

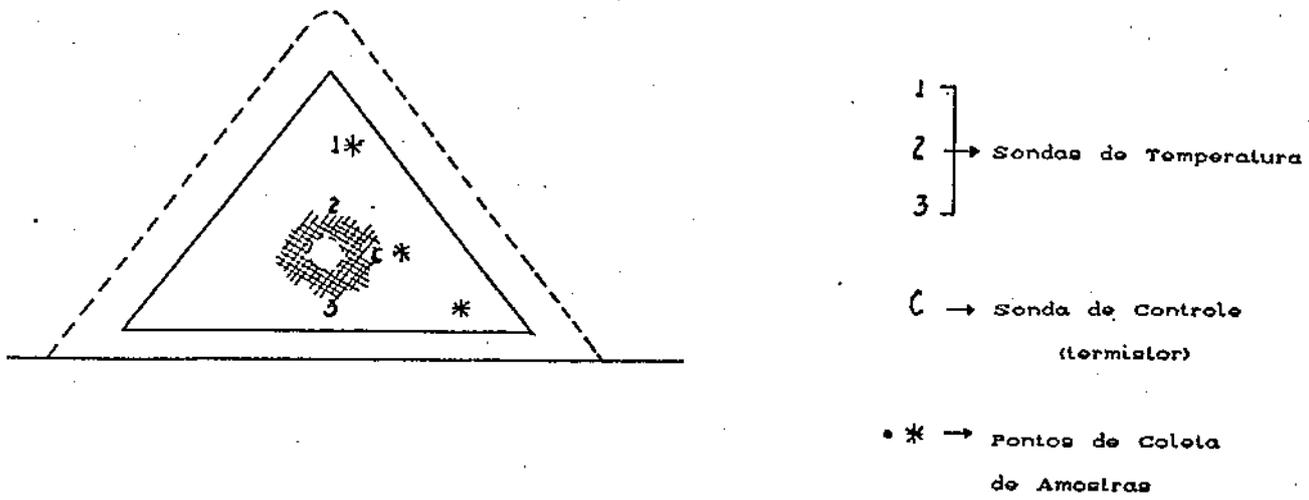


figura 3.4 - Pontos de Amostragem e Controle de Temperatura em Leiras Estáticas Aeradas



figura 3.5 - Pontos de Amostragem e Controle de Temperatura em Leiras Estáticas Aeradas

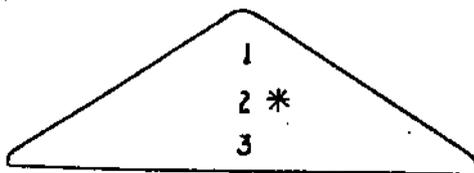


Figura 3.6 - Pontos de Amostragem e Controle de Temperatura em Pilhas Windrow

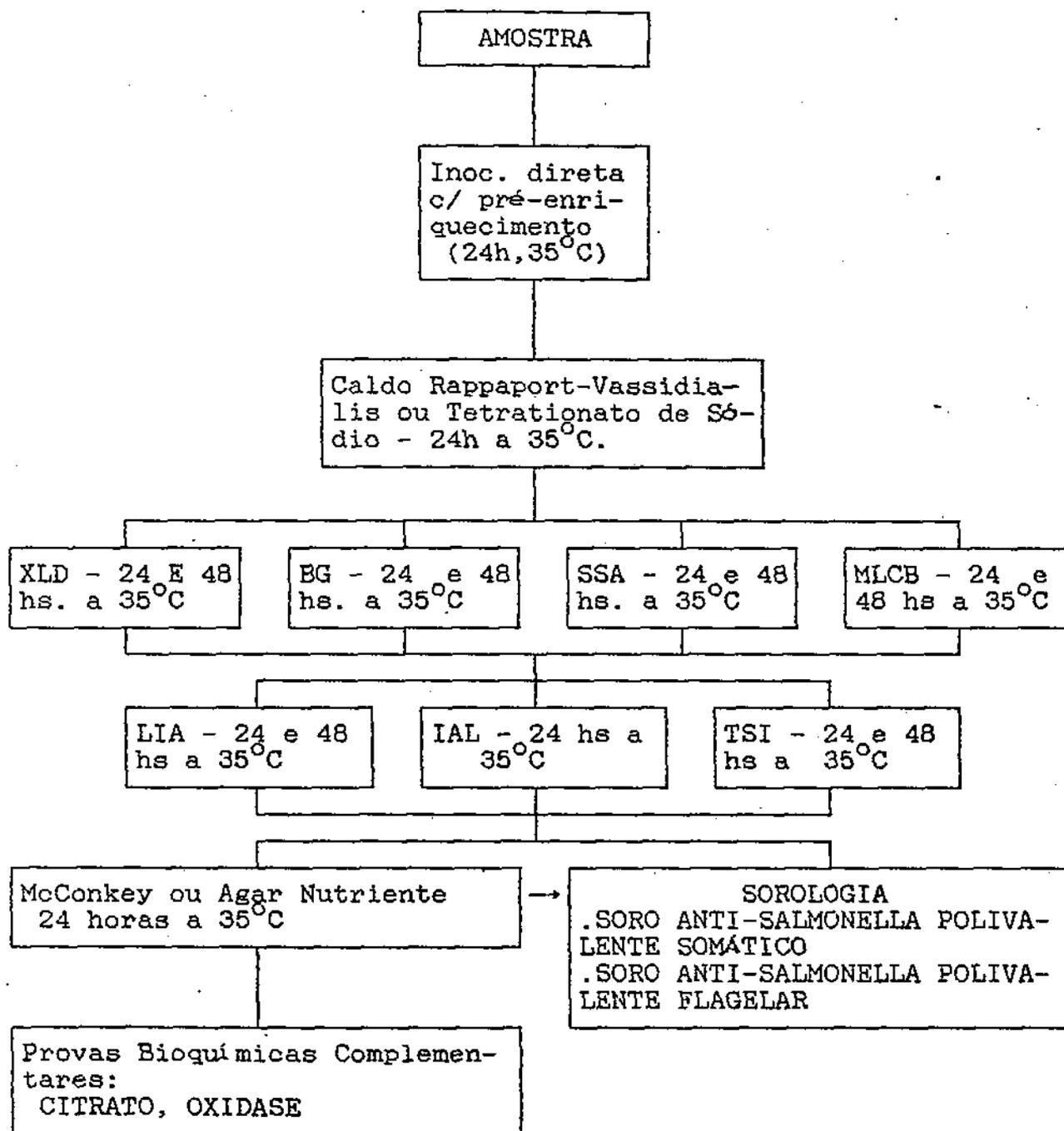


Figura 3.7 - Método Qualitativo para Análise de Salmonella
 FONTE: CETESB (1989) (adaptado)

CAPÍTULO IV APRESENTAÇÃO E ANÁLISES DOS RESULTADOS

São apresentados neste capítulo resultados de análises microbiológicas, e além destes, resultados de análises físicas e físico-químicas do material estudado.

IV.1. Aspectos Físicos

A) Densidade

. Pilhas Windrow

As pilhas, na maioria das vezes, apresentaram densidade inicial próxima, por se tratar do mesmo material. Nos experimentos PLTR-11 a 17 a densidade do material sofreu um aumento, que na faixa de 21 a 45% do peso inicial, como pode se verificar no Quadro 4.2. A adição do lixo bruto não pré-tratado ao material das pilhas PLTR-15 e 16 modificou sua densidade elevando-a ligeiramente em relação ao valor típico apresentado pelo conjunto das pilhas windrow.

Os menores aumentos percentuais foram verificados para as pilhas PLTR-11 e 17 ao passo que a maior variação foi apresentada pela pilha PLTR-14.

Um aumento de densidade não é normalmente esperado no processo de compostagem porque a tendência natural é a da diminuição do peso molecular dos constituintes da massa de resíduos à medida que procede sua mineralização. Entretanto, no caso das pilhas windrow, o aumento geral da densidade foi devido à correção de umidade, que além de aumentar o peso do material pelo acréscimo da água, também favorece a compactação.

. Leiras Estáticas Aeradas

Nessas leiras, onde não há correção de umidade, ocorreu diminuição da densidade devido à ação combinada da biodegradação e perda de água ao longo do processo.

Houve acentuada redução de densidade nas leiras PLTA-20 (46%)

e 25 (41%), indicando ressecamento. A menor redução ocorreu na leira PLTA-21 (5%). Não houve nenhuma variação positiva. Os resultados de densidade final da PLTA-23 e densidade inicial da PLTA-24 não se encontram no Quadro 4.2 pelo fato de que a primeira leira foi desmontada no seu 15^o dia, e esse material foi usado para mistura com os outros substratos (esterco bovino e resíduo sem pré tratamento), para a construção da PLTA-24.

B) Temperatura

. Pilhas Windrow

A matéria-prima proveniente de Belo Horizonte, quando descarregada no pátio de compostagem, apresentava uma temperatura variando entre 25 e 40°C. Após a montagem das leiras, correção da umidade e aeração inicial, ocorria significativa elevação da temperatura, indicando a total instabilidade deste material. O pré-tratamento em sistema DANO poderia sugerir o contrário, já que, por princípio, o fornecimento de umidade, os constantes revolvimentos, o fornecimento de oxigênio, a redução do tamanho das partículas do material e a conservação da temperatura da massa de compostagem devida ao desenvolvimento do processo em sistema fechado seriam condições capazes de assegurar uma degradação de matéria orgânica bastante eficiente.

As outras matérias-primas apresentaram temperatura próxima à temperatura ambiente.

A oscilação da temperatura, que é uma característica normal do processo windrow causada pelos reviramentos (Haugh, 1979; Hay e Kuchenrither, 1990) foi bastante acentuada, devido à forte influência exercida pela modificação do teor de umidade do material sobre o resfriamento das pilhas. O alto poder de produção de calor apresentado pelo material foi outro aspecto que se destacou, devido às altas temperaturas observadas nas pilhas ao longo da fase ativa do processo.

O Quadro 4.3 apresenta as temperaturas desenvolvidas nas pilhas windrow durante sua fase de degradação ativa, cuja duração aproximada é de sessenta dias. Observa-se que a fase termofílica foi atingida nos primeiros dez dias de idade para todas as pilhas. A temperatura sofria elevação gradual até os dias de reviramento,

quando ocorriam grandes quedas da mesma. Após o reviramento, a temperatura recomeçava a elevar-se. As quedas de temperatura mostravam-se mais acentuadas quando era efetuada a molhagem das pilhas. Praticamente todas as pilhas atingiram temperaturas superiores a 65°C durante a fase ativa. As figuras 4.1 a 4.7 mostram as flutuações diárias de temperaturas para todas as pilhas.

A pilha PLTR-11 demonstrou a eficiência mais baixa em relação à geração de calor quando comparada às outras windrows. A faixa termofílica foi atingida em toda a massa ainda na primeira semana de idade da pilha, como mostra a Figura 4.1. Entretanto, após o décimo dia iniciou-se um decréscimo da temperatura em consequência da excessiva umidade do material, só sendo reiniciado o aquecimento em torno do vigésimo dia. As temperaturas mais altas desta pilha não ultrapassaram os 60°C e após o 35° dia de idade, iniciou-se o resfriamento final. É importante ressaltar que a fase de degradação ativa ocorreu sob período chuvoso, o que dificultou ainda mais a perda de umidade, a melhor distribuição de temperatura e o consequente aquecimento da mesma.

A PLTR-12 (Figura 4.2), que não apresentou problemas de excesso de umidade, registrou um desempenho bastante superior, atingindo a faixa termofílica praticamente em menos de 24 horas, após o primeiro reviramento, e temperaturas superiores a 60°C antes do dia 10. As maiores temperaturas (após elevação constante) foram alcançadas em torno do dia 20, com valores mínimo de 55°C e máximo de 80°C aproximadamente, o que demandou o aumento da frequência de reviramentos (passaram a ser diários) e a modificação da seção da pilha até que as temperaturas mais altas retomassem a faixa de 50 a 60°C .

O desenvolvimento de temperaturas elevadas nas pilhas demonstra o alto potencial de degradação do material. Entretanto, o processo windrow, não possibilita o controle e aproveitamento mais eficiente destas temperaturas, como consequência, estas foram bastante irregulares ao longo de toda a fase ativa, ocorrendo o decréscimo final da temperatura por volta do 35° dia.

É interessante notar que na PLTR-11 a estratificação térmica entre base, centro e topo não foi muito significativa, ocorrendo uma distribuição bastante homogênea de temperaturas. A partir da PLTR-12 e em todas as pilhas restantes (PLTR-13 a 17), as temperaturas do

topo e centro foram próximas entre si, enquanto a temperatura da base se mostrou mais baixa (temperatura também variável de acordo com a pilha). Pode-se observar também que as camadas mais externas (topo), de modo geral, apresentaram as maiores oscilações térmicas após os reviramentos e os maiores resfriamentos, apesar de atingirem as temperaturas mais altas. Dessa forma, pode-se dizer que o efeito temperatura/tempo atingiu uma área muito restrita da pilha situada no centro, na sua metade superior (e ainda assim de forma inconstante) como mostrado por Hay e Kuchenrither (1990).

Segundo os autores, tanto a manutenção de altas temperaturas, quanto o tamanho da área chamada por eles "zona letal", onde elas ocorrem, são influenciadas fortemente pela frequência de reviramentos e fatores como tipo de substrato utilizado, clima (chuvas), quantidade de material e outros. Os autores mostraram que, quanto maior a frequência de reviramentos, menor e mais irregular é a "zona letal", localizada em uma área central da pilha, mais próxima do topo do que da base da mesma.

A pilha PLTR-13 foi a que apresentou o desenvolvimento mais regular de suas temperaturas (Figura 4.3), as quais se mantiveram mais constantes. A diferença das duas pilhas anteriores (PLTR-11 e 12), o resfriamento só teve início após o 50^o dia, sob temperaturas superiores de 70^oC, e de forma gradativa.

As pilhas seguintes (PLTR-14 a 17) mostraram, de forma geral, o mesmo comportamento das anteriores. É interessante notar que as pilhas 14 e 17, reviradas aleatoriamente, apresentaram características mais similares entre si e semelhantes ao padrão das outras pilhas do que as pilhas 15 e 16. Estas duas últimas foram reviradas com alternância de camadas, e apresentaram características similares entre si, porém diferentes do padrão apresentado pelas outras. As PLTR-14 e 17 demonstraram um desenvolvimento de temperaturas parecido com o das pilhas 11 e 12: aquecimento gradual chegando ao máximo em torno do vigésimo quinto dia (temperaturas entre 60 e 70^oC), e iniciaram seu resfriamento entre os dias 35 e 40 (temperaturas menores ou iguais a 55^oC). As PLTR-15 e 16 apresentaram um aquecimento mais caótico e iniciaram o resfriamento um pouco mais tarde, ao 50^o dia (temperaturas menores ou iguais a 55^oC) (Figuras 4.4 a 4.7).

Foi observado que a temperatura externa exercia pouca ou

nenhuma influência na temperatura das pilhas, porém a umidade afetava bastante e de forma negativa o desenvolvimento das temperaturas na massa de compostagem. Vale ressaltar o comportamento da pilha 11 e o fato de que os maiores resfriamentos e os aquecimentos mais lentos após reviramentos ocorreram em ocasiões em que a umidade do material se encontrou acima de 58%.

As interrupções dos gráficos de temperatura observadas nas Figuras 4.1 a 4.7 foram devidas à necessidade de remanejar a utilização das sondas, que passaram a ser insuficientes para todos os experimentos. Assim, os pontos preferenciais para permanecer coletando dados eram aqueles onde era esperado ocorrer as maiores temperaturas, em especial a zona central da pilha.

. Leiras Estáticas Aeradas

O aspecto mais interessante das temperaturas nas leiras estáticas aeradas foi o da alteração da distribuição das zonas térmicas numa seção reta de leira em função da modificação da posição do tubo de aeração.

O novo perfil caracterizou-se por apresentar as temperaturas mais altas (55 a 60°C) na região central, próxima ao tubo perfurado, zona esta de maior aeração e portanto, de maior metabolismo. A zona de temperaturas médias (variando entre 45 e 55°C) encontrou-se mais próxima da base das leiras a zona de temperaturas mais baixas (40 a 45°C), localizou-se no topo das leiras.

Os Quadros 4.4 e 4.5 mostram que, o desenvolvimento das temperaturas termofílicas não se deu de maneira uniforme e os experimentos de n^{os} 21, 22 e 26 apresentaram a elevação mais lenta das temperaturas. Já os experimentos n^{os} 20, 24 e 25 alcançaram a faixa termofílica desejável (60°C) num período entre 2 e 5 dias. Este resultado pode ser atribuído à adição de material em estado bruto (lixo de Viçosa), nas leiras PLTA-24 a 26, que atuou como inóculo, aumentando a taxa metabólica e acelerando a degradação da matéria orgânica. Por motivos já referidos, os resultados para a leira PLTA-23 não são encontrados no Quadro 4.4.

IV.2. Aspectos Físico-químicos

A) Teor de Umidade

No Quadro 4.1, se observa que o teor de umidade do lixo bruto de B.H. girava em torno de 55%; o lixo bruto de Viçosa apresentava uma umidade média bastante superior, em torno de 70%. A correção inicial tinha o caráter preventivo contra um ressecamento rápido no período de degradação ativa, além de assegurar que as condições iniciais não se tornassem fatores limitantes ao início do processo.

Para assegurar a manutenção de valores aproximados do ótimo durante todo o processo, as pilhas windrow tinham a umidade corrigida periodicamente, o que cumpria também o papel de resfriar a massa, e as leiras estáticas eram molhadas somente durante sua construção dada a dificuldade de efetuar correções posteriores.

. Pilhas Windrow

A umidade das pilhas windrow foi periodicamente corrigida, e não houve ressecamento, entretanto, as pilhas 14 a 17, que atingiram as temperaturas mais altas durante a fase de degradação apresentaram as maiores perdas de umidade parciais (entre reviramentos). O teor médio de umidade mantido durante a degradação foi de aproximadamente 50% (Quadro 4.6).

Neste aspecto, as pilhas PLTR-13 e 12 apresentaram o melhor desempenho, mantendo ao longo de toda a fase de degradação, teores médios de umidade em torno de 55%.

A pilha PLTR-11, teve sua umidade corrigida apenas uma vez (num período de sessenta dias, que equivale ao tempo de duração da fase ativa), e ainda assim manteve nessa fase uma umidade média de 60% e apresentou o aquecimento mais lento entre as pilhas reviradas. Durante a fase de degradação desta pilha houve intensa precipitação, o que provocou incorporação de água à massa de compostagem não permitindo a secagem do material.

.Leiras Estáticas Aeradas

Nas leiras estáticas aeradas, a umidade inicial das mesmas variou entre 59 a 75%. Os três primeiros experimentos apresentaram problemas de ressecamento, como pode ser observado por sua umidade final. A maior perda de umidade ocorreu na leira PLTA-21 (Quadro 4.6).

Uma perda moderada de umidade, que ainda assegurasse uma

umidade média do material sempre superior a 45% (Golueke, 1991) era esperada, visto ser a secagem uma das atribuições do processo. Entretanto, os valores alcançados pelas três primeiras leiras ficaram abaixo daqueles recomendados por alguns pesquisadores (Stentiford *et alii*, 1985; de Bertoldi *et alii*, 1991 e Zucconi e de Bertoldi, 1991). Este fato poderia ser indicio de excesso de aeração e compactação e poderia levar o processo ao colapso pela inibição da atividade dos microrganismos (Finstein *et alii*, 1980).

A partir dessa observação, nas leiras PLTA-24, 25 e 26, optou-se então pela correção do teor de umidade. Era efetuada uma única correção ao longo da fase de degradação, em torno do 15^o dia de idade das leiras, que correspondia à metade dessa fase, e o resultado mostrou uma perda muito menor (Quadro 4.6). Para executar esta correção retirava-se toda a cobertura de composto maturado e molhava-se a massa de compostagem.

Supõe-se que a alteração do posicionamento do tubo perfurado para o centro da massa de compostagem em lugar da base tenha influenciado nesse ressecamento excessivo, entretanto, novos dados são ainda necessários para confirmar esta hipótese. É interessante comentar ainda que as áreas sensivelmente mais ressecadas das leiras localizavam-se acima da tubulação de aeração (metade superior), que corresponderam à zona mais fria na distribuição de temperaturas, enquanto que as zonas de temperaturas média e alta, que ocorreram na parte inferior, retinham mais umidade.

Quanto à umidade final apresentada pelas três últimas leiras, as PLTA-25 e 26 encontraram-se dentro do padrão permitido para composto cru, no entanto, a PLTA-24 superou bastante o valor máximo de 50% em peso recomendado por Zucconi e de Bertoldi (1991).

Ao contrário das pilhas windrow, as precipitações que ocorreram não exerceram qualquer influência sobre o teor de umidade das leiras estáticas aeradas como se observa pela umidade final geralmente mais baixa (Quadro 4.6). A produção de chorume nessas leiras também não foi expressiva, ao contrário do que ocorreu com as pilhas reviradas, as quais após as correções de umidade, produziam bastante chorume, que se espalhava pelo pátio.

Observações esporádicas durante a fase de maturação demonstraram elevação posterior de temperatura, bem como redução do teor de sólidos voláteis, após correção da umidade, que se efetuava

durante a construção das leiras de cura nas PLTA-20, 21 e 22.

B) Teor de Sólidos Voláteis

A redução dos sólidos voláteis durante a fase ativa da compostagem é a expressão concreta da biodegradação e consequente mineralização de compostos orgânicos que constituem o material em tratamento. A expressão sólidos voláteis designa a matéria orgânica presente no material e cuja concentração deve diminuir à medida que a degradação se processe.

A variação deste parâmetro é um dos indicadores mais precisos da eficiência do processo, da qualidade do produto e da estabilidade físico-química e biológica do mesmo. Ele é utilizado para verificar o final do processo de compostagem, ao lado da temperatura. A ausência de variação no teor de sólidos voláteis, quando são fornecidas todas as condições favoráveis à degradação, indica que a mineralização chegou ao ponto satisfatório para aquele material.

Embora a literatura não fixe limites rígidos, vários autores consideram que um composto pronto que apresente uma redução de sólidos voláteis em torno de 30% encontra-se em uma condição bastante satisfatória de estabilização (de Bertoldi *et alii*, 1991; Zucconi e de Bertoldi, 1991).

A degradação de matéria orgânica durante a compostagem é fortemente afetada pelo teor de umidade do material durante o processo e pela boa manutenção de aerobiose. Ainda, as temperaturas devem ser compatíveis com os limites máximos suportados pelos microrganismos termófilos.

Observando o teor de sólidos voláteis das matérias-primas utilizadas (Quadro 4.1), percebe-se a heterogeneidade do material, não sendo possível estabelecer comparações entre os materiais utilizados, nem um padrão fixo de comportamento em relação a esta característica. Entretanto, o material pré-tratado pelo sistema DANO em Belo Horizonte apresentou um teor de sólidos voláteis basicamente semelhante ao do lixo não tratado da cidade de Viçosa, o que revela a inadequação daquele processo, quando utilizado isoladamente, na produção de um material estabilizado assim como a potencialidade desse produto como foco de contaminação.

. Pilhas Windrow

As pilhas windrow, com fase de degradação ativa de sessenta dias, aproximadamente, apresentaram um bom desempenho neste aspecto (Quadro 4.7). As leiras reviradas números 14 a 17 obtiveram as maiores reduções de sólidos voláteis, em torno dos 35%, o que é uma boa marca, considerando que o processo se completa somente após a maturação.

As pilhas reviradas números 11 e 12 apresentaram menor eficiência na degradação de matéria orgânica (redução percentual de 30%). A PLTR-11, submetida a excesso de umidade, aquecimento tardio mantido por curto período, e temperaturas baixas apresentou a menor eficiência na biodegradação.

Torna-se evidente que a conjugação de vários fatores, e não apenas a manutenção de um deles, é a causa do sucesso do processo.

. Leiras Estáticas Aeradas

As leiras estáticas aeradas não apresentaram um desempenho tão eficiente quanto as windrow. A redução média de sólidos voláteis foi em torno de 20%, inferior aos 30% obtidos nas pilhas reviradas. Somente a PLTA-22 que seu teor de matéria orgânica reduzido em 30%.

A modificação da posição da tubulação na construção das leiras estáticas era uma hipótese em estudo e uma das observações iniciais foi o forte ressecamento sofrido durante a aeração. Além da modificação do perfil de distribuição de temperaturas na massa de compostagem, houve ainda algum problema relativo à compactação do material.

Pode-se novamente relacionar a conjugação de uma série de fatores desfavoráveis (interrelação das variáveis que compõem o ecossistema) com um rendimento inferior ao apresentado por outros autores (Pereira Neto e Stentiford, 1986; Pereira Neto, 1987).

C) pH

O lixo brasileiro apresenta, normalmente, um pH ácido (Lima, 1984; Pereira Neto, 1989). A matéria-prima utilizada correspondeu às características típicas do lixo brasileiro apresentando pH em torno de 5,0 (Quadro 4.1).

Todas as leiras apresentaram comportamento semelhante: o pH

ácido inicial sofreu uma pequena queda na primeira semana da fase de degradação ativa (devido à produção de ácidos orgânicos) e posteriormente elevou-se gradativamente até atingir a faixa alcalina.

As pilhas reviradas atingiram um pH final em torno de 9,0. As leiras aeradas atingiram valores finais de pH de 7,6 a 8,0 (Quadro 4.8).

A discrepância entre os valores finais de pH para pilhas windrows e leiras estáticas, foi causada pela forte evaporação que ocorria durante cada reviramento das primeiras, o que permitia maior liberação de ácidos orgânicos voláteis.

IV.3. Análises Bacteriológicas

A) Coliformes fecais

Embora as análises para coliformes fecais tenham sido realizadas ao longo de todo o trabalho experimental, vários resultados tiveram que ser descartados devido ao alto grau de contaminação das placas por outros coliformes.

A densidade do microrganismo nas matérias-primas utilizadas ficou na faixa de 1×10^5 até 1×10^7 ufc/g, para o material de Belo Horizonte e entre 1×10^7 até 1×10^8 ufc/g, para o lixo bruto de Viçosa e esterco (Quadro 4.9). Após a mistura, o material apresentava sempre uma densidade de microrganismos da ordem de grandeza da matéria-prima mais densamente contaminada. Assim, explica-se o fato de que o número de microrganismos elevou-se na massa de compostagem a partir do experimento em que passou-se a utilizar a mistura de outros materiais como matéria-prima (PLTA-24 a 26 e PLTR-15 e 16), além do resíduo triturado de B.H..

Em termos de número final de microrganismos, a maior eficiência foi apresentada pela PLTR-12 (entre as windrows), cuja última medição apontou densidade em torno de 10^3 ufc/g, e entre as leiras estáticas, pela PLTA-24, cuja densidade final de microrganismos chegou à ordem de 10^4 ufc/g (Quadro 4.10.a).

De forma geral, as pilhas windrow apresentaram a maior eficiência (percentual) na eliminação de coliformes fecais e as pilhas números 15 e 16, nas quais se fez o reviramento com

alternância de camadas, a eficiência foi maior que em qualquer outra das windrows ou leiras estáticas (Quadro 4.10.c).

A observação do efeito da estratificação térmica na redução de coliformes fecais em leiras estáticas aeradas foi prejudicada pela contaminação das placas. Mesmo assim, foi observado que a estratificação levou a um resultado típico na leira PLTA-25, com maior eficiência nas zonas de temperaturas mais altas. Na leira PLTA-26, os resultados foram inesperados: as zonas quente e fria apresentaram resultados quase idênticos na redução de indicadores, já quanto à zona de temperaturas médias, nada pode ser concluído, todavia, os problemas com contaminantes dificultam a interpretação dos resultados (Quadro 4.10.b).

Não são apresentados os resultados destas análises para a pilha PLTR-11 e para as leiras PLTA-20 e 21, devido a problemas técnicos do laboratório.

O presente trabalho gostaria de enfatizar que ao longo de todo o período que duraram os experimentos e as análises realizadas, o meio de cultura utilizado apresentou uma seletividade muito baixa chegando mesmo a prejudicar as observações, induzindo conclusões bastante divergentes dos resultados normalmente encontrados por outros autores.

B) Estreptococos fecais

Estreptococos fecais mostrou-se um indicador mais eficiente para o material estudado do que coliformes fecais, especialmente porque o meio mostrou-se bastante seletivo.

O Quadro 4.9 mostra a densidade de E. fecais nos materiais utilizados: o resíduo pré-tratado de Belo Horizonte apresentou o menor número de estreptococos por grama de material (estado bruto) (ordem de 10^5 ufc/g), enquanto o esterco e o resíduo de Viçosa (não-tratado) detiveram as maiores populações (10^7 a 10^9 ufc/g).

A mistura das matérias-primas, que passava a constituir a massa de compostagem, produzia uma população inicial cuja ordem de grandeza era a mais alta apresentada por qualquer das matérias-primas em separado.

As pilhas windrow tiveram uma redução superior a 99%. A menor eficiência foi verificada para as pilhas PLTR-14 e 17, enquanto a

redução mais expressiva ocorreu nas pilhas PLTR-11 (que também exibiu a mais baixa densidade inicial de microrganismos) e PLTR-15 (onde se utilizou o reviramento com alternância de camadas e cuja densidade de microrganismos foi a maior - 5×10^9 ufc/g), como pode ser verificado no Quadro 4.10.c.

Pode-se notar pela evolução do decaimento dos microrganismos, que sua eliminação é bastante lenta, a despeito da alta temperatura atingida nas pilhas windrow e, em algumas ocasiões, parece até haver uma "aclimatação" do microrganismo à temperatura exercida; é um exemplo o período compreendido entre os dias 8 e 24 da pilha revirada número 13, cuja sensível redução da população, coincidiu com o período de maior elevação de temperatura (Quadro 4.10.a).

Nakasaki *et alii* (1985) constataram, *in vitro*, a possibilidade da sobrevivência de microrganismos mesofílicos sob condições termofílicas, especialmente microrganismos Gram-positivos, que, ao contrário do esperado, resistiram à alta temperatura através de colonização compacta e não através de esporulação. Isto quer dizer que, em meios de cultura sólidos, os microrganismos detectados formavam colônias bastante próximas e aglutinadas, constituindo uma massa compacta e coesa, o que tornou-se um fator adicional de proteção para os mesmos.

Algumas vezes, pareceu haver uma recontaminação da massa, o que poderia ser devido ao próprio método, que se desenvolve sob periódicos reviramentos da massa de compostagem (Hussong *et alii*, 1985; Lacey e Williamson, 1983).

Deve-se notar (Quadros 4.9 e 4.10.c) que quanto maior era o número inicial de microrganismos, maior era o número de microrganismos remanescentes ao final do processo nas pilhas windrow e, uma vez que a redução percentual foi muito semelhante para todas elas, tal fato sugere, para este conjunto de pilhas, a ocorrência de um patamar máximo de eficiência possível para este processo.

Todas as pilhas tiveram um comportamento semelhante, correspondendo as maiores reduções às maiores temperaturas. Este fato fica evidenciado nas pilhas PLTR-13 a 17 onde, após uma redução inicial da população, ocorreu um período de decaimento lento e quando as temperaturas começam a aproximar-se dos 70°C ocorreram as reduções mais sensíveis (Quadro 4.10.a, Figura 4.3).

As leiras estáticas aeradas se mostraram mais eficientes na

redução de microrganismos, visto que os resultados semelhantes obtidos pelas pilhas windrow só foram detectados com o dobro do tempo necessário para as leiras aeradas mecanicamente.

As leiras que apresentaram maior eficiência foram as de números 20, 21, 22 e 26. A leira PLTA-23, desmontada na metade do processo, apresentou um resultado parcial razoavelmente bom. Quanto às leiras PLTA-24 e 25, apresentaram o percentual mais baixo de redução de microrganismos, porém, a última medição foi feita para amostras compostas (Quadro 4.10.c).

As leiras estáticas aeradas apresentaram, da mesma forma que as windrows, um "patamar" de eficiência na redução característica de indicadores, para os experimentos mais bem-sucedidos. Em vista disso, reafirma-se que a densidade inicial de microrganismos tornou-se preponderante para o grau final de sanitização do material compostado, sendo favorável que este número fosse igual ou inferior a 10^5 ufc/g.

Todas as leiras apresentaram em sua distribuição de temperaturas perfil típico que foi: temperaturas entre 55 e 60°C no centro da leira, junto ao tubo de aeração; temperaturas entre 45 e 55°C na base da leira, que foi chamada "zona média" e temperaturas entre 40 e 45°C no topo das leiras, que foi chamada de "zona fria".

É bom notar que a temperatura de controle utilizado (55 - 60°C) e a posição determinada para a tubulação de aeração provocaram uma estratificação térmica de tal modo que considerável parte da massa se encontrava a temperaturas entre 40 e 50°C. Como o microrganismo utilizado como indicador é incubado a 44,5°C, isto pode ter contribuído para a formação de áreas onde a temperatura pode ter exercido uma função incubadora destes microrganismos. O mesmo problema pode acontecer nas pilhas windrow, segundo sugerido por Finstein et al. (1980).

Nas leiras PLTA-20 a 22, as zonas média e fria apresentam um decaimento mais lento de microrganismos que a zona quente. Na PLTA-23, essas áreas (média e fria), apresentaram as contagens mais altas de microrganismos e houve um aumento do número dos indicadores na zona quente, no dia do desmonte da leira (16º dia) (Quadro 4.10.b).

Nas leiras PLTA-24, 25 e 26, além da distribuição típica de temperaturas, houve a molhagem da massa de resíduos em torno do 15º

dia. Observa-se no Quadro que, nas análises do dia 16, ocorre aumento do número de microrganismos na leira PLTA-25. Na leira PLTA-26, pode-se observar que o decaimento foi muito lento até o dia 16. A posição das zonas térmicas no interior da leira (zona fria acima da zona quente), a retirada da camada isolante de composto maturado e a molhagem do material, favorecem a recontaminação de toda a leira pelo carreamento de microrganismos.

Os resultados finais das leiras PLTA-24 e 25 foram obtidos para amostras compostas e apresentam contagens altas. O resultado final da PLTA-26 foi obtido para amostras em separado e mostra a maior eficiência da zona de temperaturas mais altas sobre as outras zonas na eliminação de indicadores.

Analisando as leiras em função das zonas de temperatura alta, média e baixa, pode-se perceber que ocorre uma diferenciação na eficiência de remoção de microrganismos tanto no número final de indivíduos persistentes (como nas leiras de número 22 e 26), quanto na "velocidade" da eliminação dos microrganismos, ainda que o resultado final seja igual para todas, e esta diferenciação indica que nas zonas de temperaturas mais altas a remoção é mais rápida (Quadro 4.10.b).

A possibilidade de recontaminação é constante para as pilhas windrow pelo revolvimento da massa, misturando áreas de menor e maior concentração de bactérias (por isso a importância da alternância de camadas), pela utilização do mesmo equipamento para revirar várias pilhas.

C) Salmonella

Não foram encontradas Salmonella na matéria-prima (lixo pré-tratado de B.H.) em quantidades facilmente detectáveis. Ainda assim, as leiras aeradas 20 a 23 foram construídas apenas com este material, bem como as pilhas reviradas 12, 13, 14, 17. No intuito de contornar este problema, passou-se a utilizar esterco bovino e lixo bruto de Viçosa. O lixo não-tratado de Viçosa apresentou as maiores densidades de Salmonella (Quadro 4.9).

A mistura dos materiais, ao contrário do que ocorreu com estreptococos fecais e coliformes, provocou uma aparente diminuição da população presente na matéria-prima, que apresentava número menor

de indivíduos no dia inicial da fase de degradação ativa do que no material bruto. Tal fato já era esperado, visto que o lixo bruto de Viçosa era o único material a apresentar o patógeno.

O microrganismo, em número insuficiente para uma análise mais precisa, não se mostrou satisfatório para uma avaliação da estratificação térmica nas leiras estudadas e praticamente não serviu como parâmetro para analisar a eficiência na eliminação de patógenos em nenhum dos processos estudados. A observação mais interessante ocorreu nas leiras aeradas 25 e 26, onde uma pequena elevação do número de indivíduos em torno do 8^o dia, na zona de temperaturas médias, foi seguido pelo seu desaparecimento até o final do processo (Quadro 4.10.b).

O mesmo comportamento foi observado por Pereira Neto (1987 e 1987). No presente trabalho, à diferença das referências, a zona quente não chegou a apresentar re-ocorrência de Salmonella. Na zona média, o número de indivíduos que já era baixo, sofreu rápido decréscimo até a total eliminação, antes do final da fase ativa. Na zona fria da PLTA-25, não houve aumento significativo, porém, este ocorreu na PLTA-26.

O crescimento do número deste microrganismo, embora detectado por outros autores, não é por eles satisfatoriamente explicado. O efeito da temperatura como eliminador de patogênicos, entretanto, se faz notar, pela eliminação de Salmonella nas zonas média e fria das leiras, e pela não-ocorrência do patógeno na zona de temperaturas mais altas.

Os resultados apresentados pela PLTR-11 foram descartados para a discussão, porque os meios de cultura utilizados eram menos eficientes do que utilizados nas análises seguintes. As pilhas PLTR-14 a 17, tiveram a frequência de análise reduzida pois já se havia constatado que o microrganismo não ocorria na matéria prima e não havia recolonização. Os experimentos 15 e 16 foram analisados por utilizarem também o lixo de Viçosa como matéria prima, no qual houve confirmação da presença de Salmonella.

IV.4. Outras Observações

IV.4.1. Final da Fase de Degradação Ativa

O final da fase de degradação ativa é caracterizado, principalmente, pelo decréscimo espontâneo da temperatura, a qual passa da faixa termofílica para a mesofílica (em torno de 40°C).

As pilhas reviradas, ao fim de sessenta dias, apresentaram esta característica, como se observa nas Figuras 4.1 a 4.7. As leiras estáticas aeradas foram encerradas ao redor do 32º dia (Quadro 3.3).

IV.4.2. Chorume, Atração de Vetores e Odor

. Leiras Estáticas Aeradas

No caso das leiras estáticas, tanto a produção de chorume quanto a atração de vetores (insetos) foram bastante minimizados pela utilização da camada de cobertura de composto maturado. Apenas nos primeiros dias após a montagem das leiras era possível notar algum odor e moscas. Somente no dia em que a leira era construída se formava chorume, devido à molhagem do material.

O papel da camada de cobertura de composto, característica do processo de aeração mecânica, é justamente impedir o encharcamento da leira pela chuva e a atração de vetores, evitando a exposição do material da leira ao ambiente.

. Pilhas Windrow

As pilhas reviradas, não dispoendo do recurso da camada de cobertura, apresentaram constante produção de chorume, especialmente no período chuvoso. A disposição das pilhas no pátio permitia que o chorume de uma pilha entrasse em contato com o material de outras, possibilitando recontaminações de materiais previamente sanitizados.

Quanto ao odor e atração de vetores, estes persistiam nas pilhas reviradas durante 3 a 4 semanas, enquanto houvesse altas proporções de matéria orgânica parcialmente degradada.

IV.4.3. Observações Sobre a Metodologia de Análises Bacteriológicas

Durante o trabalho experimental, algumas observações foram realizadas acerca de pequenas alterações na metodologia de análise para isolamento e contagem de Salmonella, as quais foram:

A) Micropipetagem

Como resultado desta modificação, conseguiu-se isolar maior número de microrganismos do que teria sido possível com a utilização da alça.

B) Meios de Cultura

A mudança dos meios de cultura mostrou-se bastante benéfica para as análises de isolamento e contagem de Salmonella, influenciando sobremaneira os resultados do trabalho. O Quadro 4.11 apresenta os meios de cultura utilizados e o período correspondente à sua utilização.

C) Presença de Outros Microrganismos

A contaminação é um problema comum em análises bacteriológicas de lixo, ainda que muitos meios de cultura sejam bastante específicos. Este problema foi percebido na análise de Salmonella e de coliformes fecais.

Como resultado da utilização do meio de triagem IAL, no ensaio para Salmonella ainda foram detectados microrganismos como coliformes totais, coliformes fecais, Citrobacter, Enterobacter e, Proteus vulgaris e Proteus mirabilis. Estes últimos microrganismos foram causa frequente de resultados falso-positivos, o que confirmou a experiência citada por Moats (1978) e Alcaide *et alii* (1982).

IV.5. Experimento de Controle

Os Quadros 4.12.a, b, c, e d apresentam as características iniciais da leira construída para o experimento de controle, os resultados obtidos de análises físicas, físico-químicas e microbiológicas e a distribuição de temperaturas na massa. Conclui-se pelos resultados ali apresentados, a superioridade do processo de compostagem com aeração estática sobre o processo, windrow no que diz respeito à eliminação de patógenos: as pilhas windrow não conseguiram a total remoção dos microrganismos, obtida no experimento de controle (ver Quadros 4.9.a e 4.12.d).

Também se destaca a forte influência da temperatura sobre o aumento da eficiência na remoção dos referidos organismos, demonstrada pela grande redução no período de tempo necessário para

alcançar a mesma redução de número de indivíduos que as leiras anteriores, cuja temperatura de controle era menor.

Outra observação importante diz respeito à maior definição da estratificação da eficiência de acordo com a zona térmica estudada, onde se percebe claramente que as zonas mais aquecidas obtiveram maior redução de patógenos.

Quadro 4.1 - Características das Matérias Primas Utilizadas na Construção de Leiras Estáticas Aeradas e Windrows

EXPERIM.	MATERIAL	DENSID. (Kg/m ³)	UMIDADE (%)	pH	SÓL.VOL. (%)	SÓL.FIX. (%)
PLTA-20* e PLTR-11	L*.Tr.B.H	511,31	60,98	5,11	85,33	14,67
PLTA-21	L.Tr.B.H	569,43	60,98	5,44	81,99	18,01
PLTA-22	L.Tr.B.H	489,20	54,37	6,00	69,63	30,37
PLTA-23* e PLTR-12	L*.Tr.B.H	468,44	54,55	6,00	74,64	23,36
PLTA-24	L.Tr.B.H	491,72	60,53	8,20	55,74	44,26
	L.Br.Vic	437,10	69,63	5,12	52,79	47,21
PLTA-25* e PLTR-13	* L.Tr.B.H	400,65	51,26	5,32	70,80	29,20
PLTA-26	L.Tr.B.H	418,16	55,84	5,13	63,54	36,40
	L.Br.Vic	447,82	74,60	5,73	73,52	26,48
PLTR-14* e PLTR-17	L*.Tr.B.H	458,68	-	5,06	59,65	40,35
PLTR-15* e PLTR-16	L*.Tr.B.H	458,68	-	5,06	59,65	40,35
	L*.Br.Vic	459,40	70,20	5,82	65,23	34,77

* = Matéria prima comum a mais de um experimento

L.Tr.B.H. = Lixo Triturado de Belo Horizonte

L.Br.Vic. = Lixo Bruto de Viçosa

Quadro 4.2 - Variação da Densidade Durante a Fase de Degradação Ativa da Compostagem para Leiras Estáticas Aeradas e Windrows

	EXPERIMENTO	δ_i (Kg/m ³)	δ_f (Kg/m ³)	$\Delta\delta$ (%)
P. W I N D R O W	PLTR-11	506,25	612,53	\cong 21 % (+)
	PLTR-12	468,44	653,06	\cong 39 % (+)
	PLTR-13	400,65	543,95	\cong 36 % (+)
	PLTR-14	458,69	663,26	\cong 45 % (+)
	PLTR-15	478,87	674,25	\cong 41 % (+)
	PLTR-16	478,87	627,91	\cong 31 % (+)
	PLTR-17	458,69	578,49	\cong 26 % (+)
L. E S T Á T I C A S	PLTA-20	511,31	288,97	\cong 46 % (-)
	PLTA-21	569,43	542,76	\cong 5 % (-)
	PLTA-22	541,84	436,32	\cong 19 % (-)
	PLTA-23	551,26	-----	-----
	PLTA-24	-----	-----	-----
	PLTA-25	553,22	328,51	\cong 41 % (-)
	PLTA-26	485,52	420,46	\cong 13 % (-)

δ_i : dens. inicial; δ_f : dens. final; $\Delta\delta$: variação da densidade

(-): redução da densidade; (+): aumento da densidade

Quadro 4.3 - Desenvolvimento de Temperaturas em Pilhas Windrow Durante a Fase de Degradação Ativa

EXPERIM.		PLTR-11		PLTR-12		PLTR-13		PLTR-14		PLTR-15		PLTR-16		PLTR-17	
		A	D	A	D	A	D	A	D	A	D	A	D	A	D
D _{INIC}	T _B		42	40	43		35		28		37		35		40
	T _C	40	46	42	38		47		41		39		33		44
	T _T		47	29	45		56		51		40		37		48
D ₁₀	T _B		45		46										
	T _C		50		53	54	50	65	52	55	51	53	46	65	48
	T _T		53		59			65	47	45	46	48	49		
D ₂₀	T _B		36	57	51										
	T _C		40	78	62		59		56		52		51		70
	T _T		44	80	58						63		58		
D ₃₀	T _B		50		64										
	T _C		57		67		57		69	69	40	72	40		67
	T _T		53		70					75	42	70	38		
D ₄₀	T _B		41		52										
	T _C		49		59		67	69	56		68		61	70	53
	T _T		48		65						70		68		
D ₅₀	T _B		33												
	T _C		33	61	37		51		56		55		58		59
	T _T		28												
D _{FIN}	T _B		29												
	T _C		29	51	28		55		56		49		51		61
	T _T		25												

A: temp. antes do reviramento; D: temp. depois do reviramento

D_{INIC}: dia inicial da fase de degradação ativa

D_{FIN}: dia final da fase de degradação ativa

D₁₀: dia 10; D₂₀: dia 20; D₃₀: dia 30; D₄₀: dia 40; D₅₀: dia 50

T_B: temp. da base da pilha; T_C: temp. do centro; T_T: temp. do topo

Quadro 4.4 - Temperaturas Desenvolvidas nas Leiras Estáticas Após 24 horas de Aeração

EXPERIM.	T.BASE(°C)	T.CENT.(°C)	T.TOPO(°C)	TERMISTOR
PLTA-20	50	50	42	50,8
PLTA-21	42	34	39	46,6
PLTA-22	38	39	38	39,3
PLTA-23	--	--	--	--
PLTA-24	45	56	59	50,2
PLTA-25	48	44	54	40,1
PLTA-26	37	23	39	--

Quadro 4.5 - Idade das Leiras ao Atingir a Temperatura de Controle (60°C)

EXPERIMENTO							
	PLTA-20	PLTA-21	PLTA-22	PLTA-23	PLTA-24	PLTA-25	PLTA-26
DIA	5	11	14	8	4	2	10

Quadro 4.6 - Variação da Umidade Durante a Fase de Degradação Ativa da Compostagem para Leiras Estáticas Aeradas e Pilhas Windrow (valores aproximados)

PILHAS WINDROW				LEIRAS ESTÁTICAS AERADAS			
EXPERI- MENTO	$h_{ini.}$ (% p. s.)	h_{final} (% p. s.)	\bar{h} (%)	EXPERI- MENTO	$h_{ini.}$ (% p. s.)	h_{final} (% p. s.)	Δh (%)
PLTR-11	55	55	60	PLTA-20	68,87	26,91	-60,93
PLTR-12	50	55	55	PLTA-21	74,48	25,66	-65,55
PLTR-13	52	58	54	PLTA-22	60,19	29,74	-50,59
PLTR-14	55	50	50	PLTA-23	---	---	---
PLTR-15	55	51	51	PLTA-24	68,48	63,98	-6,57
PLTR-16	55	51	51	PLTA-25	65,14	50,83	-21,97
PLTR-17	55	53	52	PLTA-26	61,76	51,47	-16,66

h = teor de umidade ; \bar{h} = umidade média; Δh : variação da umidade
 - = perda de umidade; (% p. s.) = porcentagem de peso seco

$$* \bar{h} = \frac{\sum_1^n h}{n}$$

Quadro 4.7 - Variação de Sólidos Fixos e Voláteis Durante a Fase de Degradação Ativa para Leiras Estáticas e Windrows (valores aprox. em % de peso seco)

PILHAS WINDROW							
EXPER.	PLTR-11	PLTR-12	PLTR-13	PLTR-14	PLTR-15	PLTR-16	PLTR-17
SV _{in} (%)	48	58	61	60	68,18	56,03	59,65
SV _{fin} (%)	39	42	40	37	46,53	42,36	39,52
Δsv (%)	18,75	27,59	34,43	38,33	31,75	24,40	33,75
SF _{in} (%)	52	42	39	40	31,83	43,98	40,35
SF _{fin} (%)	61	58	60	62	53,47	57,64	60,49
Δsf (%)	-17,31	-38,10	-53,85	-55,00	-67,99	-31,06	-49,91
LEIRAS ESTÁTICAS AERADAS							
EXPER.	PLTR-20	PLTA-21	PLTA-22	PLTA-23	PLTA-24	PLTA-25	PLTA-26
SV _{in} (%)	83,00	82,98	70,46	82,79	65,94	60,90	51,18
SV _{fin} (%)	66,07	70,83	48,16	-----	56,51	47,86	-----
Δsv (%)	20,40	19,61	31,65	-----	19,30	21,41	-----
S.F. _{in}	17,00	17,02	29,54	17,21	34,06	39,10	48,82
S.F. _{fin}	33,93	29,17	51,84	-----	43,49	52,14	-----
Δsf (%)	-99,59	-71,39	-75,49	-----	-27,69	-33,35	-----

SV: sól.voláteis; SF: sól.fixos; Δsv:variação de SV; Δsf:var.de SF

Quadro 4.8 - Variação do pH para Leiras Estáticas Aeradas e Pilhas Windrow Durante a Fase de Degradação Ativa da Compostagem

PILHAS WINDROW							
EXPER.	PLTR-11	PLTR-12	PLTR-13	PLTR-14	PLTR-15	PLTR-16	PLTR-17
$\text{pH}_{\text{inic.}}$	7,48	5,45	4,84	5,06	4,98	5,08	5,06
pH_{final}	8,81	9,21	9,46	9,51	9,46	9,60	9,52
LEIRAS ESTÁTICAS AERADAS							
EXPER.	PLTA-20	PLTA-21	PLTA-22	PLTA-23	PLTA-24	PLTA-25	PLTA-26
$\text{pH}_{\text{inic.}}$	4,90	5,50	5,00	-----	7,88	5,86	5,19
pH_{final}	7,84	7,73	8,41	-----	8,87	8,67	8,04

Quadro 4.9 - Densidade de Microrganismos na Matéria Prima Utilizada na Construção de Pilhas Windrow e Leiras Estáticas

PILHAS WINDROW					LEIRAS ESTÁTICAS AERADAS				
E	M.PRIMA	C.F.	E.F.	Salmon.	E	M.PRIMA	C.F.	E.F.	Salmon.
P L T R 11	L.Tr.BH	s/anál.	2×10^5	s/anál.	P L T A 20	L.Tr.BH	s/anál.	2×10^5	s/anál.
	L.B.Viç	-	-	-		L.B.Viç	-	-	-
	Esterco	-	-	-		Esterco	-	-	-
P L T R 12	L.Tr.BH	16×10^6	10×10^7	< 2	P L T A 21	L.Tr.BH	s/anál.	1×10^5	s/anál.
	L.B.Viç	-	-	-		L.B.Viç	-	-	-
	Esterco	-	-	-		Esterco	-	-	-
P L T R 13	L.Tr.BH	s/anál.	4×10^7	< 2	P L T A 22	L.Tr.BH	13×10^6	< 10^5	< 2
	L.B.Viç	-	-	-		L.B.Viç	-	-	-
	Esterco	-	-	-		Esterco	-	-	-
P L T R 14	L.Tr.BH	10×10^8	4×10^7	s/anál.	P L T A 23	L.Tr.BH	16×10^6	10×10^7	< 2
	L.B.Viç	-	-	-		L.B.Viç	-	-	-
	Esterco	-	-	-		Esterco	-	-	-
P L T R 15	L.Tr.BH	10×10^8	4×10^7	s/anál.	P L T A 24	L.Tr.BH	5×10^5	6×10^6	2
	L.B.Viç	10×10^9	8×10^9	s/anál.		L.B.Viç	3×10^5	13×10^5	< 2
	Esterco	-	-	-		Esterco	5×10^7	2×10^6	< 2
P L T R 16	L.Tr.BH	10×10^8	4×10^7	s/anál.	P L T A 25	L.Tr.BH	s/anál.	4×10^7	< 2
	L.B.Viç	24×10^8	8×10^9	s/anál.		L.B.Viç	s/anál.	3×10^8	17
	Esterco	-	-	-		Esterco	s/anál.	3×10^7	< 2
P L T R 17	L.Tr.BH	10×10^8	4×10^7	s/anál.	P L T A 26	L.Tr.BH	3×10^9	2×10^7	< 2
	L.B.Viç	-	-	-		L.B.Viç	1×10^9	1×10^8	49
	Esterco	-	-	-		Esterco	8×10^8	10×10^9	< 2

E: experimento; M.PRIMA: matéria prima

C.F.: coliformes fecais; E.F.: estreptococos fecais; Salmon.: salmonela

L.Tr.BH: lixo triturado de B.Horizonte; L.B.Viç: lixo bruto de Viçosa

s/anál.: análise não-realizada ou descartada

- : matéria prima não-utilizada

Quadro 4.10.a - Número de Microrganismos em Pilhas Windrow Durante a Fase de Degradação Ativa da Compostagem

PILHAS WINDROW							
Coliformes fecais (ufc/g de material)							
	PLTR-11	PLTR-12	PLTR-13	PLTR-14	PLTR-15	PLTR-16	PLTR-17
0	-	16×10^6	-	5×10^8	10×10^9	25×10^8	5×10^8
4	-	-	$< 10^7$	-	-	-	-
8	-	-	$< 10^5$	-	5×10^8	5×10^7	-
16	-	-	14×10^4	5×10^7	-	-	5×10^7
24*	-	3×10^4	-	-	-	-	-
32	-	-	-	-	5×10^7	5×10^7	-
45	5×10^5	1×10^4	3×10^4	9×10^5	-	-	6×10^5
60	-	$< 10^3$	-	5×10^7	1×10^5	1×10^4	2×10^5
Estreptococos fecais (ufc/g de material)							
0	$1,5 \times 10^5$	1×10^7	4×10^7	4×10^7	5×10^9	1×10^8	4×10^7
4	1×10^5	$< 10^5$	16×10^7	-	-	-	-
8	6×10^4	-	4×10^5	-	7×10^8	24×10^7	-
16	2×10^4	-	4×10^7	25×10^6	5×10^8	5×10^8	7×10^5
24*	-	3×10^5	5×10^7	5×10^7	-	-	5×10^7
32	5×10^3	-	2×10^5	-	8×10^7	3×10^7	-
45	3×10^2	$< 10^4$	2×10^4	2×10^4	-	-	6×10^5
60	$< 10^2$	8×10^4	4×10^4	25×10^4	7×10^5	1×10^5	2×10^5

* = dia opcional de análise

- = análise não-realizada ou resultado descartado

Quadro 4.10.a - Continuação

PILHAS WINDROW							
Salmonella (NMP por 100 ml)							
	PLTR-11	PLTR-12	PLTR-13	PLTR-14	PLTR-15	PLTR-16	PLTR-17
0	-	< 2	-	< 2	< 2	< 2	< 2
4	15	< 2	< 2	-	-	-	-
8	320	< 2	< 2	-	< 2	< 2	-
16	72	< 2	< 2	-	< 2	< 2	-
24*	-	< 2	< 2	-	-	-	-
32	81	-	< 2	-	-	-	-
45	-	-	-	-	-	-	-
60	< 2	-	-	-	-	-	-

* = dia opcional de análise

- = análise não-realizada

Quadro 4.10.b - Número de Microrganismos em Leiras Estáticas Aeradas Durante a Fase de Degradação Ativa da Compostagem

LEIRAS ESTÁTICAS AERADAS							
Coliformes fecais (ufc/g de material)							
EXPERI.		0	4	8	16	24*	32
PLTA-22	QUENTE (c)	13×10^6	$< 10^5$	-	-	-	-
	MÉDIA (b)	13×10^6	$< 10^5$	-	-	-	-
	FRIA (t)	13×10^6	$< 10^5$	-	-	-	-
PLTA-23	QUENTE (c)	$< 10^6$	$< 10^5$	-	-	-	-
	MÉDIA (b)	$< 10^6$	$< 10^5$	-	-	-	-
	FRIA (t)	$< 10^6$	$< 10^5$	-	-	-	-
PLTA-24	QUENTE (c)	3×10^7	3×10^6	5×10^7	5×10^7	-	7×10^4
	MÉDIA (b)	3×10^7	-	$> 10^6$	$> 10^7$	-	7×10^4
	FRIA (t)	3×10^7	-	$> 10^6$	$> 10^7$	-	7×10^4
PLTA-25	QUENTE (c)	1×10^9	$< 10^7$	2×10^7	3×10^7	-	4×10^7
	MÉDIA (b)	1×10^9	25×10^9	-	-	-	4×10^7
	FRIA (t)	1×10^9	1×10^9	5×10^7	5×10^7	-	4×10^7
PLTA-26	QUENTE (c)	6×10^9	-	$> 10^7$	-	-	30×10^7
	MÉDIA (b)	6×10^9	-	$> 10^7$	-	-	$> 10^7$
	FRIA (t)	6×10^9	-	$> 10^7$	-	-	23×10^7

(c): zona com temperaturas entre 55 e 60°C (centro)

(b): zona com temperaturas entre 45 e 55°C (base)

(t): zona com temperaturas entre 40 e 45°C (topo)

* = dia opcional de análise

- = análise não-realizada ou resultado descartado

Quadro 4.10.b - Continuação

LEIRAS ESTÁTICAS AERADAS							
Estreptococos fecais (ufc/g de material)							
EXPERI.		0	4	8	16	24*	32
PLTA-20	QUENTE (c)	$1,5 \times 10^5$	1×10^3	$< 10^3$	4×10^2	-	$< 10^2$
	MÉDIA (b)	$1,5 \times 10^5$	$< 10^3$	$< 10^3$	$1,5 \times 10^3$	-	$< 10^2$
	FRIA (t)	$1,5 \times 10^5$	$1,5 \times 10^4$	1×10^3	$0,5 \times 10^3$	-	$< 10^2$
PLTA-21	QUENTE (c)	$0,5 \times 10^5$	$< 10^3$	$< 10^3$	$2,5 \times 10^2$	-	$< 10^2$
	MÉDIA (b)	$0,5 \times 10^5$	2×10^4	$2,5 \times 10^3$	1×10^3	-	$< 10^2$
	FRIA (t)	$0,5 \times 10^5$	$0,5 \times 10^3$	$1,5 \times 10^3$	1×10^3	-	$< 10^2$
PLTA-22	QUENTE (c)	$< 10^5$	1×10^5	2×10^4	-	0×10^3	$< 10^2$
	MÉDIA (b)	$< 10^5$	1×10^5	0×10^4	-	$0,5 \times 10^3$	$0,5 \times 10^3$
	FRIA (t)	$< 10^5$	3×10^5	0×10^4	-	25×10^3	25×10^3
PLTA-23	QUENTE (c)	1×10^7	0×10^5	0×10^4	5×10^6	-	-
	MÉDIA (b)	1×10^7	$0,5 \times 10^7$	$0,5 \times 10^5$	5×10^6	-	-
	FRIA (t)	1×10^7	$1,5 \times 10^6$	0×10^4	5×10^6	-	-
PLTA-24	QUENTE (c)	$1,5 \times 10^6$	1×10^6	$0,5 \times 10^4$	3×10^5	-	32×10^5
	MÉDIA (b)	$1,5 \times 10^6$	1×10^6	4×10^5	2×10^5	-	32×10^5
	FRIA (t)	$1,5 \times 10^6$	$0,5 \times 10^6$	1×10^5	7×10^5	-	32×10^5
PLTA-25	QUENTE (c)	1×10^8	2×10^6	$0,5 \times 10^5$	5×10^6	-	1×10^7
	MÉDIA (b)	1×10^8	$1,5 \times 10^6$	-	3×10^6	-	1×10^7
	FRIA (t)	1×10^8	$0,5 \times 10^6$	0×10^5	5×10^6	-	1×10^7
PLTA-26	QUENTE (c)	9×10^9	5×10^8	-	7×10^8	-	8×10^5
	MÉDIA (b)	9×10^9	$1,5 \times 10^9$	-	5×10^8	-	3×10^6
	FRIA (t)	9×10^9	5×10^8	-	5×10^8	-	1×10^6

* = dia opcional de análise; (c): zona com temp. entre 55 e 60°C
 (b) = zona com temperaturas entre 45 e 55°C
 (t) = zona com temperaturas entre 40 e 45°C

Quadro 4.10.b - Continuação

LEIRAS ESTÁTICAS AERADAS							
Salmonella (NMP por 100 ml)							
EXPERI.		0	4	8	16	24*	32
PLTA-20	QUENTE (c)	-	< 2	< 2	81	-	1,8x10 ³
	MÉDIA (b)	-	< 2	940	1,8x10 ³	-	250
	FRIA (t)	-	1,8x10 ³	< 2	1,8x10 ³	-	1,8x10 ³
PLTA-21	QUENTE (c)	-	32	< 2	9	-	1,8x10 ³
	MÉDIA (b)	-	41	130	79	-	1,8x10 ³
	FRIA (t)	-	2	< 2	56	-	81
PLTA-22	QUENTE (c)	< 2	< 2	< 2	-	< 2	< 2
	MÉDIA (b)	< 2	< 2	< 2	-	< 2	< 2
	FRIA (t)	< 2	< 2	< 2	-	< 2	< 2
PLTA-23	QUENTE (c)	< 2	< 2	< 2	-	-	-
	MÉDIA (b)	< 2	< 2	< 2	-	-	-
	FRIA (t)	< 2	< 2	< 2	-	-	-
PLTA-24	QUENTE (c)	< 2	< 2	< 2	-	< 2	< 2
	MÉDIA (b)	< 2	< 2	< 2	-	< 2	< 2
	FRIA (t)	< 2	< 2	< 2	-	< 2	< 2
PLTA-25	QUENTE (c)	4	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2
	MÉDIA (b)	4	< 2	< 2	5	< 2	< 2
	FRIA (t)	4	< 2	< 2	2	< 2	< 2
PLTA-26	QUENTE (c)	2	-	< 2	< 2	< 2	< 2
	MÉDIA (b)	2	-	4	2	< 2	< 2
	FRIA (t)	2	-	4	< 2	< 2	< 2

* = dia opcional de análise; (c): zona com temp. entre 55 e 60°C

(b) = zona com temperaturas entre 45 e 55°C

(t) = zona com temperaturas entre 40 e 45°C

- = análise não-realizada

Quadro 4.10.c - Redução Percentual Total do Número de Indicadores e Salmonella Durante a Fase de Degradação Ativa para Pilhas Windrow e Leiras Estáticas Aeradas

REDUÇÃO PERCENTUAL DE INDICADORES E <u>Salmonella</u>							
PILHAS WINDROW				LEIRAS ESTÁTICAS AERADAS			
Nº	C.F.	E.F.	Salm.	Nº	C.F.	E.F.	Salm.
11	s/anál.	99,9667	-	20	s/anál.	99,9667	-
12	99,9970	99,2000	-	21	s/anál.	99,9000	-
13	descart	99,9000	-	22	descart	99,9000	-
14	90,0000	99,3750	-	23	descart	descart	-
15	99,9990	99,986	-	24	99,7667	descart	-
16	99,9996	99,9000	-	25	99,9200	90,0000	-
17	99,9600	99,5000	-	26	96,1667	99,9911	-

C.F.: coliformes fecais; E.F.: estreptococos fecais

Salm.: Salmonella

s/análise: microrganismo não-analisado

- : microrganismo não-detectado em número suficiente

Quadro 4.11 - Meios de Cultura e de Triagem e Testes Adicionais para *Salmonella* Utilizados na Fase Experimental

PILHAS WINDROW								
MEIO DE CULTURA	PLTR 11	PLTR 12	PLTR 13	PLTR 14	PLTR 15	PLTR 16	PLTR 17	MICROORGANISMO e FASE DE AN.
M.Lauryl	+	+	+	+	+	+	+	C. fecais
KF-Agar	+	+	+	+	+	+	+	E. fecais
Água Peptonada	+	+	+	+	+	+	+	Pré-enriq.(S)
Caldo RV	-	+	+	+	+	+	+	Enriquec.(S)
C.Tetrionato	+	-	-	-	-	-	-	Enriquec.(S)
BG Agar	+	-	-	-	-	-	-	Cresc.Sel.(S)
XLD Agar	-	+	-	-	-	-	-	Cresc.Sel.(S)
MLCB Agar	-	+	+	+	+	+	+	Cresc.Sel.(S)
McConkey	-	-	+	+	+	+	+	Purificação
Citrato	+	-	-	-	-	-	-	Test.Bioq.(S)
LIA	-	+	+	+	+	+	+	Test.Bioq.(S)
IAL	-	-	-	-	-	-	-	Test.Bioq.(S)
Oxidase*	-	+	+	+	+	+	+	Test.Adic.(S)
PSO e PSH*	-	-	+	+	+	+	+	Sorologia (S)

+ = meio de cultura utilizado

- = meio de cultura não-utilizado

* = testes adicionais para *Salmonella*

C.fecais: coliformes fecais; E.fecais: estreptococos fecais

(S): *Salmonella*

Caldo RV: Rapaport Vassidialis

Quadro 4.11 - Continuação

LEIRAS ESTÁTICAS AERADAS								
MEIO DE CULTURA	PLTA 20	PLTA 21	PLTA 22	PLTA 23	PLTA 24	PLTA 25	PLTA 26	MICROORGANISMO e FASE DE AN.
M.Lauryl	-	-	+	+	+	+	+	C. fecais
KF-Agar	+	+	+	+	+	+	+	E. fecais
Água Peptonada	+	+	+	+	+	+	+	Pré-enriq.(S)
Caldo RV	-	-	+	+	+	+	+	Enriquec.(S)
C.Tetracionato	+	+	-	-	-	-	-	Enriquec.(S)
BG Agar	+	+	-	-	-	-	-	Cresc.Sel.(S)
XLD Agar	-	-	+	+	-	-	-	Cresc.Sel.(S)
MLCB Agar	-	-	+	+	+	+	+	Cresc.Sel.(S)
McConkey	-	-	+	+	+	+	+	Purificação
Citrato	+	+	-	-	-	-	-	Test.Bioq.(S)
LIA	-	-	+	+	+	+	+	Test.Bioq.(S)
IAL	-	-	-	-	+	+	-	Test.Bioq.(S)
Oxidase*	-	-	+	+	+	+	+	Test.Adic.(S)
PSO e PSH*	-	-	+	+	+	+	+	Sorologia (S)

+ = meio de cultura utilizado

- = meio de cultura não-utilizado

* = testes adicionais para *Salmonella*

C.fecais: coliformes fecais; E.fecais: estreptococos fecais

(S): *Salmonella*

Quadro 4.12.a - Características Iniciais da Matéria Prima
Utilizada para a Construção do
Experimento de Controle

DADOS INICIAIS DA LEIRA

.Matéria prima utilizada: lixo triturado de B. Horizonte

.Temperatura da matéria prima: 38°C

.Temperatura da leira: TOPO: 22°C
 BASE: 31°C
 CENTRO: 30°C
 TERMISTOR: 34°C

.Taxa de aeração: 2 min. ON/ 25 min. OFF

.Temperatura de controle da leira: 65°C

.Quantidade de material: 6000 Kg

.Densidade: 534,80 Kg/m³

Quadro 4.12.b - Desenvolvimento de Temperaturas na Leira de
Controle Durante a Fase de Degradação Ativa

TEMPERATURA (°C)

IDADE	T.AMBIENTE	T.BASE	T.CENTRO	T.TOPO	TERMISTOR
0	20	31	30	22	34
5	22	47	66	73	63
10	22	58	75	77	73,9
15	22	47	67	70	65,5
20	18	32	63	67	62,2
22(final)	20	48	71	73	69,4

.Temperatura maior que 60°C ocorreu no terceiro dia

Quadro 4.12.c - Resultados de Análise Físicas e Físico-químicas Realizadas para Experimento de Controle Durante a Fase de Degradação Ativa

ANÁLISES FÍSICAS E FÍSICO-QUÍMICAS				
PERÍODO	pH	UMIDADE(%)	SÓL.VOL.(%)	SÓL.FIX. (%)
inicial	5,54	66,82	72,59	27,41
final	7,57	66,04	54,40	45,60
Δ (%)	-	1,16	25,06	-

Quadro 4.12.d - Resultados de Análises Bacteriológicas Realizadas para Experimento de Controle Durante a Fase de Degradação Ativa

Estreptococos fecais (ufc/g de material)					
Z.TÉRMICA	DIA 0	DIA 8	DIA 16	DIA 22	Δ (%)
QUENTE(t)	3×10^5	$< 10^4$	$< 10^2$	$< 10^2$	99,98
MÉDIA (c)	3×10^5	$< 10^4$	1×10^2	$< 10^2$	99,98
FRIA (b)	3×10^5	3×10^4	7×10^2	$< 10^2$	99,98

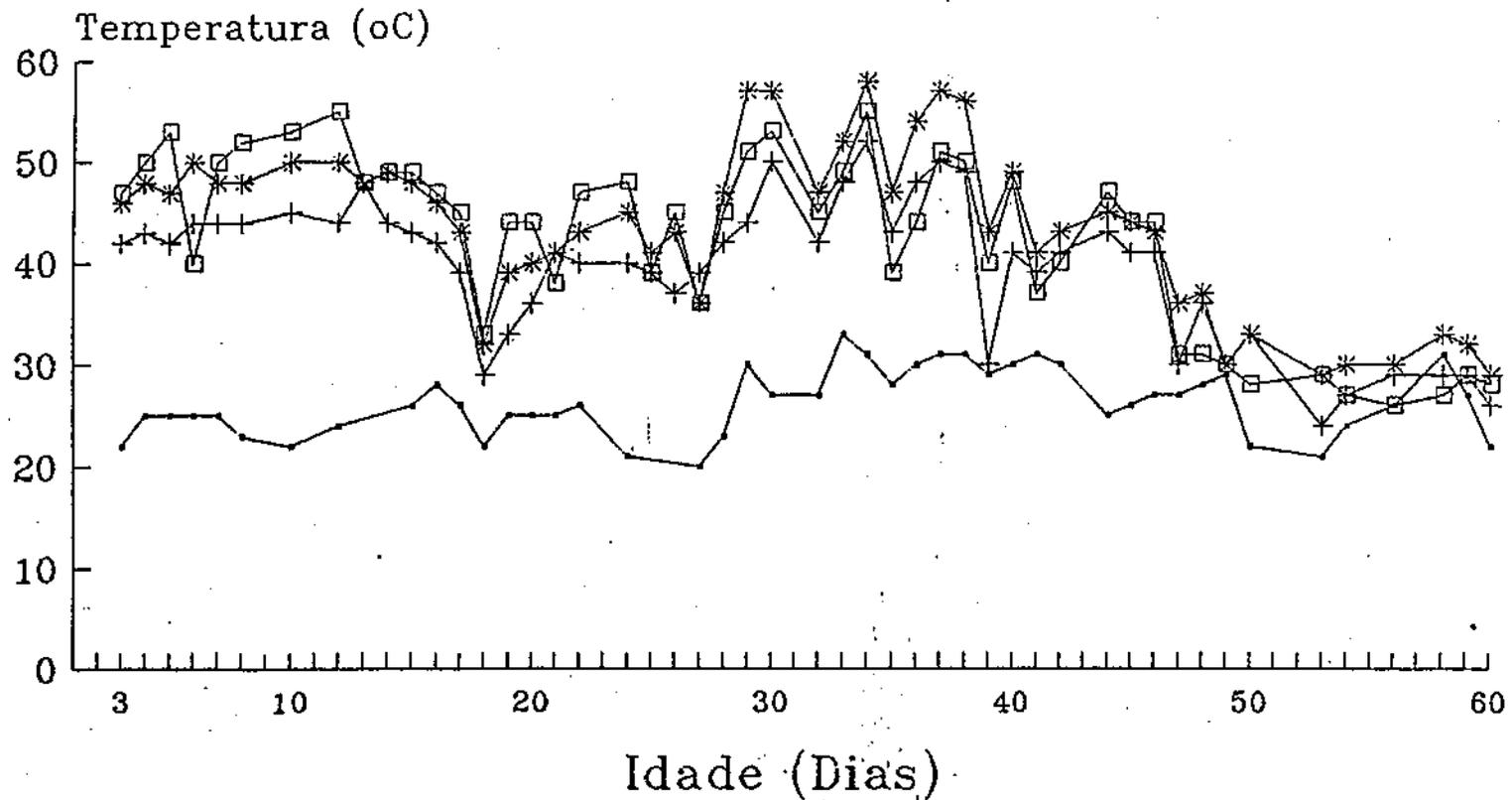


Figura 4.1 - Variação de Temperatura Durante a Fase Ativa - PLTR-11

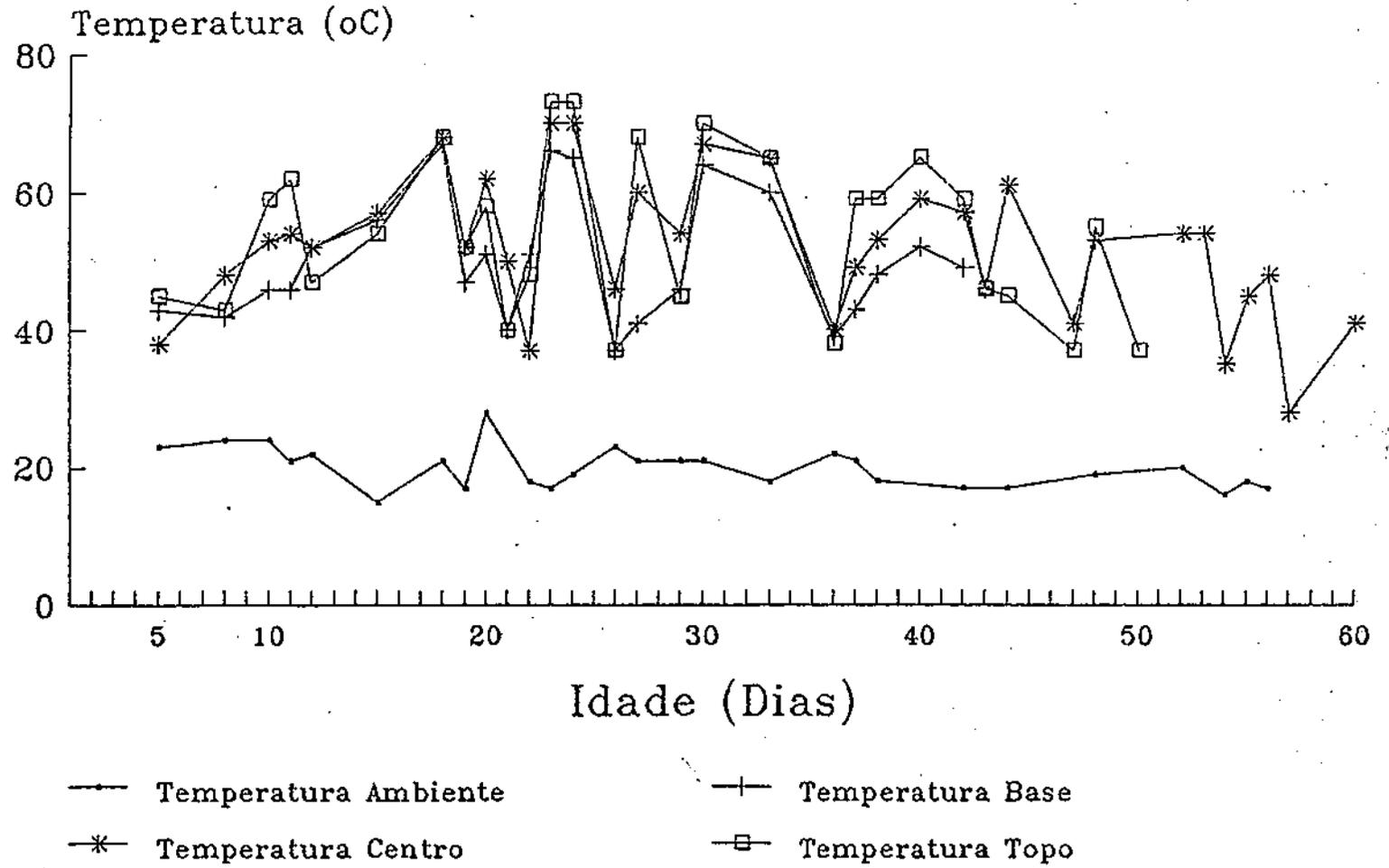


Figura 4.2 - Variação de Temperatura Durante a Fase Ativa - PLTR-12

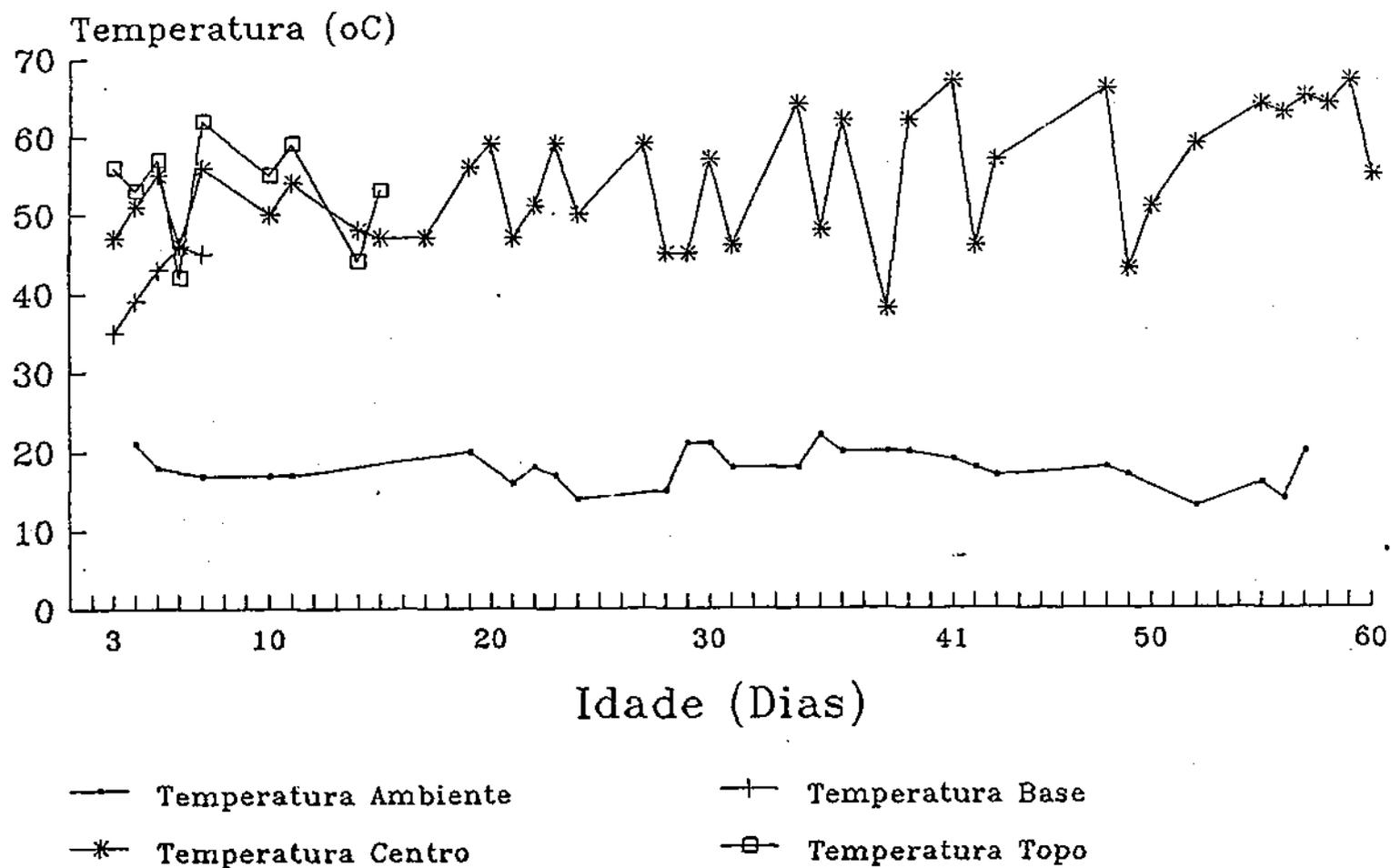


Figura 4.3 - Variação de Temperatura Durante a Fase Ativa - PLTR-13

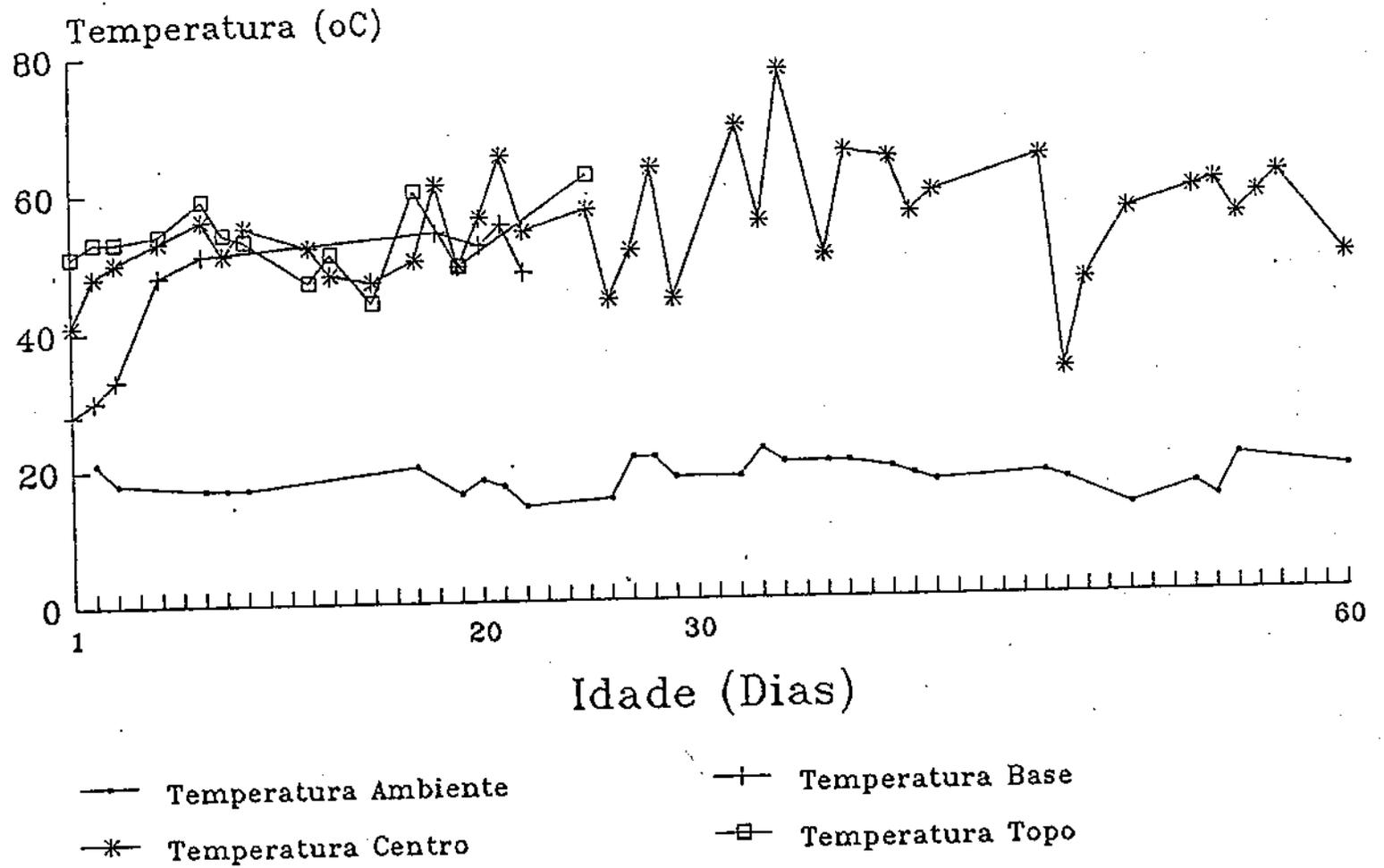


Figura 4.4 - Variação de Temperatura Durante a Fase Ativa - PLTR-14

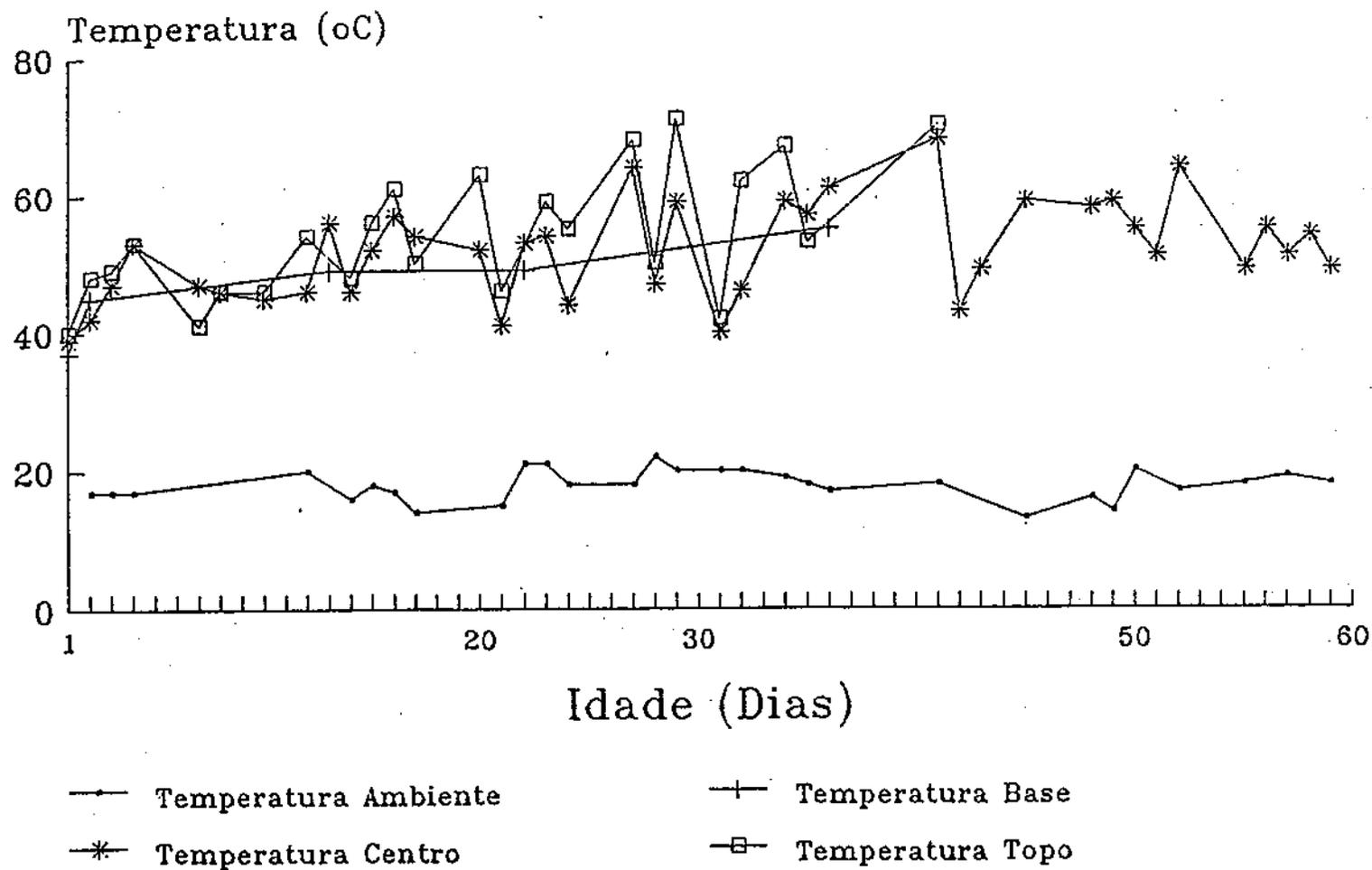


Figura 4.5 - Variação de Temperatura Durante a Fase Ativa - PLTR-15

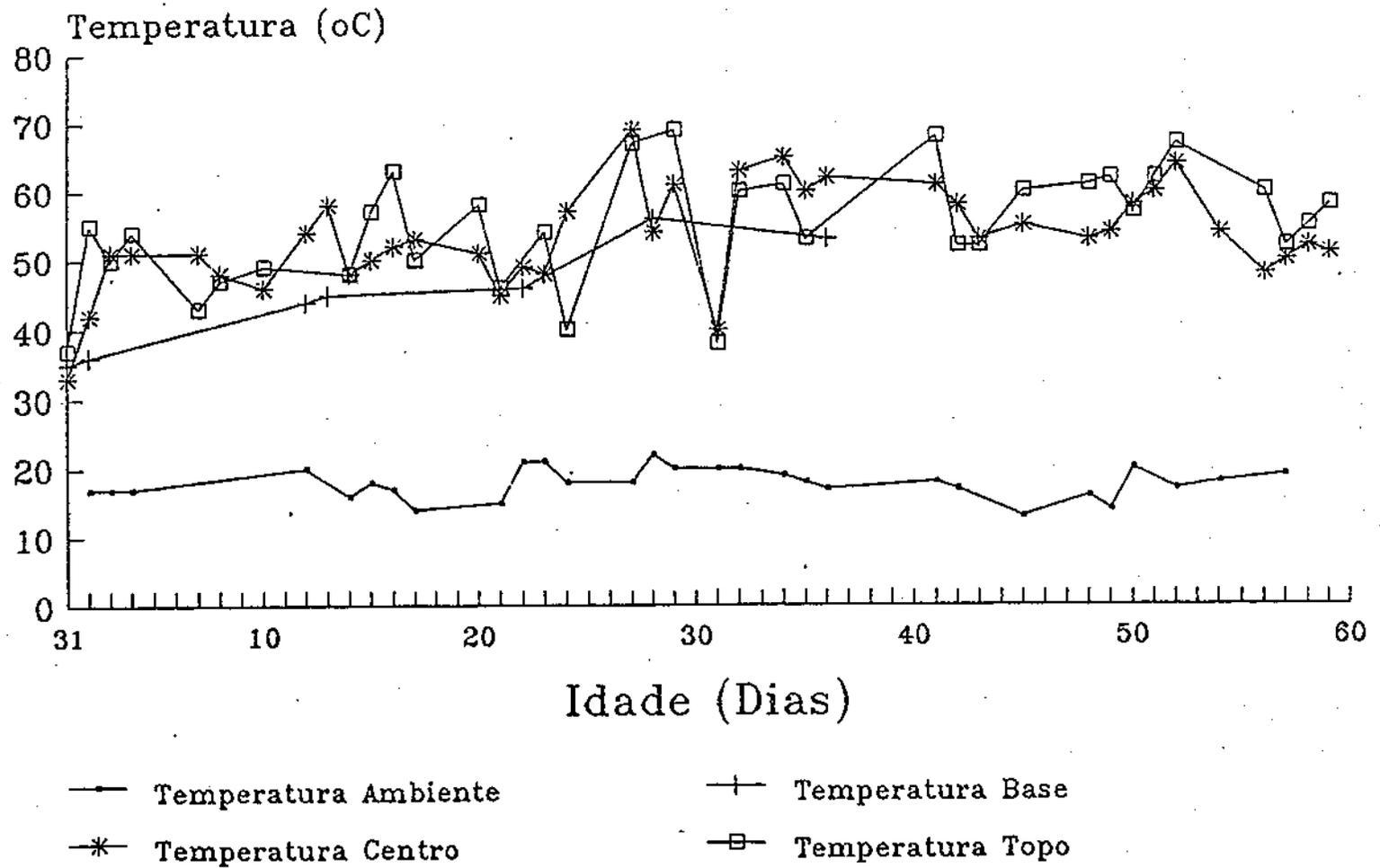


Figura 4.6 - Variação de Temperatura Durante a Fase Ativa - PLTR-16

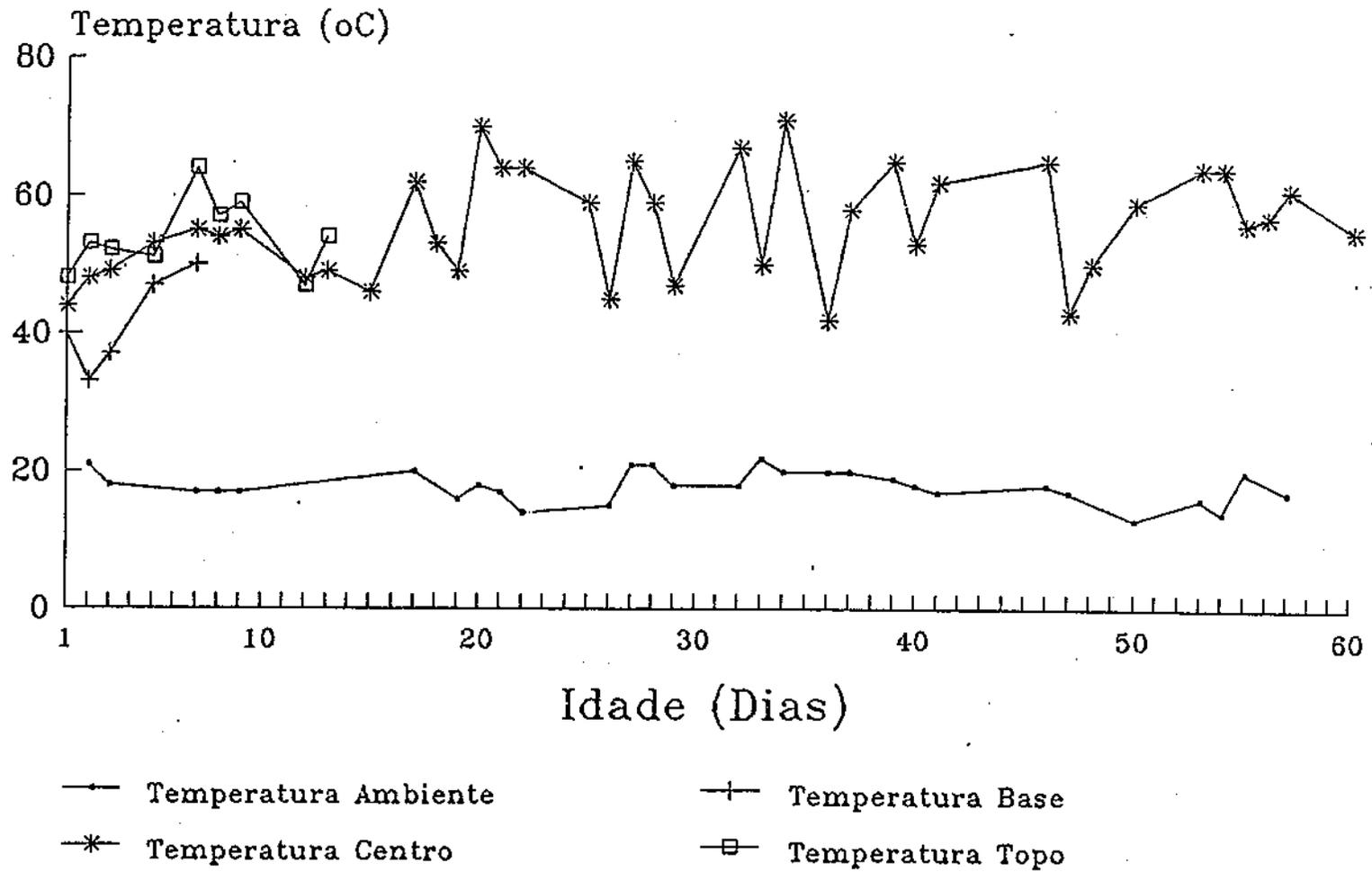


Figura 4.7 - Variação de Temperatura Durante a Fase Ativa - PLTR-17

CAPÍTULO V

DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

A avaliação da qualidade sanitária de compostos produzidos a partir de lixo, no Brasil, ainda está na fase inicial de estudos. A maioria da literatura disponível, senão toda ela, é proveniente de países da Europa e América do Norte (especialmente Inglaterra e Estados Unidos), cujas características climáticas e composição do lixo são diferentes das brasileiras. Além disso, grande parte destes trabalhos é desenvolvida *in vitro*, o que torna as condições de contorno diferentes daquelas de um trabalho em escala real.

Neste trabalho, a quantidade de material utilizada na construção das leiras (cerca de seis toneladas) durante a fase experimental, correspondeu à produção aproximada de uma população de 20.000 habitantes (aproximadamente dez toneladas de lixo não-separado), permitindo obter dados considerados de escala real, com matéria prima regional e sob condições ambientais reais. A análise da ocorrência de um patógeno (*Salmonella*), ao lado de indicadores universais, buscou investigar a eficiência desse processo de tratamento em gerar um produto estabilizado biologicamente e também seguro, do ponto de vista sanitário.

A) A Influência da Temperatura

A importância da existência e manutenção de uma temperatura ideal de compostagem que conjugue os objetivos de uma melhor biodegradação e maior sanitização dos resíduos sólidos é conhecida a algum tempo (Hughes, 1980). Autores como Finstein *et alii* (1980), Golueke (1982), McKinley e Vestal (1985), de Bertoldi *et alii* (1991), apontam como valor ideal de temperatura 55°C, o qual deve ser mantido na maior parte da massa de compostagem, durante o maior período de tempo possível e de forma constante, o que atingiria ambos os objetivos.

Os resultados para pilhas windrow e leiras estáticas aeradas, permitem concluir que, apesar das pilhas windrow apresentarem um

melhor desempenho na biodegradação (avaliado através da redução de sólidos voláteis) o que mostra que fatores como aeração e umidade foram administrados corretamente, as altas temperaturas atingidas não foram suficientes para eliminar completamente os microrganismos indicadores. Em relação aos microrganismos, a eficiência das leiras estáticas aeradas foi duas vezes superior à das pilhas reviradas já que seu período de degradação ativa foi aproximadamente a metade do delas. A deficiência básica nas windrow foi a impossibilidade de manter a constância das temperaturas e uma distribuição mais homogênea delas na massa de compostagem. Este problema é bastante minimizado pela aeração forçada e a consequência imediata é o aumento da eficiência na sanitização do composto.

Analisando os resultados das leiras estáticas aeradas (incluindo o experimento de confirmação), nota-se que o controle de temperatura, apesar de ser um importante fator para o aumento da eficiência na sanitização de compostos, por si só não é suficiente e o resultado final é bastante dependente do conjunto de fatores que definem a ecologia microbiana numa leira, ou seja: condições de pH, umidade, antagonismo entre populações, fim de substrato, entre outros.

Nas leiras aeradas 20 a 26, a temperatura de controle escolhida ($55 - 60^{\circ}\text{C}$) para a nova situação operacional do sistema, com tubulação de aeração na base, propiciou uma distribuição de temperaturas tal que em parte significativa da massa de compostagem, permaneceu abaixo do valor ideal preconizado. Além disso, surgiram problemas de ressecamento e compactação do material. Como resultado, a temperatura deixou de ser um fator limitante no processo de sanitização, tornando a remoção de patógenos mais lenta e incompleta.

No experimento de controle, a elevação da temperatura de controle para 65°C , adequada também às demais condições da leira (especialmente ao perfil de temperaturas normalmente desenvolvido naquela situação), tornou a temperatura o fator preponderante na eliminação de patógenos: aumentou a eficiência do processo em mais que o dobro, considerando o parâmetro velocidade ou tempo necessário para a total eliminação de indicadores.

Conclui-se que a temperatura é, sem dúvida, o fator mais decisivo na eficiência da compostagem em eliminar patógenos e a

constância de sua aplicação (temperatura + tempo) à massa compostada assegura sua eficiência.

A temperatura de controle aplicada a cada leira estática aerada, não deve ser necessariamente igual ao valor preconizado como ideal pela literatura para o processo como um todo, porém, deve ser sempre adequado às condições operacionais, de forma que a maior parte do material, este sim, atinja a temperatura determinada.

Chegou-se a essa conclusão ao observar dois fatos ocorridos ao longo do trabalho. Em primeiro lugar, a lenta redução de indicadores obtida nos experimentos PLTA-20 a 26 em relação aos resultados conseguidos anteriormente para o mesmo material (Nóbrega, 1991), embora a faixa de temperatura de controle utilizada foi igual à citada pela literatura especializada como ideal (55 - 60°C). Porém, na presente pesquisa, o perfil de temperaturas desenvolvido no interior das leiras não favoreceu um bom aproveitamento das temperaturas termofílicas pois uma parte considerável da massa de compostagem ficou sob temperaturas não inibidoras de estreptococos fecais, especialmente nas leiras PLTA-24, 25 e 26.

Em segundo lugar, o aumento de eficiência verificado no experimento de controle, cuja temperatura utilizada para condicionar a operação do sistema foi superior à adotada anteriormente (65°C). Como a tubulação de aeração situava-se na base da leira, o perfil de temperaturas desenvolvido foi diferente dos primeiros experimentos e houve melhor distribuição das zonas térmicas (ver Figura 2.5). Com a temperatura de controle aumentada, ocorreu um aumento de temperaturas em toda a massa de compostagem.

Desta maneira, acredita-se ser mais importante que a massa de compostagem atinja a temperatura ideal, ainda que a temperatura de controle supere aquela indicada pela literatura, devendo-se sempre adequá-la à maneira de operar o sistema de compostagem. Sugere-se que outros estudos sejam desenvolvidos no sentido de verificar este fato.

Ao longo dos anos, a comunidade científica vem se preocupando em sistematizar a compostagem, criando tecnologias cada vez mais voltadas para a maior eficiência do processo, aliada à segurança em sua operação. Para tanto, esta mesma comunidade tem desenvolvido normas de operação destes processos e especificações para o produto dele resultante. Assim, a fim de prevenir uma operação deficiente do

sistema de compostagem adotado e a obtenção de produtos de baixa qualidade tanto no aspecto da estabilidade biológica quanto na ausência de contaminação por microrganismos patogênicos, é importante registrar que devem ser respeitados os critérios que estabelecem que a compostagem, como um processo de tratamento de resíduos sólidos, deve desenvolver-se sob temperaturas termofílicas, aplicadas à maior parte do material e pelo maior período de tempo possível.

B) A Influência da Estratificação Térmica sobre a Eliminação de Patógenos em Leiras Estáticas Aeradas

Os resultados mostram que a estratificação de temperaturas dentro da massa de compostagem nas leiras estáticas influenciou na eficiência da sanitização do composto, fazendo com que nas zonas mais quentes esta eficiência fosse maior. Mais uma vez, foi confirmada a necessidade de obter melhores condições de aeração e distribuição de temperaturas numa massa de compostagem durante a fase de degradação ativa, a fim de assegurar que a maior parte do material compostado sofrerá a ação desinfetante das temperaturas termofílicas.

C) A Utilização do Patógeno Salmonella como Indicador Microbiológico

A utilização de Salmonella como indicador mostrou algumas desvantagens. Dentre estas destacou-se o condicionamento da ocorrência do patógeno ao tipo de material estudado, que mostrou que o microrganismo é frágil, não suportando um pré-tratamento mecanizado (lixo de B. H.). Tal fato além de demonstrar a susceptibilidade do patógeno, inviabiliza sua utilização como indicador, (pelo menos sem inóculo).

No digester DANO, da maneira que o sistema é operado em Belo Horizonte, com tempo de permanência de 1,5 dias, a temperatura máxima chega a 50 - 55°C (71). Pode-se concluir que a ausência de Salmonella foi devida à sua termolabilidade, o que foi confirmado por outros autores (Pereira Neto, 1987).

Outros pontos desfavoráveis foram o alto consumo de material (meios de cultura e vidrarias); grande demanda de tempo, tanto para

a realização de cada etapa do ensaio quanto para a obtenção do resultado final (6 a 8 dias, o que impede a detecção imediata de falhas tais como a própria inexistência do microrganismo na matéria-prima).

A possibilidade frequente de obter resultados falso-positivos, ainda que usando meios seletivos, cuja confirmação só poderia ser verificada no final do ensaio, após seis dias ou mediante a utilização de mais de um meio de cultura por etapa - aumentando custos e duração da análise, foi outra desvantagem.

Os resultados encontrados para Salmonella, reforçam as observações de Rudolfs *et alii* (1950) sobre a sobrevivência desse microrganismo fora de seu habitat e os fatores, dos que foram estudados nessa pesquisa, que maior influência exerceram sobre a eliminação do patógeno, dentre os listados pelos autores, foram a temperatura e o número inicial de microrganismos (já que a metodologia de análise de Salmonella cercou-se de todo o cuidado possível).

Quanto à capacidade de persistência de Salmonella em resíduos sólidos encontrada por outros autores (Hussong, 1985; Ward *et alii*, 1981; Yeager e Ward, 1981), não foi verificado nenhum comportamento semelhante durante a fase ativa da compostagem. Porém, deve-se ressaltar que os autores supracitados obtiveram seus resultados *in vitro* e a temperatura não era o fator limitante de interesse. Já a termotolerância encontrada por Carrington *et alii* (1982), quando analisando a eliminação de Salmonella em digestão anaeróbia de lodos de esgotos, refere-se a uma faixa de temperaturas bastante inferiores àquelas que se desenvolveram na fase ativa do processo de compostagem. Nesse trabalho, ao contrário, repetiu-se o comportamento termolábil da Salmonella quando submetida às temperaturas termofílicas da compostagem, já referido anteriormente.

A respeito da pertinência da utilização de Salmonella como indicador, pode-se dizer que, quando foi possível detectar o microrganismo, estabeleceu-se uma correlação entre o comportamento deste patógeno e dos indicadores coliformes fecais e estreptococos fecais, como já reconhecido por outros autores (Bergner-Rabinowitz, 1956; Chandler e Craven 1978; Morínigo *et alii*, 1990). Porém, para o material estudado, cuja incidência de Salmonella era extremamente baixa ou inexistente, o mais indicado foi usar esta correlação para

considerar que a redução do número de indicadores correspondia a eliminação do patógeno.

Na compostagem de resíduos sólidos urbanos, a utilização de *Salmonella* como único indicador, não é aconselhável, devido à sua sensibilidade às temperaturas desenvolvidas neste processo (em primeiro lugar) e à complexidade de sua quantificação e identificação.

Os indicadores monitorados refletiram com propriedade o desenrolar da eliminação de patógenos na massa de compostagem durante a fase de degradação ativa do processo e sua aplicação é suficiente para a obtenção de informações seguras, além de eliminar as dificuldades técnicas encontradas ao trabalhar com um patogênico. Entretanto, o fato de possuir técnicas mais simples e rápidas de trabalho não elimina a possibilidade de haver limitações relacionados ao uso dos indicadores universais. Um problema ocorrido durante o trabalho foi a contaminação de meios de cultura, sendo as mais afetadas as determinações de coliformes fecais. Entretanto, foi também relatado sérios problemas de contaminação para estreptococos fecais (Vitorino, 1991), especialmente por fungos, fato ocorrido também nesta pesquisa, embora em proporções bastante reduzidas.

Outra limitação se deve ao número reduzido de patógenos, como ocorrido com *Salmonella* neste trabalho, e de acordo com o material usado, poderá ser necessário utilizar inóculo. Este fato também foi relatado por Vitorino (1991), que utilizou na compostagem resíduos de indústria sucro-alcooleira, material este que não denotava a existência de microrganismos. Neste trabalho observou-se que a análise de estreptococos fecais foi mais eficiente que coliformes fecais, no que se refere à contaminação, tornando-as a única alternativa de resultados confiáveis, já que o patógeno não era detectável no material da pesquisa.

A discussão acerca de parâmetros microbiológicos para composto e compostagem ainda se encontra em discussão. Segundo de Bertoldi (1991), recomenda-se além de coliformes e estreptococos fecais, a utilização de Enterobacteriaceae, pelo menos um tipo de vírus e um tipo de ovo de parasitas, como indicadores adicionais.

CAPÍTULO VI CONCLUSÕES

As conclusões da presente pesquisa são:

- i) a associação entre altas temperaturas aplicadas durante período de tempo adequado e constante é o fator mais eficiente na eliminação de patógenos durante a fase de degradação ativa do processo de compostagem.
- ii) a eficiência desta eliminação é condicionada fortemente por fatores operacionais do processo: tipo de aeração adotado, temperatura de controle, aspectos construtivos das leiras, correções de umidade, e pela própria ecologia microbiana. Essa ecologia é representada pela capacidade de sobrevivência desenvolvida pelos microrganismos, nas condições do ambiente da massa de compostagem à medida que o processo se desenvolve: ressecamento, mudança de pH, antibiose, competição, fim da disponibilidade de nutrientes, etc.
- iii) a estratificação térmica desenvolvida no interior de leiras estáticas aeradas corresponde uma eficiência diferenciada na eliminação de patógenos: a eliminação de patógenos em áreas específicas dentro da massa de compostagem é diretamente proporcional às temperaturas nelas desenvolvidas. A maior homogeneização da distribuição das temperaturas no interior das leiras tende a homogeneizar este desempenho.
- iv) a utilização de Salmonella como indicador da eliminação de patógenos durante a fase de degradação ativa da compostagem, não apresentou vantagens que justificassem seu emprego sistemático.

v) durante a fase de degradação ativa pode não ocorrer a eliminação total dos microrganismos indicadores. Os microrganismos remanescentes sofrerão outros efeitos letais na fase de cura ou maturação tais como: antibiose e competição, tornando essa fase de grande importância na compostagem.

Espera-se que este trabalho possa contribuir para o conhecimento das condições do lixo brasileiro e dos processos de compostagem no país.

SUGESTÕES

Em face da apresentação de um sistema de aeração forçada com utilização de um aspecto construtivo novo (posição da tubulação de aeração), da utilização de substratos diferentes no processo de compostagem e, num contexto mais amplo, da incipiência das especificações microbiológicas para composto, o presente trabalho gostaria de apresentar como sugestões:

i) que prossigam os estudos acerca da eficiência do novo sistema de aeração adotado, testando diferentes características operacionais, especialmente a temperatura de controle e a correção de umidade, a fim de comprovar a inadequação do sistema na eliminação de patógenos e mesmo na biodegradação ou, em caso contrário, encontrar as condições de contorno ideais para sua aplicação;

ii) que no decorrer desses estudos sejam testados os substratos utilizados nesse trabalho, e ainda outros, variando a proporção de mistura dos mesmos, com a finalidade de encontrar o tipo adequado de material a ser utilizado com sucesso neste novo sistema;

iii) que, dentro das novas condições de trabalho a ser avaliadas, se insista na avaliação de ocorrência e decaimento de Salmonella, uma vez que o microrganismo é recomendado pela literatura especializada como índice de qualidade sanitária de compostos orgânicos de lixo;

iv) que, com finalidades de avaliação de qualidade bacteriológica do material e de maior conhecimento dos processos ecológicos que se desenvolvem durante a compostagem, sejam acompanhados outros microrganismos patogênicos, em termos de ocorrência e decaimento e

v) que seja feita a avaliação bacteriológica do material durante a fase de maturação.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- 01 - Abdel-Nasser, M., Safwat, M.S.A. e Ni, M.Z.H. (1982): "Effects of Plant Residues on Soil Microbes". Biocycle Set./Out: 38 - 40.
- 02 - Alcaide, E., Martinez, J.P., Martinez-Germes, P. e Garay, E. (1982): "Improved Salmonella Recovery from Moderate to Highly Polluted Waters". Journal of Applied Bacteriology, 53: 143 - 146.
- 03 - Alcaide, E., Martinez, J.P., e Garay, E. (1984): "Comparative Study on Salmonella Isolation from Sewage Contaminated Natural Waters". Journal of Applied Microbiology, 56: 365 - 371.
- 04 - Alexander, M. (1976): "Natural Selection and The Ecology of Microbial Adaptation in Biosphere". In: Extreme Environments - Mechanisms of Microbial Adaptation (Milton R. Heinrich). Academic Press, New York, pp 3 - 25.
- 05 - Alexander, M. (1977): "Introduction to Soil Microbiology". J. Wiley and Sons, N. Y., 467 pp.
- 06 - American Public Health Association (1989): "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater". 17 ed., APHA, Washington, D.C..
- 07 - Bell, R.G. (1976): "Persistence of Fecal Coliform Indicator Bacteria on Alfalfa Irrigated with Municipal Sewage Lagoon Effluent". J. Environ. Qual., 5 (1): 39 - 42.
- 08 - Bergner-Rabinovitz, S. (1956): "The Survival of Coliforms, Streptococcus faecalis and Salmonella tennessee in the Soil and Climate of Israel". Applied Microbiology, 4: 101 - 106.

- 09 - Bertoldi, M. de, Vallini, G. e Pera, A. (1983): "The Biology of Composting - A Review". Waste Management and Research, ISWA, 1: 157 - 176.
- 10 - Bertoldi, M. de, Zucconi, F. e Civilini, M. (1991): "Temperature, Pathogen Control and Product Quality". In: The Biocycle Guide to The Art and Science of Composting (revista Biocycle). J. G. Press Inc. Emmaus, pp 195 - 199.
- 11 - Bier, Otto (1985): "Microbiologia e Imunologia".. 24^a ed., Melhoramentos, São Paulo, 1234 pp.
- 12 - Bitton, G., Pancorbo, O.C. e Farrah, S.R. (1984): "Virus Transport and Survival After Land Application of Sewage Sludge". Applied and Environmental Microbiology, Maio, 47 (5): 905 - 909.
- 13 - Bollen, G.J. (1984): "The Fate of Plant Pathogens During Composting of Crop Residues". Seminar on Composting Agricultural and Other Wastes. Oxford, Março, 11 pp.
- 14 - Boscov, I. (1989): "Experiências Buscam Aproveitamento Inteligente do Lixo das Cidades". Jornal Folha de São Paulo, cad. Cidades, 30 de abril, São Paulo, pp c-1.
- 15 - Briody, B.A., Gillis, R.E. (1974): "Microbiology and Infectious Disease". Mc Graw - Hill Book Company, N. Y., 707 pp.
- 16 - Burnett, G.W. e Schuster, G.S. (1973): "Pathogenic Microbiology". The C. V. Mosby Company, Saint Louis, 519 pp.
- 17 - Carpenter, P.L. (1977): "Microbiology". 4 ed., W. B. Saunders Company, Filadelfia, 512 pp.
- 18 - Carrington, E.G., Harman, S.A. e Pike, E.B. (1982): "Inactivation of Salmonella During Anaerobic Digestion of Sewage Sludge". Journal of Applied Bacteriology, The Society for Applied Bacteriology, 53: 331 - 334.

- 19 - Carvalho, F.M., Cruz, M., Mathias, C., Matos, M.A.A.K., Pereira, P.M.S. e Orrico, S.R.M. (1990): "Diarrréia Aguda e Contaminação de Água". Revista Bio, 2 (3): 45 - 47.
- 20 - CETESB (1989): "Microbiologia Ambiental". Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, São Paulo, 147 pp.
- 21 - Chagas, C. (1992): "Vamos Reciclar o Lixo". Revista Saúde, Editora Azul, São Paulo, 100 (9): 68 - 75.
- 22 - Chandler, D.S. e Craven, J.A. (1978): "Environmental Factors Affecting Escherichia coli and Salmonella typhimurium Numbers on Land Used for Effluent Disposal". Aust. J. Agric. Res., 29: 577 - 585.
- 23 - Chandler, D.S. e Craven, J.A. (1980): "Relationship of Soil Moisture to Survival of Escherichia coli and Salmonella typhimurium in Soils". Aust. J. Agric. Res., 31: 547 - 555.
- 24 - Cross, P. (1985): "Health Aspects of Nghtsoil and Sludge Use in Agriculture and Acquaculture". WHO International Reference Centre for Wastes Disposal, Swiss Federal Institute for Water Resources and Water Pollution Control, Suíça. Dez, 23: 1- 10.
- 25 - Demuynch, M., Nyns, E.J., Naveau, H.P. (1984): "A Review of The Effects of Anaerobic Digestion on Odour and Disease Survival". Seminar on Composting Agricultural and Other Wastes. Oxford, Março, p 1 - 12.
- 26 - Dunlop, S.C. e Wen-Lan, L.W. (1961): "Studies on the Use of Sewage Effluent for Irrigation of Truck Crops". Journal of Milk and Food Technology, 24: 44 - 47.
- 27 - Epstein, E., Wilson, G.B. e Burge, W.B. (1976): "A Forced Aeration System for Composting Wastewater Sludge". JWPCF, 48 (4): 688 - 694.

- 28 - Ercolani, G.L. (1979): "Differential Survival of Salmonella typhi, Escherichia coli and Enterobacter aerogenes on Lettuce in the Field". Zbl. Bakt. II. Abt., 134: 402 - 411.
- 29 - Food and Drugs Administration (1984): "Bacteriological Analytical Manual". 6 ed., Association of Official Analytical Chemists, FDA, Virginia, 213 pp.
- 30 - Finstein, M. S. e Morris, M.L. (1975): "Microbiology of Municipal Solid Waste Composting". Advances in Applied Microbiology, 19: 113 - 151.
- 31 - Finstein, M.S., Cirello, J., Suler, D.J., Morris, M.L. e Strom, P.F. (1980): "Microbial Ecosystems Responsible for Anaerobic Digestion and Composting". JWPCF, 52 (11): 2675 - 2685.
- 32 - Finstein, M.S., Wei-Ru Lin, K., Fischler, G.E. (1982): "Sludge Composting and Utilization - Review of the Literature on Temperature Inactivation of Pathogens". Cook College, N. Jersey, 29 pp.
- 33 - Godden, B., Penninckx, M., Pierard, A. e Lannoye, R. (1983): "Evolution of Enzyme Activities and Microbial Populations During Composting of Cattle Manure". European Journal of Applied Microbiology and Biotechnology, Springer - Verlag, pp 306 - 310.
- 34 - Golueke, C.G. (1982): "When Is Compost Safe?". Biocycle, Mar/Abr, pp 28 - 38.
- 35 - Golueke, C.G. (1991): "Principles of Composting". In: The Biocycle Guide to the Art and Science of Composting (revista Biocycle). J. G. Press Inc., pp 14 - 39.
- 36 - Gompertz, O.F., Ceballos, B.S.O., Cornejo, L.C.Z. (1989): "Biologia dos Fungos". In: Microbiologia (Trabulsi), 2^a ed., Livraria Atheneu Editora, São Paulo, pp 241 - 247.

- 37 - Gray, T.R.G., Williams, S.T. (1971): "Soil Micro - Organisms" Oliver and Boyd, University Reviews in Botany, 2. Edinburgh, 240 pp.
- 38 - Haug, R.T. (1979): "Engineering Principles of Sludge Composting". JWPCF, 51 (8): 2189 - 2197.
- 39 - Haug, R.T. (1980): "Composting Engineering Principles and Practice". Ann Arbor Science, Michigan, 655 pp.
- 40 - Hay, H.C., Kuchenrither, R.D. (1990): "Fundamentals and Application of Windrow Composting". Journal of Environmental Engineering, ASCE, 116 (4): 746 - 763.
- 41 - Hughes, E.G. (1980): "The Composting of Municipal Wastes". In: Handbook of Organic Waste Conversion. Michael W. M. Bewick, Van Nostrand Reinhold, Environmental Engineering Series, pp 108 - 134.
- 42 - Hussong, D., Burge, W.D. e Enkiri, N.K. (1985): "Occurrence, Growth and Supression of Salmonella in Composted Sewage Sludge". Applied and Environmental Microbiology, American Society for Microbiology, 50 (4): 887 - 893.
- 43 - IAWPRC Study Group on Health Related Water Microbiology (1991): "Bacteriophages as Model Viruses in Water Quality Control". Water Research, Pergamon Press, Great Britain, 25 (5): 529 - 545.
- 44 - Josland, S.W. (1951): "Survival of Salmonella typhimurium on Various Substances under Natural Conditions". The Australian Veterinary Journal, 264 - 266.
- 45 - Kane, B.E., Mullins, J.T. (1973): "Termophilic Fungi in a Municipal Waste Compost System". Journal Mycologia, 65: 1087 - 1100.

- 46 - Keller, P. (1991): "Proper Degree of Stability". In: The Biocycle Guide to the Art and Science of Composting (revista Biocycle). J. G. Press Inc., 178 - 179.
- 47 - Kiehl, E.J. (1985): "Compostagem". In: Fertilizantes Orgânicos, São Paulo, Editora Agronômica Ceres, pp 229 - 308.
- 48 - Kovács, F. e Tamási, G. (1979): "Survival Times of Bacteria in Liquid Manure". Acta Veterinaria Academiae Scientiarum Hungaricae, 27 (1 - 2): 47 - 54.
- 49 - Kushner, D.J. (1979): "Microbial Life in Extreme Environments". Academic Press, London, 465 pp.
- 50 - Lacey, J. e Williamson, P.A.M. : "Airborne Microorganisms Associated with Domestic Waste Composting at Orl Castle Bromwich". AFRC Institute of Arable Crops Research, Rothamsted Experimental Station, Harpenden, Herts AL5 2JQ, 23 pp.
- 51 - Leite, F.S.S., Rocha, L.L., Venâncio, A.M., Ptak, M., Cardoso, M.A.C. (1990): "Impacto na Saúde dos Catadores do Lixão da Terra Dura e Estudo Gravimétrico". Revista BIO, ABES, R.J. 2 (3): 48 -51.
- 52 - Lima, L.M.Q. (1984): "Tratamento de Lixo". Editora Hemus, São Paulo, 240 pp.
- 53 - Ljungdahl, L.G. e Sherod, D. (1976): "Proteins from Thermophilic Microorganisms". In: Extreme Environments - Mechanisms of Microbial Adaptation (Milton R. Heinrich). Academic Press, New York, pp 147 - 187.
- 54 - Lopez-Real, J., Foster, M. (1984): "Plant Pathogen Survival During the Composting of Agricultural Organic Wastes". Seminar on Composting Agricultural and Other Wastes. Oxford, Março, 10 pp.

- 55 - Mc Gregor, S.T., Miller, F.C., Pzarianos, K.M. e Finstein, M.S. (1981): "Composting Process Control Based Between Microbial Heat Output and Temperature". Applied Environmental Microbiology, 41 (6): 1321 - 1330.
- 56 - Mc Kinley, V.L., Vestal, J.R. e Eralp, A.E. (1985): "Microbial Activity in Composting". Biocycle, Set/Out: 39 - 43.
- 57 - Mc Kinley, V.L. e Vestal, J.R. (1985): "Physical and Chemical Correlates of Microbial Activity and Biomass in Composting Municipal Sewage Sludge". Applied and Environmental Microbiology, 50 (6): 1395 - 1403.
- 58 - Mc Kinney, R.E. (1962): "Microbiology for Sanitary Engineers". Mc Graw-Hill Book Company Inc., N.Y., 293 pp.
- 59 - Mara, D.D., Stentiford, E.I. (1983): "Forced Aeration Composting of Domestic Refuse and Sewage Sludge". Leeds University Internal Report, Leeds; 79 pp.
- 60 - Mara, D.D., Stentiford, E.I. (1983): "Forced Aeration Composting of Sewage Sludge, Refuse and Farm Wastes". Leeds University Internal Report, Leeds; 8 pp.
- 61 - Mara, D.D. e Cairncross, S. (1987): "Wastewater and Excreta Use in Agriculture and Acquaculture in Developing Countries". World Health Organization, United Nations Environment Programme, Suíça, 6 pp.
- 62 - Middaugh, C.R. e Mc Elroy, R.D. (1976): "Kinetic Behavior of A Thermophilic Enzyme in Response to Temperature Perturbations". In: Extreme Environments - Mechanisms of Microbial Adaptation (Milton R. Heinrich). Academic Press, N.Y., pp 201 - 212.

- 63 - Moats, W.A. (1978): "Comparison of Four Plating Media With and Without Added Novobiocin for Isolation of Salmonella from Beef and Deboned Poultry Meat". Applied and Environmental Microbiology, American Society for Microbiology, 36 (5): 747 - 751.
- 64 - Morinigo, M.A., Córnaç, R., Munoz, M.A. e Romero P. (1990): "Relationships Between Salmonella spp and Indicator Microorganisms in Polluted Natural Waters". Wat. Res., 24 (1): 117 - 120.
- 65 - Nakasaki, K., Sasaki, M., Shoda, M. e Kubota, H. (1985): "Changes in Microbial Numbers During Thermophilic Composting of Sewage Sludge With Reference to CO₂ Evaluation Rate". Applied and Environmental Microbiology, 49 (1): 37 - 41.
- 66 - Nakasaki, K., Sasaki, M., Shoda, M. e Kubota, H. (1985): "Characteristics of Mesophilic Bacteria Isolated During Thermophilic Compost of Sewage Sludge". Applied and Environmental Microbiology, American Society for Microbiology, 49 (1): 42 - 45.
- 67 - Nóbrega, C.C. (1991): "Estudo e Avaliação de um Método Híbrido de Aeração Forçada para Compostagem em Leiras". Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande, 85 pp.
- 68 - Oliveira, W.E. (1978): "Resíduos Sólidos e Limpeza Pública". FINEP, Financiadora de Estudos e Projetos, São Paulo, 62 pp.
- 69 - Oragui, J.I. (1982): "Bacteriological Methods for the Distinction Between Human and Animal Faecal Pollution". Tese de Doutorado, Universidade de Leeds, Leeds, Inglaterra, 239 pp.

- 70 - Oragui, J.I., Mara, D.D. (1983): "Investigation of the Survival Characteristics of Rhodococcus coprophilus and Certain Fecal Indicator Bacteria". Applied and Environmental Microbiology, American Society for Microbiology, 46 (2): 356 - 360.
- 71 - PAOH (1986): "An Overview of Leading Tropical Disease Problems in the Americas". PAOH Bulletin, 20 (2): 203 - 209.
- 72 - Pelczar Jr., M.J., Reid, R.D., Chan, E.C.S. (1980): "Microbiologia" vol 1, Mc Graw-Hill do Brasil, São Paulo, 576 pp.
- 73 - Pereira Neto, J.T. (1980): "Limpeza Pública - Saneamento do Lixo". Imprensa Universitária, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 40 pp.
- 74 - Pereira Neto, J.T., Stentiford, E.I., Smith, D.V. (1986): "Survival of Faecal Indicator Microorganisms in Refuse/Sludge Composting Using the Aerated Static Pile System". Waste Management and Research, Inglaterra, ISWA; 4: 397 - 406.
- 75 - Pereira Neto, J.T. (1987): "On the Treatment of Municipal Refuse and Sewage Sludge Using Aerated Static Pile Composting - A Low Cost Technology Approach". Tese de Doutorado, Universidade de Leeds, Leeds, Inglaterra, 320 pp.
- 76 - Pereira Neto, J.T., Stentiford, E.I. (1987): "Sistema de Compostagem por Pilhas Estáticas Arejadas - Uma Alternativa de Baixo Custo ao Tratamento e Reciclagem do Lixo Urbano e Lamas de Esgotos Domésticos". Informação APESB, n^o 29, Lisboa, pp 3 - 19.
- 77 - Pereira Neto, J.T. (1989): "Conceitos Modernos de Compostagem". Revista Engenharia Sanitária, 28 (2): 104 - 109.

- 78 - Pereira Neto, J.T. (1990): "Lixo Hospitalar: Problema, Diretrizes e Política". In: Congresso sobre Lixo Hospitalar da Cidade De Vitória - ES, publicado nos anais do congresso, 9 pp.
- 79 - Pereira Neto, J.T. (1991): "Reciclagem e Compostagem do Lixo Domiciliar". In: Seminário Internacional em Engenharia de Resíduos Sólidos, UNICAMP, Campinas, 15 a 18 de julho, publicado nos anais do congresso, 15 pp.
- 80 - Pereira Neto, J.T., Stentiford, E.I. (1992): "The Main Process Constraints in Composting". In: I Simpósio Italo-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, ABES. Rio de Janeiro, 29/03 a 03/04, publicado nos anais do congresso, 12 pp.
- 81 - Rezende, A.A.P. (1991): "Estudo e Avaliação de Um Processo de Reciclagem e Compostagem dos Resíduos Sólidos Urbanos". Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 151 pp.
- 82 - Rigby, C.E., Pettit, J.R. (1980): "Delayed Secondary Enrichment for the Isolation of Salmonellae from Broiler Chickens and Their Environment". Applied and Environmental Microbiology, 40 (4): 783 - 786.
- 83 - Rudolfs, W., Lloyd, L.F. e Ragotzkie, R.A. (1950): "Literature Review on the Occurrence and Survival of Enteric, Pathogenic, and Relative Organisms in Soil, Water, Sewage, and Sludges, and Vegetation". Sewage and Industrial Wastes, 22 (10): 1261 - 1281.
- 84 - Ruiz, B.G., Espinar, A.C. e Carmona, M.J.B. (1987): "A Comparative Study of Strains of Salmonella Isolated from Irrigation Waters, Vegetables and Human Infections". Epidem. Inf., 98: 271 - 276.

- 85 - Russ, C.F., Yanko, W.A. (1981): "Factors Afecting Salmonellae Repopulation in Composted Sludge". Applied and Environmental Microbiology, 41 (3): 597 - 602.
- 86 - Sanchez, M. (1987): "Resíduos Sólidos Um Problema Nacional". In: 14^o Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, São Paulo, 20 a 25 de setembro. Revista Engenharia Sanitária, 26 (4): 349.
- 87 - Sikora, L.J., Sowers, M.A. (1983): "Factors Affecting The Composting Process". In: Composting of Solid Wastes and Slurries, Department of Civil Engineering, Leeds University, pp 1 - 30.
- 88 - Smith, A.L. (1980): "Fundamentos de Microbiologia" do original Principles of Microbiology, 8 ed, The C. V. Mosby Company, S. Louis. Trad.: Eduardo A. Esquerre e J.A. Ferrer, Ediciones de Universidad de Navarra (Colecion Ciencias Medicas), Pamplona, 914 pp.
- 89 - Stanier, R.Y., Ingraham, J.L., Wheelis, M.L., Pointer, P.R. (1988): "General Microbiology". 5 ed., Mac Millan Education Ltd., London, 675 pp.
- 90 - Stenesh, J. (1976): "Information Transfer in Termophilic Bacteria". In: Extreme Environments - Mechanisms of Microbial Adaptation (Milton R. Heinrich). Academic Press, N.Y., 362 pp.
- 91 - Stentiford, E.I., Taylor, P.I., Leton, T.G. e Mara, D.D. (1985): "Forced Aeration Composting of Domestic Refuse and Sewage". JWPCF, 84 (1): 23 - 32.
- 92 - Stentiford, E.I. (1987): "Controlled Composting of Domestic Refuse and Sewage Sludge". In: Symposium on Waste Biotechnology, pp 1 - 11.

- 93 - Stentiford, E.I. (1991): "The Composting Process Applied to Sewage Sludge and Source Separated Refuse". Leeds University Internal Report, Leeds, pp 1 - 13.
- 94 - Strauch, D. (1986): "Microbiological Specifications of Desinfected Compost". In: Compost: Production, Quality and Use. Elsevier Applied Science, London, pp 210 - 229.
- 95 - Strom, P.F. (1985): "Identification of Termophilic Bacteria in Solid Waste Composting". Applied and Environmental Microbiology, 50 (4): 906 - 913.
- 96 - Vitorino, K.M.N. (1991): "Estudo da Compostabilidade de Resíduos de Usinas de Açúcar e Alcool". Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Paraíba, C. Grande, 156 pp.
- 97 - Ward, R.L., Yeager, J.G., Ashley, C.S. (1981): "Response of Bacteria in Wastewater Sludge to Moisture Loss by Evaporation and Effect of Moisture Content on Bacterial Inactivation by Ionizing Radiation". Applied and Environmental Microbiology, 41 (5): 1123 - 1127.
- 98 - Watkins, J., Sleath, K.P. (1984): "Aspects of the Microbiology of Sewage and Water Treatment". YWA South Eastern Division, 19 pp.
- 99 - Wiley, B.B., Westerberg, S.C. (1969): "Survival of Human Pathogens in Composted Sewage". Applied Microbiology, 18 (6): 994 - 1001.
- 100 - Wiley, J.S. (1962): "Pathogen Survival in Composting Municipal Wastes". JWPCF, 34 (1): 80 - 90.
- 101 - Wistreich, G.A., Lechtman, M.D. (1976): "Microbiology and Human Disease". Glencoe Publishing Co, Inc., Encino, Cal, 905 pp.

- 102 - Yeager, J.G., Ward, R.L. (1981): "Effects of Moisture Content on Long-term Survival and Rgrowth of Bacteria in Wastewater Sludge". Applied and Environmental Microbiology, 41 (5): 1117 - 1122.
- 103 - YWA (1982): "The Bacteriological Examination of Drinking Water Suplies - Methods of Analysis". In: Reports on Public Health and Medical Subjects, n^o 71, Yorkshire Water Authority, 156 pp.
- 104 - Zucconi, F and Bertoldi, M. de (1991): "Specifications for Solid Waste Compost". In: The Biocycle Guide to the Art and Science of Composting, J.G.. Press Inc., pp 200 - 207.