

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ
CENTRO DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA QUÍMICA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA QUÍMICA

TRATAMENTO DE RESÍDUOS FRUTIHORTÍCULAS

MARIA CRISTINA RIZK

MARINGÁ – PR – BRASIL
FEVEREIRO DE 2009

Livros Grátis

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ
CENTRO DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA QUÍMICA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA QUÍMICA

TRATAMENTO DE RESÍDUOS FRUTIHORTÍCULAS

MARIA CRISTINA RIZK

Mestre em Engenharia Química, UEM, 2004

Orientadora: Prof^a Dr^a Rosângela Bergamasco

Co-orientadora: Prof^a Dr^a Célia Regina Granhen Tavares

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química da Universidade Estadual de Maringá, como parte dos requisitos necessários à obtenção do Grau de Doutor em Engenharia Química, área de Desenvolvimento de Processos.

MARINGÁ – PR – BRASIL

FEVEREIRO DE 2009

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)
(Biblioteca Central - UEM, Maringá – PR., Brasil)

R627t Rizk, Maria Cristina
Tratamento de resíduos frutihortícolas / Maria
Cristina Rizk. -- Maringá : [s.n.], 2009.
xvii f, 131 f. : il.

Orientadora : Profa. Dra. Rosângela Bergamasco.
Co-orientadora: Profa. Dra. Célia Regina Granhen
Tavares
Tese (doutorado) - Universidade Estadual de Maringá.
Programa de Pós-graduação em Engenharia Química, 2009.

1. Resíduos frutihortícolas. 2. Tratamento biológico
de resíduos. 3. Digestão anaeróbia. 4. Compostagem. 4.
Composto orgânico. I. Universidade Estadual de Maringá.
Programa de Pós-graduação em Engenharia Química.

Cdd 21.ed. 660.286

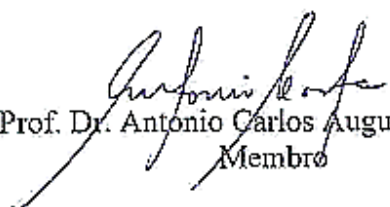
UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ
CENTRO DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA QUÍMICA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA QUÍMICA

Esta é a versão final da Tese de Doutorado apresentada por Maria Cristina Rizk perante a Comissão Julgadora do Curso de Doutorado em Engenharia Química em 17 de fevereiro de 2009.

COMISSÃO JULGADORA

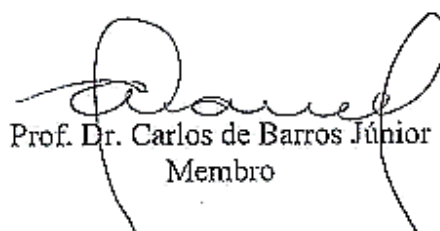

Profª Drª Rosângela Bergamasco
Orientadora


Profª Drª Célia Regina Granhen Tavares
Co-orientadora


Prof. Dr. Antonio Carlos Augusto da Costa
Membro


Prof. Dr. Antonio Cezar Leal
Membro


Drª Cláudia Telles Benatti
Membro


Prof. Dr. Carlos de Barros Júnior
Membro

*À minha família e aos meus
amigos, pelo amor e carinho
que sempre me dedicaram.*

*“Seja você a mudança que espera ver
no mundo”.*

Mahatma Gandhi

AGRADECIMENTOS

Agradeço a todas as pessoas que contribuíram para a realização deste trabalho e em especial:

A Prof^a Dr^a Rosângela Bergamasco e a Prof^a Dr^a Célia Regina Granhen Tavares, pela orientação, amizade e conselhos transmitidos com grande dedicação e sabedoria ao longo de todos esses anos.

A Central de Abastecimento de Maringá (CEASA), pelo fornecimento do resíduo frutihortícola e de informações necessárias para o desenvolvimento do trabalho.

Ao Serviço Autárquico de Obras Públicas (SAOP) de Maringá, pelo auxílio na quantificação dos resíduos gerados pela CEASA (Maringá).

A SANEPAR (Maringá); Universidade Estadual de Maringá (Fazenda Experimental); COCAMAR Cooperativa Agroindustrial; Usina de Açúcar Santa Terezinha Ltda. e Madeireira Santo Antônio, pelo fornecimento de resíduos.

Aos funcionários do DEQ e PEQ.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pelo apoio financeiro.

E com carinho, a todos os meus amigos, que sempre me acompanharam, quer em pensamento, quer presentes, que Deus os ilumine e os proteja.

TRATAMENTO DE RESÍDUOS FRUTIHORTÍCULAS

AUTORA: MARIA CRISTINA RIZK

ORIENTADORA: PROF^a DR^a ROSÂNGELA BERGAMASCO

CO-ORIENTADORA: PROF^a DR^a CÉLIA REGINA GRANHEN TAVARES

Tese de Doutorado, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química; Universidade Estadual de Maringá; Av. Colombo, 5790, BL. E46 – 09; CEP: 87020-900 – Maringá – PR, Brasil, defendida em 17 de fevereiro de 2009, 131 p.

RESUMO

Os resíduos orgânicos precisam ser tratados e dispostos adequadamente no ambiente para não causarem diferentes formas de poluição e prejuízos à saúde pública. Assim, o presente trabalho teve como objetivo o estudar o tratamento dos resíduos orgânicos gerados na Central de Abastecimento (CEASA) de Maringá – Paraná. Para isso, ensaios de digestão anaeróbia foram realizados em reatores batelada em escala piloto (reator de 70 litros; temperatura ambiente; inoculante: lodo de esgoto; ausência de agitação e tempo de operação de 300 dias) e em escala reduzida (reatores de 100 mL; 25 °C; inoculantes: água, esgoto doméstico, lodo de esgoto, dejetos de suínos; ausência e presença de agitação e tempo de operação de 60 dias). Também foram realizados ensaios de compostagem em seis experimentos distintos com tempo de monitoramento superior a 100 dias, nos quais foram misturados aos resíduos da CEASA (RC) os seguintes resíduos: serragem (SE), resíduo de poda e capina (RPC), bagaço de cana (BC), torta de soja (TS) e cinza de caldeira (CC). Todos os processos foram monitorados em termos de parâmetros físico-químicos. Os compostos orgânicos produzidos foram avaliados por meio do plantio e crescimento de mudas de milho. O processo de digestão anaeróbia em escala piloto, conforme foi desenvolvido, não levou a uma eficiente degradação dos resíduos frutihortícolas, pois houve um baixo consumo da acidez volátil do meio, além disso, as remoções de DQO foram muito baixas, aproximadamente 30%. Em relação ao processo de digestão anaeróbia em escala reduzida, pode-se dizer que os melhores resultados foram obtidos quando se diluiu os resíduos da CEASA com elevadas proporções de esgoto doméstico e dejetos de

suíno, nos ensaios com agitação. Porém, embora tenham sido obtidos resultados satisfatórios, pode-se dizer que o resíduo da CEASA atingiu apenas uma estabilização parcial, impossibilitando a adequada disposição no ambiente. Os principais resultados obtidos no processo de compostagem permitem concluir que o tratamento se mostrou viável, pois foi capaz de produzir compostos orgânicos passíveis de serem utilizados na agricultura. Os compostos produzidos na leira 2 (50% RC; 50% RPC), na leira 5 (50% RC; 30% TS; 20% RPC) e na vermicompostagem (50% RC; 50% RPC) apresentaram condições de comercialização. O composto orgânico produzido na leira 4 (50% RC, 30% CC; 20% RPC) foi o que produziu mudas de milho com a maior biomassa, porém esse composto não diferiu estaticamente dos demais compostos, exceto do composto produzido na leira 1 (50% RC; 50% SE).

Palavras-chave: Resíduos frutihortícolas; Digestão anaeróbia; Compostagem; Composto orgânico.

TREATMENT OF FRUIT AND VEGETABLE WASTES TREATMENT**AUTHOR: MARIA CRISTINA RIZK****SUPERVISOR: PROF^a DR^a ROSÂNGELA BERGAMASCO****CO-SUPERVISOR: PROF^a DR^a CÉLIA REGINA GRANHEN TAVARES**

Doctorate Thesis; Chemical Engineering Graduate Program; State University of Maringá; Av. Colombo, 5790, BL. E46 – 09; CEP: 87020 – 900; Maringá – PR, Brazil, presented on 17th February 2009, 131 p.

ABSTRACT

The organic waste need to be treated and disposed correctly in the environment in order to avoid the different pollution forms and health public problems. So, the aim of the present work, was to study the treatment of the fruit and vegetable wastes (FVW) generated in a local central distribution market for food CEASA (Maringá – Paraná). For this, the anaerobic digestion essays had been performed in batch reactors in pilot scale (70 litter reactor; room temperature; inoculant: sewage slude; monitoring time of 300 days) and in small scale (100 mL reactor; 25 °C; inoculants: water, domestic sewage, sewage sludge, swine waste; absence and presence of agitation; monitoring time of 60 days). It also had been done composting essays in six different experiments with monitoring time superior to 100 days, in which it had been added to the FVW the following wastes: sawdust (SA), residue of pruning and weeding (RPW), sugarcane bagasse (SB), soybean cake (SC) and boiler ash (BA). The organic compost produced had been evaluated as organic substrate in the planting of corn. All the processes had been evaluated by physical and chemical parameters. The anaerobic digestion process in pilot scale, as it had been developed, didn't led to an efficient degradation of fruit and vegetable wastes, because there was a low consumption of the volatile fatty acids and the removal of the chemical oxygen demand was very low, approximately 30%. In the small scale anaerobic digestion, it can be said that the best results had been obtained when the fruit and vegetable wastes had been diluted with high proportions of domestic sewage and swine waste, in the tests with agitation. However, although satisfactory results had been obtained the FVW had been got a partial stabilization, and the waste produced in the process couldn't be adequately

disposed in the environment. The main results that had been obtained in the composting lead to conclude that this process have been feasible, because it was able to produce organic composts that can be used in agriculture. The composts produced in the pile 2 (50% FVW, 50% RPW), in the pile 5 (50% FVW, 30% SC, 20% RPW) and in the vermicomposting (50% FVW, 50% RPW) had showed adequate characteristics for being commercialized. The organic compost produced in the pile 4 (50% FVW, 30% BA; 20% RPW) had been the compost that produced the bigger biomass of corn, but it hadn't differed statically of the other composts, unless the compost produced in the pile 1 (50% FVW, 50% SA).

Keywords: Fruit and vegetable wastes; Anaerobic digestion; Composting; Organic compost.

ÍNDICE GERAL

CAPÍTULO 1 - INTRODUÇÃO E OBJETIVOS	1
CAPÍTULO 2 - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	3
2.1 – RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS	3
2.1.1 – RESÍDUOS DE FRUTIHORTÍCULAS	7
2.2 – DIGESTÃO ANAERÓBIA.....	9
2.2.1 – FATORES QUE INFLUENCIAM O PROCESSO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA	14
2.2.1.1 – pH.....	14
2.2.1.2 – Acidez volátil e alcalinidade total.....	15
2.2.1.3 – Temperatura	15
2.2.1.4 – Nutrientes	16
2.2.1.5 – Toxicidade	17
2.2.2 – ESTUDOS REFERENTES AO PROCESSO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA	18
2.3 – COMPOSTAGEM.....	20
2.3.1 – FATORES QUE INFLUENCIAM O PROCESSO DE COMPOSTAGEM.....	22
2.3.1.1 – pH.....	22
2.3.1.2 – Temperatura	22
2.3.1.3 – Umidade.....	23
2.3.1.4 – Nutrientes	23
2.3.1.5 – Aeração	24
2.3.1.6 – Dimensão das partículas	24
2.3.1.7 – Dimensão das leiras	25
2.3.1.8 – Microbiologia da Compostagem	25
2.3.2 – VERMICOMPOSTAGEM	26
2.3.3 – ESTUDOS REFERENTES AOS PROCESSOS DE COMPOSTAGEM E VERMICOMPOSTAGEM	27
2.3.4 – COMPOSTO ORGÂNICO.....	29
CAPÍTULO 3 - METODOLOGIA	34
3.1 – RESÍDUOS.....	34
3.1.1 – RESÍDUOS DA CEASA	34
3.1.2 – RESÍDUOS ADICIONAIS.....	34
3.1.3 – CARACTERIZAÇÃO DOS RESÍDUOS	35

3.2 – DIGESTÃO ANAERÓBIA.....	36
3.2.1 – DIGESTÃO ANAERÓBIA EM ESCALA PILOTO	36
3.2.1.1 – Configurações do reator.....	36
3.2.1.2 – Procedimento experimental.....	37
3.2.2 – DIGESTÃO ANAERÓBIA EM ESCALA REDUZIDA	38
3.3 – COMPOSTAGEM.....	41
3.3.1 – DESCRIÇÃO DO SISTEMA	41
3.3.2 – PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL.....	43
3.3.3 – VERMICOMPOSTAGEM	44
3.3.4 – APLICAÇÃO DO COMPOSTO ORGÂNICO.....	45
3.4 – MÉTODOS ANALÍTICOS	47
3.4.1 – pH.....	47
3.4.2 – ACIDEZ VOLÁTIL E ALCALINIDADE TOTAL	47
3.4.3 – SÓLIDOS.....	48
3.4.4 – UMIDADE, MATÉRIA ORGÂNICA, CINZAS E CARBONO ORGÂNICO.....	48
3.4.5 – DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO.....	48
3.4.6– NITROGÊNIO KJELDAHL.....	48
3.4.7 – DENSIDADE.....	48
3.4.8– FÓSFORO.....	49
3.4.9 – METAIS PESADOS, MACRO E MICRONUTRIENTES	49
3.4.10 – CONDUTIVIDADE ELÉTRICA	49
3.5 – PROPOSIÇÃO DE UM SISTEMA DE TRATAMENTO.....	49
CAPÍTULO 4 - RESULTADOS E DISCUSSÃO	50
4.1 – GERAÇÃO DE RESÍDUOS NA CEASA – MARINGÁ	50
4.2 – DIGESTÃO ANAERÓBIA.....	52
4.2.1 – DIGESTÃO ANAERÓBIA EM ESCALA PILOTO	52
4.2.1.1 – pH e AV/AL.....	53
4.2.1.2 – DQO	55
4.2.1.3 – Nutrientes	57
4.2.1.4 – Biogás.....	59
4.2.1.5 – Umidade, matéria orgânica, cinzas e carbono orgânico	60
4.2.1.6 – Sólidos.....	61
4.2.2 – DIGESTÃO ANAERÓBIA EM ESCALA REDUZIDA	63
4.2.2.1 – pH e AV/AL.....	65

4.2.2.2 – DQO	68
4.2.2.3 – Relação C/N.....	69
4.2.2.4 – Biogás.....	71
4.3 – PROCESSO DE COMPOSTAGEM	72
4.3.1 – TEMPERATURA.....	75
4.3.2 – UMIDADE	77
4.3.3 – PH.....	79
4.3.4 – CARBONO ORGÂNICO	81
4.3.5 – NITROGÊNIO KJELDAHL.....	82
4.3.6 – RELAÇÃO C/N.....	83
4.3.7 – MATÉRIA ORGÂNICA	85
4.3.8 – METAIS PESADOS, MACRO E MICRONUTRIENTES	86
4.3.9 – COR E ODOR	90
4.3.10 – DENSIDADE.....	91
4.3.11 – CONDUTIVIDADE ELÉTRICA	92
4.3.12 – RENDIMENTO E REDUÇÃO DA MASSA DE RESÍDUOS	93
4.3.13 – CARACTERIZAÇÃO DO COMPOSTO FINAL.....	94
4.3.14 – APLICAÇÃO DO COMPOSTO ORGÂNICO PRODUZIDO	96
4.4 – PROPOSIÇÃO DE UM SISTEMA DE TRATAMENTO.....	100
4.4.1 – DESCRIÇÃO DO PROCESSO DE TRATAMENTO	104
CAPÍTULO 5 - CONCLUSÃO	106
CAPÍTULO 6 - SUGESTÕES.....	108
CAPÍTULO 7 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	109
ANEXOS.....	117

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 2.1 – Conversão biológica em sistemas anaeróbios	10
Figura 2.2 – Conversão biológica em sistemas aeróbios.....	21
Figura 3.1 – Módulo de biodigestão	37
Figura 3.2 – Seqüência dos procedimentos experimentais realizados no ensaio de digestão anaeróbia em escala piloto.....	38
Figura 3.3 – Desenho esquemático do experimento digestão anaeróbia em reatores em escala reduzida.....	40
Figura 3.4 – Seqüência dos procedimentos experimentais realizados no ensaio de digestão anaeróbia em reatores em escala reduzida.....	40
Figura 3.5 – Seqüência dos procedimentos experimentais realizados na compostagem e na vermicompostagem e da aplicação do composto produzido	47
Figura 4.1 – Evolução do pH e da relação AV/AL ao longo do tempo.....	54
Figura 4.2 – Eficiência de remoção de DQO.....	56
Figura 4.3 – Evolução do teor de nutrientes ao longo do tempo	57
Figura 4.4 – Evolução das relações C/N e C/P ao longo do tempo.....	58
Figura 4.5 – Evolução da produção de biogás ao longo do tempo.....	59
Figura 4.6 – Evolução da umidade, matéria orgânica, cinzas e carbono orgânico.....	61
Figura 4.7 – Eficiência de remoção de sólidos	62
Figura 4.8 – pH final em função da diluição	66
Figura 4.9 – Relação AV/AL final em função da diluição	67
Figura 4.10 – Eficiência de remoção de DQO em função da diluição	68
Figura 4.11 – Relação C/N final em função da diluição	70
Figura 4.12 – Evolução da produção de biogás em função da diluição	71
Figura 4.13 – Evolução da temperatura ao longo do tempo.....	76
Figura 4.14 – Evolução da umidade ao longo do tempo	78
Figura 4.15 – Evolução do pH ao longo do tempo.....	80
Figura 4.16 – Evolução do carbono orgânico ao longo do tempo.....	81
Figura 4.17 – Evolução do nitrogênio Kjeldahl	83
Figura 4.18 – Evolução da relação C/N ao longo do tempo.....	84
Figura 4.19 – Evolução da matéria orgânica ao longo do tempo	85
Figura 4.20 – Coloração do composto final	90

Figura 4.21 – Evolução do crescimento das mudas de milho	96
Figura 4.22 – Gráfico de interação para a resposta “Biomassa seca produzida”	99
Figura 4.23 – <i>Lay out</i> da unidade de compostagem	103

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 2.1 – Composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos de algumas cidades brasileiras.....	6
Tabela 2.2 – Composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos de Maringá (PR)	6
Tabela 2.3 – Caracterização de resíduos frutihortícolas.....	8
Tabela 2.4 – Concentrações ótimas e inibitórias de alguns íons para o processo de digestão anaeróbia.....	17
Tabela 2.5 – Especificações dos fertilizantes orgânicos mistos e compostos	31
Tabela 3.1 – Condições estudadas nos ensaios de digestão anaeróbia.....	39
Tabela 3.2 – Proporção de resíduos utilizados nas leiras estudadas.....	42
Tabela 3.3 – Macronutrientes da terra	46
Tabela 3.4 – Granulometria da terra.....	46
Tabela 4.1 – Quantificação da geração de resíduos na CEASA – Maringá.....	51
Tabela 4.2 – Caracterização da mistura de resíduos frutihortícolas inoculados com lodo de esgoto.....	53
Tabela 4.3 – Características dos resíduos utilizados no ensaio de biodigestão em escala reduzida	64
Tabela 4.4 – Características dos resíduos.....	73
Tabela 4.5 – Caracterização da mistura de resíduos.....	74
Tabela 4.6 – Concentração de metais pesados nos compostos produzidos	87
Tabela 4.7 – Concentração de macro e micronutrientes dos compostos produzidos	88
Tabela 4.8 – Densidade dos compostos produzidos	91
Tabela 4.9 – Condutividade elétrica dos compostos produzidos.....	92
Tabela 4.10 – Rendimento e redução da massa de resíduos.....	93
Tabela 4.11 – Caracterização do composto orgânico produzido.....	95
Tabela 4.12 – Análise de variância da resposta “Biomassa seca produzida” variando a porcentagem de composto orgânico e os diferentes compostos orgânicos	97
Tabela 4.13 – Resultados do Teste de Tukey para a resposta “Biomassa seca produzida” variando a porcentagem de composto orgânico	97
Tabela 4.14 – Resultados do Teste de Tukey para a resposta “Biomassa seca produzida” variando o composto orgânico.....	98

Tabela 4.15 – Análise de variância da resposta “Biomassa seca produzida” variando os materiais puros usados no plantio.....	99
Tabela 4.16 – Resultados do Teste de Tukey para a resposta “Biomassa seca produzida” variando os materiais puros usados no plantio	100

NOMENCLATURA

ABNT	- Associação Brasileira de Normas Técnicas
ABRELPE	- Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
AL	- alcalinidade total
ANOVA	- análise de variância
AV	- acidez volátil; ácidos graxos voláteis
BC	- bagaço de cana
CC	- cinza de caldeira
CDR	- combustíveis derivados de resíduos
CEAGESP	- Companhia de Entrepósitos e Armazéns Gerais de São Paulo
CEASA	- Central de Abastecimento
COT	- carbono orgânico total
CSTR	- reator de mistura completa
CTC	- capacidade de troca catiônica
DQO	- demanda química de oxigênio
m:m	- massa:massa
NTK	- nitrogênio Kjeldahl total
RC	- resíduo da CEASA
RPC	- resíduo de poda e capina
SAOP	- Serviço Autárquico de Obras Públicas
SE	- serragem
ST	- sólidos totais
STV	- sólidos totais voláteis
TS	- torta de soja

CAPÍTULO 1

INTRODUÇÃO E OBJETIVOS

Os resíduos sólidos urbanos produzidos no Brasil são constituídos por aproximadamente 50% de matéria orgânica (M. O.). A alta quantidade de matéria orgânica gerada diariamente é disposta em aterros sanitários, aterros controlados e lixões. A disposição da fração orgânica dos resíduos urbanos reduz a vida útil dos aterros, e produz altas quantidades de gás metano, que se não forem corretamente utilizadas poluirão a atmosfera. A disposição inadequada da fração orgânica dos resíduos em lixões causa problemas de saúde pública, como a proliferação de vetores transmissores de doenças (moscas, mosquitos, baratas, ratos), a geração de maus odores, e a poluição do solo, das águas superficiais e subterrâneas e do ar.

Os atacados de frutas e verduras, feiras e supermercados, entre outros, geram grandes quantidades de resíduos orgânicos e exercem influência significativa na quantidade de matéria orgânica presente no lixo urbano.

Nesse sentido, é de interesse geral o desenvolvimento de técnicas que visem o aproveitamento da matéria orgânica dos resíduos, com o intuito de reduzir os impactos ambientais por ela causados, tendo como consequência a melhoria da qualidade de vida da população.

Dentre os principais processos de tratamento de resíduos orgânicos, pode-se citar a biodigestão – processo anaeróbio e a compostagem – processo aeróbio.

Na digestão anaeróbia, a maioria dos compostos orgânicos é convertida biologicamente, na ausência de oxigênio, a produtos gasosos, sólidos e líquidos. A fração gasosa, denominada biogás, pode ser empregada para a geração de calor, trabalho mecânico e eletricidade. Os produtos sólidos e líquidos possuem características para serem empregados como composto orgânico.

No processo de compostagem, a decomposição da matéria orgânica contida nos resíduos de origem vegetal e animal, ocorre na presença de oxigênio, por meio de microrganismos. Esse processo gera como produto final um composto orgânico, que pode ser aplicado no solo para melhorar suas características, sem ocasionar riscos ao ambiente.

Assim, o presente trabalho teve como objetivo geral o estudo dos processos de digestão anaeróbia e de compostagem dos resíduos orgânicos gerados na Central de Abastecimento (CEASA) de Maringá – Paraná, visando o tratamento desses resíduos e a minimização dos impactos ambientais por eles causados, caso manipulados e dispostos de maneira inadequada.

Para alcançar o objetivo geral deste trabalho, as seguintes metas foram desenvolvidas:

- Quantificação da geração de resíduos de frutas e verduras da CEASA Maringá, com o auxílio do Serviço Autárquico de Obras Públicas (SAOP) de Maringá;
- Caracterização dos resíduos utilizados no projeto;
- Determinação dos principais parâmetros operacionais do processo de digestão anaeróbia do resíduo da CEASA (RC), nas seguintes condições:
 - Ausência e presença de agitação;
 - Ausência e presença de inoculantes;
 - Variação da porcentagem de diluição dos resíduos;
- Avaliação do resíduo final e do biogás produzidos durante a digestão anaeróbia;
- Determinação dos principais parâmetros operacionais do processo de compostagem do resíduo da CEASA, mediante a adição de diferentes tipos de resíduos estruturantes;
- Avaliação do composto orgânico produzido e sua aplicação como substrato, para o crescimento de plantas;
- Avaliação do desenvolvimento da massa seca da parte aérea das mudas produzidas com a utilização dos diferentes compostos gerados;
- Proposição de um sistema de tratamento para os resíduos gerados na CEASA Maringá.

CAPÍTULO 2

REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 – RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

Resíduos sólidos são classificados, segundo a Norma Brasileira (NBR) 10.004 de 2004, da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), como resíduos nos estados sólido e semi-sólido, resultantes de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Enquadram-se, também, os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água e aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, além de determinados líquidos, cujas particularidades impeçam seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos de água, ou exijam, para isso, soluções técnica e economicamente inviáveis.

A geração per capita de resíduos urbanos vem aumentando nos países em desenvolvimento, devido principalmente à rápida urbanização, ao crescimento populacional e às alterações no estilo de vida. A gestão eficaz e eficiente dos resíduos sólidos urbanos deveria ser uma prioridade nos países em desenvolvimento, pois exerce um papel muito importante na proteção do ambiente e da saúde pública. O gerenciamento inadequado dos resíduos urbanos, envolvendo, entre outras etapas, a geração, o armazenamento, a coleta e a disposição final deveria ser mais bem controlado, visando o bem-estar comum (AGDAG, 2009).

De acordo com dados fornecidos pela Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE), a geração média de resíduos sólidos urbanos no Brasil em 2007 foi de 168.653 toneladas/dia, sendo a geração per capita média de 1,106 Kg/dia. Desse total, 38,6% dos resíduos são dispostos em aterros sanitários, 31,8% em aterros controlados e 29,6% em lixões (ABRELPE, 2007).

A disposição inadequada de resíduos sólidos em lixões causa problemas de saúde pública, como a proliferação de vetores transmissores de doenças (moscas, mosquitos, baratas, ratos); a geração de maus odores; e a poluição do solo, do ar, e das águas superficiais e subterrâneas. Até mesmo a técnica mais utilizada de destinação final de

resíduos sólidos – aterro sanitário, caso não seja devidamente monitorada, pode causar contaminação do ambiente, principalmente pela emissão de gases provenientes da decomposição do material orgânico e pela infiltração de efluentes que poluem o solo e a água. Além disso, os aterros ou lixões ocupam extensas áreas, que ficarão inutilizadas por muito tempo, representando problemas para as futuras gerações.

As áreas de disposição de resíduos sólidos não podem ser consideradas como o ponto final para muitas das substâncias contidas nos resíduos ou por eles produzidas, pois quando a água, principalmente das chuvas, percola através desses resíduos, várias dessas substâncias, orgânicas e inorgânicas, são carregadas por um líquido escuro denominado chorume, ou lixiviado. A composição físico-química do chorume é extremamente variável, dependendo de fatores que vão desde as condições pluviométricas locais, até o tempo de disposição e características do próprio lixo. O chorume pode conter altas concentrações de metais pesados, sólidos suspensos e compostos orgânicos originados da degradação de substâncias metabolizadas, como carboidratos, proteínas e gorduras. Por apresentar substâncias altamente solúveis, pode escoar e alcançar as coleções hídricas superficiais, ou até mesmo infiltrar-se no solo e atingir as águas subterrâneas, comprometendo sua qualidade e potenciais usos (CELERE *et al.*, 2007).

Ainda, o aterramento de lixo, juntamente com o tratamento anaeróbio de resíduos, é apontado como uma das maiores fontes de liberação de gás metano (CH_4) para a atmosfera, o que contribui para o agravamento do efeito estufa (ENSINAS, 2003), pois o gás metano contribui mais que o gás carbônico (CO_2) para o aquecimento global (GODOY JUNIOR *et al.*, 2004).

Assim, em função dos principais impactos causados pela disposição de resíduos sólidos, devem-se buscar mecanismos para a minimização da disposição final dos mesmos em aterros ou lixões. Esses mecanismos devem considerar a redução, reutilização e reciclagem dos resíduos e a adoção de processos de tratamento, para que, então, sejam dispostos somente os rejeitos gerados no tratamento de resíduos.

Dentre os principais processos de tratamento de resíduos, podem-se citar os biológicos, como compostagem e digestão anaeróbia, e os térmicos, como incineração.

O processo de digestão anaeróbia envolve a degradação e a estabilização de materiais orgânicos, por meio de microrganismos, sob condições anaeróbias, e leva à formação de biogás. A biodigestão é um dos processos mais eficientes de tratamento de resíduos e efluentes, e vem sendo muito utilizada no tratamento de resíduos urbanos, porém, apresenta limitada aplicação no tratamento de resíduos orgânicos industriais,

incluindo resíduos do processamento de frutas e verduras e resíduos agrícolas, entre outros (CHEN *et al.*, 2008).

A compostagem é um processo utilizado para converter resíduos orgânicos em produtos com utilidade agronômica. É um processo biológico aeróbio que normalmente pode ser dividido em duas fases, uma fase de alta taxa de compostagem e uma fase de cura. A primeira fase é caracterizada por uma intensa atividade microbiana, que permite a decomposição da maioria dos materiais biodegradáveis. A segunda fase é caracterizada por uma degradação lenta e pela transformação dos compostos recalcitrantes em substâncias húmicas (D' IMPORZANO *et al.*, 2008).

A incineração é um processo de tratamento térmico de resíduos, no qual é possível reduzir o volume dos mesmos por combustão a altas temperaturas. A incineração tem sido considerada internacionalmente como um dos tratamentos preferenciais para os resíduos sólidos industriais e para os resíduos de serviços de saúde, sendo utilizada também no caso dos resíduos domésticos. No Brasil, ainda é pouco difundida, devido ao seu custo elevado. No entanto, com a diminuição do espaço nacional para a construção de aterros, e com o fim da vida útil dos existentes, esta técnica passará a ser uma escolha muito mais viável do que é atualmente (SILVA e LANGE, 2008).

A escolha do processo mais adequado para o tratamento dos resíduos sólidos urbanos depende, entre outros, da composição dos resíduos e dos custos envolvidos em cada processo.

Deste modo, em relação à composição dos resíduos urbanos, tem-se que nos países desenvolvidos o lixo urbano apresenta alta quantidade de materiais como papel, metais, plástico e vidro, caracterizando o consumo de produtos industrializados. Além disso, a quantidade de lixo gerada é muito maior que nos países em desenvolvimento, devido, principalmente, ao maior poder aquisitivo da população (ENSINAS, 2003).

No Brasil, estima-se que aproximadamente 50% do lixo urbano seja constituído por matéria orgânica (CASSINI, 2003; ENSINAS, 2003). A Tabela 2.1 apresenta a composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos de algumas cidades brasileiras.

Tabela 2.1 – Composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos de algumas cidades brasileiras

Cidade / Componente	Matéria orgânica (disponível para decomposição)	Papel e papelão	Plástico	Metais	Vidro	Outros
Belo Horizonte (MG)	65,4%	10,2%	11,6%	2,6%	2,5%	7,7%
Campina Grande (PB)	56,8%	13,6%	15,5%	1,4%	1,1%	11,5%
Caxias do Sul (RS)	58,8%	17,3%	6,6%	2,9%	1,3%	13,7%
Porto Alegre (RS)	41,9%	20,8%	22,5%	4,1%	2,1%	8,6%
Ouro Preto (MG)	53,7%	19,3%	9,2%	4,2%	4,2%	9,4%
Vitória (ES)	53,1%	19,1%	11,8%	2,7%	2,7%	10,0%
Criciúma (SC)	45,2%	21,1%	17,1%	2,1%	2,1%	11,2%

Fonte: CASSINI (2003)

A composição dos resíduos sólidos urbanos da cidade de Maringá, no ano de 2001, pode ser observada na Tabela 2.2.

Tabela 2.2 – Composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos de Maringá (PR)

Componente	Porcentagem (%)
Matéria orgânica (disponível para decomposição)	52,14
Papel e papelão	17,65
Plástico	13,48
Metais	5,01
Vidro	3,12
Outros	8,59

Fonte: BARROS JUNIOR (2002)

Ainda, de acordo com dados fornecidos pela Secretaria de Meio Ambiente e Agricultura do município de Maringá em 2008, é gerada diariamente uma média de 318 toneladas de resíduos sólidos urbanos no município, e desse total tem-se, aproximadamente, 53% de matéria orgânica, 27% de rejeito, 10% de resíduos recicláveis e 10% de combustíveis derivados de resíduos (CDR).

Em função da elevada porcentagem de matéria orgânica presente no lixo urbano do país, pode-se dizer que os processos de tratamento biológico de resíduos podem ser considerados os mais indicados.

O tratamento biológico da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos é uma estratégia sustentável de tratamento de resíduos, que combina a estabilização dos resíduos e a recuperação de nutrientes, com a aplicação dos produtos finais no solo. O tratamento aeróbio de resíduos orgânicos apresenta as vantagens de ser de baixo custo, rápido e de simples operação nos processos convencionais, porém, não apresenta possibilidade de recuperação de energia, durante a conversão dos resíduos em composto orgânico. O tratamento anaeróbio de resíduos apresenta o benefício da geração de energia, entretanto, o material digerido, na sua forma básica, não pode ser utilizado como um adequado condicionador de solos, devido à sua fitotoxicidade, viscosidade, odor e difícil manuseio e aplicação no solo (ABDULLAHI *et al.*, 2008).

2.1.1 – RESÍDUOS DE FRUTIHORTÍCULAS

A Companhia de Entrepósitos e Armazéns Gerais de São Paulo (CEAGESP) comercializou no Entrepósito da Capital, durante o primeiro semestre de 2008, cerca de 10.358 toneladas/dia de frutas, verduras, legumes e pescados. O entreposto é responsável por mais de 80% do movimento total da CEAGESP e é um dos maiores do mundo. Além de ser grande em dimensões e volumes comercializados, o entreposto é responsável pela geração diária de resíduos que são estimados em cerca de 1% do volume comercializado (www.ceagesp.gov.br).

No ano de 2008, foram comercializadas, nas cinco unidades da Central de Abastecimento (CEASA) do estado do Paraná, cerca de 1 milhão de toneladas de produtos orgânicos. A CEASA de Maringá comercializou, deste total, aproximadamente 86 mil toneladas (www.celepar7.pr.gov.br/).

Os resíduos frutihortícolas, gerados em grandes quantidades nos atacados de frutas e verduras, feiras e supermercados, entre outros, exercem influência significativa na quantidade de matéria orgânica presente no lixo urbano (LASTELLA *et al.*, 2002).

De acordo com PAPALÉO (2003) estima-se que a perda de frutihortícolas nas 30 CEASAS ligadas à Associação Brasileira das Centrais de Abastecimento (ABRACEN), seja de, aproximadamente, 420.000 toneladas/ano. Esse valor representa de 2,5 a 4% do total comercializado. Existe também uma estimativa de que 30 a 40% de toda a produção é perdida desde a colheita até a comercialização final.

Os resíduos sólidos gerados nas CEASAS do país apresentam duas formas de destino final, parte dos resíduos, inapta a ser comercializada, mas servível ao consumo humano, é doada, e a outra parte, sem condições de consumo, tem como destino final os lixões ou aterros sanitários (KLAFKE *et al.*, 2004).

Alguns autores caracterizaram os principais parâmetros da mistura de resíduos frutihortícolas e os resultados podem ser observados na Tabela 2.3

Tabela 2.3 – Caracterização de resíduos frutihortícolas

PARÂMETRO	LEITE <i>et al.</i>, 2002	BOUALLAGUI <i>et al.</i>, 2003	CASSINI, 2003	RAO e SINGH, 2004	BOUALLAGUI <i>et al.</i>, 2009
pH	5,2	3,9	4,6	-	4,2
Umidade (%)	88,8	-	77,1	85,0	-
ST (%)	11,3	12,5	22,9	15,0	8,3
STV (%)	85,1	87,0	83,6	88,5	-
DQO (%)	45,7	-	43,2	-	162 g L ⁻¹
COT (%)	47,3	47,0	46,2	40,0	72
NTK (%)	2,2	2,3	2,8	1,1	2,1
P (g.Kg ⁻¹)	2,5	4,2	0,4	-	-
S (g.Kg ⁻¹)	3,5	-	-	-	-
K (g.Kg ⁻¹)	20,0	13,2	-	-	-
Na (g.Kg ⁻¹)	0,8	-	-	-	-
Relação C/N	21,5	20,4	16	36,36	34,2

A caracterização dos resíduos de frutihortícolas indica elevadas relações de carbono/nitrogênio (C/N) e alto teor de água, maior que 80% (LASTELLA *et al.*, 2002).

Segundo BOUALLAGUI *et al.* (2005) esses resíduos contêm de 8 a 18% de sólidos totais (ST); 86 a 92% de sólidos totais voláteis (STV); e a fração orgânica contém, aproximadamente, 75% de material facilmente biodegradável (açúcar e hemicelulose), 9% de celulose e 5% de lignina.

Nos resíduos frutihortícolas, existe apenas uma fração que não pode ser bioestabilizada, a lignocelulose. Entretanto, a celulose e a hemicelulose, responsáveis por aproximadamente 91% do potencial energético do processo, podem ser mineralizadas em cerca de 70% (LEITE *et al.*, 2004).

2.2 – DIGESTÃO ANAERÓBIA

O processo de digestão anaeróbia é um processo de bioconversão que pode ser utilizado para tratar diversos tipos de resíduos orgânicos e recuperar energia na forma de biogás, que contem principalmente gás metano e gás carbônico. O biogás pode ser utilizado como combustível para a geração de eletricidade e de calor. O material residual digerido pode ser usado como fertilizante orgânico e como condicionador de solos (ROMANO e ZHANG, 2007).

A biodigestão é um processo que exige condições anaeróbias para ocorrer, e depende da atividade coordenada de uma complexa associação microbiana, que visa a degradação do material orgânico (APPELS *et al.*, 2008).

A maior parte do material orgânico biodegradável é convertida em biogás (70 a 90%) nos processos anaeróbios. Apenas uma pequena parcela do material orgânico é convertida em biomassa microbiana (5 a 15%), vindo a se constituir no lodo excedente do sistema. O material não convertido em biogás ou em biomassa deixa o reator como material não degradado (10 a 30%), conforme pode ser observado na Figura 2.1 (CHERNICHARO, 1997).

O tratamento da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos tem sido bastante incentivado nos últimos anos. Entretanto, a principal dificuldade na disseminação desta tecnologia se deve a menor taxa de biodegradação dos resíduos sólidos, em relação aos resíduos líquidos, devido à composição química e à estrutura lignocelulósica dos resíduos sólidos. É reconhecido que a etapa limitante do processo de digestão anaeróbia para resíduos com alto teor de sólidos é a etapa de hidrólise da matéria orgânica complexa que a transforma em compostos solúveis (TORRES e LLORÉNS, 2008).

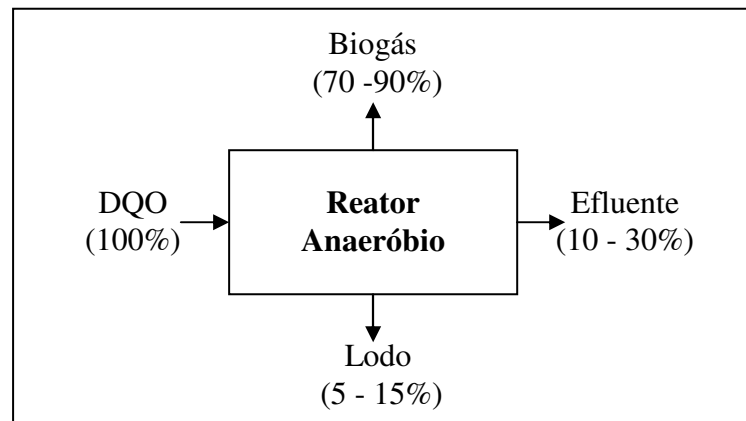


Figura 2.1 – Conversão biológica em sistemas anaeróbios

Fonte: (CHERNICHARO, 1997)

As principais vantagens da aplicação do processo de biodigestão anaeróbia no tratamento dos resíduos sólidos urbanos, segundo TALEGHANI e KIA (2005), são:

- O rápido tratamento dos resíduos;
- A diminuição da quantidade de resíduos disposta em aterro sanitário, com o conseqüente aumento da vida útil dos aterros;
- A redução do volume de resíduos após o tratamento;
- A produção de energia renovável;
- A redução da utilização de combustíveis fósseis pela substituição por fontes de energia provenientes do biogás (gás, eletricidade e calor);
- A redução das quantidades de CO₂ e CH₄ emitidas na atmosfera;
- A redução do uso de fertilizantes químicos, herbicidas e praguicidas;
- A melhoria do solo agrícola devido aos efeitos benéficos do uso de adubo orgânico;
- A criação de uma nova fonte de renda gerada pela comercialização de adubo orgânico e energia proveniente do biogás (gás, eletricidade e calor).

Entretanto, o emprego do processo de digestão anaeróbia acarreta em algumas desvantagens que devem ser levadas em consideração, tais como (APPELS *et al.*, 2008):

- Decomposição parcial da fração orgânica;
- Taxa de reação mais lenta e associada a grandes volumes e elevados custos dos digestores;
- Vulnerabilidade do processo a vários inibidores;
- Baixa qualidade do sobrenadante produzido;

- Presença de dióxido de carbono (CO_2), sulfeto de hidrogênio (H_2S) e excesso de umidade no biogás;
- Aumento da concentração de metais pesados e diversas substâncias orgânicas no lodo residual, devido à significativa redução da fração orgânica durante a digestão, deixando os minerais e a fração não degradável intactos.

O processo de digestão anaeróbia de resíduos sólidos pode ser dividido nas fases de pré-tratamento, digestão dos resíduos, recuperação do gás e tratamento das frações sólidas e líquidas produzidas.

O pré-tratamento consiste na redução do tamanho de partículas dos resíduos, visando uma maior área de contato com os microrganismos, acelerando, assim, a biodigestão. Caso o substrato apresente alto teor de fibras e baixa degradabilidade, a redução do tamanho de partículas melhora a produção de gás (MATA-ALVAREZ *et al.*, 2000).

A fase de digestão anaeróbia do material orgânico segue basicamente as seguintes etapas: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese (APPELS *et al.*, 2008).

Apesar das sucessivas etapas, a hidrólise é geralmente considerada como a etapa limitante do processo. Na hidrólise, são degradados compostos orgânicos insolúveis e compostos de alto peso molecular, como lipídeos, polissacarídeos, proteínas e ácidos nucléicos. Tais compostos são transformados em substâncias orgânicas solúveis, como aminoácidos e ácidos graxos. Os compostos formados durante a hidrólise são novamente transformados na segunda etapa, a acidogênese. Os ácidos graxos voláteis, juntamente com a amônia (NH_3), CO_2 , H_2S e outros subprodutos, são produzidos pelas bactérias acidogênicas ou fermentativas. Na terceira etapa – acetogênese, os ácidos orgânicos maiores e os alcoóis produzidos pela acidogênese são digeridos para produzir principalmente ácido acético, CO_2 e gás hidrogênio (H_2). Na fase final, metanogênese, o gás metano é produzido por dois grupos de bactérias metanogênicas: o primeiro grupo transforma o acetato em metano e dióxido de carbono e o segundo grupo utiliza hidrogênio como doador de elétrons e o dióxido de carbono como aceptor para a produção de metano (APPELS *et al.*, 2008).

Com relação à etapa de recuperação do biogás, tem-se que esta consiste no armazenamento e posterior utilização do gás. Em geral, o biogás produzido na digestão anaeróbia possui metano (50-75%), dióxido de carbono (25-40%) e sulfeto de hidrogênio (0,1-0,5%), entre outros (CASSINI, 2003). O biogás pode ser empregado na geração de calor, trabalho mecânico e eletricidade, utilizando-se caldeiras, motores de combustão

interna, turbinas a gás, células combustíveis e outros conversores de energia (ENSINAS, 2003). Quando se deseja utilizar um biogás com melhor qualidade é importante remover os gases não combustíveis como o dióxido de carbono, gás sulfídrico e vapor d'água, antes de sua aplicação.

A decomposição de uma tonelada de resíduos sólidos orgânicos tem o potencial de lançar 50 a 110 m³ de dióxido de carbono e 90 a 140 m³ de metano para a atmosfera. Se a matéria orgânica dos resíduos sólidos for convertida em energia, haverá uma redução dos impactos adversos causados ao ambiente e uma redução do consumo de combustíveis fósseis (MACIAS-CORRAL *et al.*, 2008).

Como o metano contribui cerca de 21 vezes mais que o gás carbônico para o efeito estufa, a sua simples queima é vista com vantagens, tanto para o ambiente quanto para a geração de energia, pois influencia menos no agravamento do efeito estufa e pode gerar créditos de carbono, que são certificados de emissões reduzidas nos quais cada crédito equivale a uma tonelada de carbono que deixa de ser emitida para a atmosfera (SILVEIRA, 2005).

Quando o biogás, além de ser queimado, é aproveitado energeticamente, pode-se aumentar a quantidade de créditos de carbono em relação à quantidade obtida com a simples queima do biogás (GODOY JUNIOR *et al.*, 2004).

Na etapa de tratamento dos resíduos produzidos durante a biodigestão, a fração sólida pode ser desidratada ou maturada por 2 a 4 semanas e, então, utilizada como adubo orgânico em plantações. A fração líquida pode ser pulverizada diretamente em áreas rurais, ou tratada em estações de tratamento de efluentes (BRABER, 1995). Os efluentes líquidos produzidos costumam apresentar elevadas quantidades de ácidos graxos voláteis, e a sua aplicação direta, antes de algum tratamento, implica em problemas para o solo (MATA-ALVAREZ *et al.*, 2000).

Pode-se dizer, ainda, a respeito do processo de digestão anaeróbia, que o mesmo pode ocorrer em sistemas de uma única fase, multifases ou batelada. Nos sistemas de única fase as etapas acidogênica e metanogênica ocorrem em um único reator. Os sistemas de fase única são atrativos devido à sua simplicidade. O reator predominantemente usado é o reator de mistura completa (CSTR). Na operação em fase única, diferentes grupos de microrganismos se reproduzem de acordo com o fluxo de substrato disponível no sistema. Problemas como baixas taxas de alimentação, longos tempos de retenção, baixa eficiência e baixa ação biológica devem ser resolvidos para criar uma condição ótima de digestão anaeróbia (SHARMA *et al.*, 1999).

O sistema de dois estágios é composto por dois reatores. No primeiro predomina a ação dos microrganismos hidrolíticos e formadores de ácidos e no segundo ocorre a ação dos microrganismos acetogênicos e metanogênicos. Com as principais etapas da digestão anaeróbia acontecendo em reatores distintos, é possível aumentar a velocidade de metanogênese no segundo reator. As principais vantagens dos reatores de dois estágios são seu bom desempenho diante das flutuações de carga orgânica volumétrica, da alimentação descontínua, ou ainda, do excesso de substâncias inibidoras nos resíduos (CASSINI, 2003).

Nos sistemas em batelada, os digestores são preenchidos com resíduos frescos, de uma única vez e em sua totalidade, podendo ser adicionado ou não um inóculo. Ao término do tratamento, os resíduos estabilizados são removidos e inicia-se um novo ciclo (PARAWIRA *et al.*, 2004; CASSINI, 2003). As características dos sistemas em batelada, tais como simplicidade de projeto e controle de processo, além de baixos custos de investimento, os torna particularmente atraentes, principalmente, em países em desenvolvimento (PARAWIRA *et al.*, 2004; RAO e SINGH, 2004; CASSINI, 2003).

A principal característica do sistema em batelada é a clara separação entre a primeira fase, em que a acidificação prossegue de forma muito mais rápida do que a metanogênese, e a segunda fase, em que os ácidos são transformados em biogás (BOUALLAGUI *et al.*, 2005; CASSINI, 2003).

Além do processo de digestão anaeróbia, é comum ocorrer o processo de co-digestão, que é o termo utilizado para descrever o tratamento anaeróbio combinado de diferentes resíduos com características complementares. A co-digestão pode ser realizada combinando-se, por exemplo, a fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos com resíduos agrícolas ou resíduos sólidos orgânicos com lodo de esgoto, entre outros.

Estudos recentes de co-digestão têm focado o efeito de sinergia e antagonismo entre os diferentes tipos de substratos. Por exemplo, a otimização da relação carbono/nitrogênio na co-digestão de resíduos urbanos e lodo de esgoto, apresenta vantagens na produção de metano. A melhoria da capacidade tampão também é apontada como um efeito positivo da co-digestão (FERNÁNDEZ *et al.*, 2005).

A co-digestão de dejetos bovinos com resíduos frutihortícolas e esterco de galinha é um outro exemplo que melhora a performance da biodigestão, por ajustar a relação C/N dos resíduos. Os benefícios da co-digestão incluem diluição do potencial tóxico da amônia, possibilidade de aplicação de cargas orgânicas maiores e melhoria na qualidade do biogás (YEN e BRUNE, 2007).

Por outro lado, alguns autores têm observado efeito negativo na co-digestão, que podem ser devidas às diferentes características dos resíduos digeridos (FERNÁNDEZ *et al.*, 2005).

2.2.1 – FATORES QUE INFLUENCIAM O PROCESSO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA

Dentre os principais fatores que podem afetar o processo de digestão anaeróbia pode-se citar: potencial hidrogeniônico (pH), ácidos graxos voláteis (AV), alcalinidade total (AL), temperatura, nutrientes e toxicidade.

2.2.1.1 – pH

Cada grupo de microrganismos apresenta uma faixa de pH ótimo diferente. As bactérias metanogênicas são bastante sensíveis ao pH, e apresentam valor ótimo entre 6,5 e 7,2. As bactérias fermentativas são menos sensíveis e podem sobreviver a uma faixa maior de pH, entre 4,0 e 8,5 (APPELS *et al.*, 2008).

De acordo com ÇINAR *et al.* (2004) os valores de pH, durante a fase inicial da digestão anaeróbia, são baixos e se encontram na faixa de 5,2 a 5,5. Estes valores podem ser atribuídos à geração e acúmulo de ácidos orgânicos voláteis. Os altos valores de demanda química de oxigênio (DQO) nesta fase também contribuem para a redução do pH.

Caso seja necessário um ajuste de pH do meio, pode-se fazê-lo com a adição de reagentes químicos como hidróxido de sódio (NaOH), bicarbonato de sódio (NaHCO₃) ou bicarbonato de potássio (KHCO₃) (STROOT *et al.*, 2001). Alguns sais inorgânicos podem ser tóxicos aos microrganismos envolvidos na digestão anaeróbia, como o sódio, por exemplo. Devido a este fato, pode-se empregar hidróxido de cálcio como agente neutralizador da acidez no biodigestor. Os íons de cálcio são bem menos solúveis que os de sódio e quando precipitam deixam de ser tóxicos (NOGUEIRA, 1986).

O controle de pH objetiva, principalmente, a eliminação do risco de inibição das bactérias metanogênicas pelos baixos valores de pH, evitando assim falhas no processo. A ocorrência de mudanças bruscas de pH pode afetar negativamente a biodigestão, sendo que a recuperação dependerá de uma série de fatores que se relacionam ao tipo de dano causado às bactérias (permanente ou temporário). Valores de pH abaixo de 6,0 e acima de 8,3 podem, por exemplo, inibir por completo as bactérias formadoras de metano (CHERNICHARO, 1997).

2.2.1.2 – Acidez volátil e alcalinidade total

A alcalinidade total é função da alcalinidade devida à bicarbonato e à ácidos voláteis. No início do processo de biodigestão, os resíduos orgânicos produzem baixa alcalinidade bicarbonato e elevada alcalinidade devido aos ácidos voláteis. À medida que o processo entra na fase de equilíbrio dinâmico, a alcalinidade bicarbonato passa a ser mais representativa quantitativamente (LEITE *et al.*, 2003).

No monitoramento de reatores anaeróbios, a verificação sistemática da alcalinidade torna-se mais importante que a avaliação do pH. Isso se deve à escala logarítmica do pH, significando que pequenos abaixamentos de pH implicam no consumo de elevada quantidade de alcalinidade, diminuindo a capacidade de tamponamento do meio, ou seja, a capacidade de uma solução em evitar mudanças no pH (CHERNICHARO, 1997).

Os ácidos voláteis são provenientes da solubilização do material particulado e passam a ser substrato, ou material tóxico para determinadas espécies bacterianas, responsáveis pela estabilização do material orgânico. Os ácidos voláteis são tóxicos para as bactérias metanogênicas em concentrações em torno de 2000 mg L⁻¹ (LEITE *et al.*, 2003).

De acordo com LEITE *et al.* (2004) para que o processo de digestão anaeróbia ocorra com boa eficiência, é necessário que a relação ácidos graxos voláteis/alcalinidade total (AV/AL), esteja em torno de 0,5, o que favorece o equilíbrio dinâmico no reator e a produção de biogás com aproximadamente 60% de metano.

2.2.1.3 – Temperatura

A temperatura é um dos fatores ambientais mais importantes na digestão anaeróbia, uma vez que afeta os processos biológicos de diferentes maneiras. Dentre os principais efeitos da temperatura incluem-se as alterações na velocidade do metabolismo das bactérias, no equilíbrio iônico e na solubilidade de substratos (CAMPOS, 1999).

O processo de digestão anaeróbia pode ocorrer em três faixas distintas de temperatura: termofílica (45 – 60 °C), mesofílica (20 – 45 °C) e psicrófílica (menor que 20 °C). A formação do metano pode ocorrer em uma faixa bastante ampla de temperatura (0 – 97 °C) (KASHYAP *et al.*, 2003).

Um aumento na temperatura apresenta vários benefícios, incluindo um aumento na solubilidade dos compostos orgânicos, melhor taxa de reação biológica e química, um aumento na taxa de mortalidade dos organismos patogênicos. Entretanto, a aplicação de

temperaturas elevadas pode aumentar a fração de amônia livre, que inibe vários microrganismos. O importante no controle da temperatura é manter a estabilidade da mesma durante o processo (APPELS *et al.*, 2008).

2.2.1.4 – Nutrientes

A matéria orgânica, a ser digerida, é fonte de alimento para a população bacteriana, sendo o material vegetal uma das melhores fontes de carbono para as bactérias, devido ao seu alto teor de carboidratos. O material vegetal pode ser digerido diretamente pelas bactérias, entretanto, o processo é acelerado quando a estrutura das plantas é fracionada antes da digestão. Além do carbono, a quantidade de nitrogênio na matéria orgânica é muito importante (NOGUEIRA, 1986).

Todos os organismos vivos necessitam de nitrogênio para sintetizar proteínas, devendo existir uma correta proporção entre o carbono e o nitrogênio, do contrário as bactérias não serão capazes de consumir todo o carbono presente, e a eficiência do processo será baixa. Se houver excesso de nitrogênio, o mesmo não será consumido e se acumulará, usualmente como amônia, cujos altos teores podem levar à lise, ou inibir o crescimento das bactérias, especialmente as metanogênicas (NOGUEIRA, 1986).

Segundo BOUALLAGUI *et al.* (2005) e MBULIGWE e KASSENKA (2004) a relação ótima de C/N, para a conversão de resíduos orgânicos em metano, é de 25-32/1 e 20-30/1, respectivamente.

De acordo com RAO e SINGH (2004), a relação ótima de C/N para a degradação de resíduos frutihortícolas é de 25/1, este valor pode ser conseguido fazendo-se um ajuste da quantidade de nitrogênio com uréia.

De maneira similar, o fósforo (P) é necessário às bactérias, e ainda que as consequências de um alto teor não sejam drásticas, a sua ausência inibe o processo. A relação ideal carbono:fosfato é em torno de 150:1. O enxofre (S) é outro nutriente básico para as bactérias, mas em teores menores que o fosfato. Caso o teor de enxofre seja muito alto, haverá um grande crescimento da população bacteriana redutora de sulfatos, convertendo os sais de enxofre em sulfeto de hidrogênio (NOGUEIRA, 1986).

Segundo CAMPOS (1999) a quantidade de N e P, em relação à matéria orgânica presente, depende da eficiência dos microrganismos em obter energia para síntese, a partir das reações bioquímicas de oxidação do substrato orgânico. Em geral, admite-se que uma

relação DQO:N:P de 500:5:1, seja necessária para atender às necessidades de macronutrientes dos microrganismos anaeróbios.

Dentre os principais micronutrientes requeridos pelas bactérias, pode-se citar o ferro, o níquel, o zinco e o cobalto (CAMPOS, 1999).

2.2.1.5 – Toxicidade

Os sistemas biológicos são frequentemente intoxicados e podem, até mesmo, ser totalmente inibidos por altas concentrações de compostos e elementos necessários à sua sobrevivência, porém presentes em concentrações mais baixas (NOGUEIRA, 1986).

Existem diversos compostos orgânicos e inorgânicos que podem ser tóxicos ou inibidores do processo de digestão anaeróbia. Em geral, os principais compostos que apresentam toxicidade aos microrganismos são os cátions de sais (Na^+ , NH_4^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+}), a amônia, os sulfetos e os metais pesados (cromo, níquel, zinco, cobre, arsênio, etc) (CHERNICHARO, 1997).

A Tabela 2.4 apresenta valores de concentrações ótimas e inibitórias de alguns íons para o processo de digestão anaeróbia.

Tabela 2.4 – Concentrações ótimas e inibitórias de alguns íons para o processo de digestão anaeróbia

	Concentração ótima	Inibição moderada	Inibição forte	Unidade
Sódio (Na)	100 – 200	3500 – 5500	8000	mg L ⁻¹
Potássio (K)	200 – 400	2500 – 4500	12000	mg L ⁻¹
Cálcio (Ca)	100 – 200	2500 – 4500	8000	mg L ⁻¹
Magnésio (Mg)	75 – 150	1000 – 15000	3000	mg L ⁻¹
Amônia (NH₃)	50 – 1000	15000	8000	mg L ⁻¹
Sulfeto (S⁻²)	0,1 – 10	100	200	mg L ⁻¹
Cromo (Cr)	- (*)	2	3	% sólidos totais
Cobalto (Co)	20	- (*)	- (*)	mg L ⁻¹

(*) Valores desconhecidos segundo NOGUEIRA (1986)

Fonte: NOGUEIRA (1986)

2.2.2 – ESTUDOS REFERENTES AO PROCESSO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA

A alta quantidade de matéria orgânica facilmente degradável (75%) e o alto teor de umidade presentes nos resíduos de frutas e verduras favorecem o tratamento biológico e, em especial, a digestão anaeróbia (BOUALLAGUI *et al.*, 2005).

De acordo com VAVILIN *et al.* (2004) e BOUALLAGUI *et al.* (2003) a alta quantidade de matéria orgânica solúvel dos resíduos frutihortícolas, pode prejudicar o processo de produção de metano, pois a degradação da matéria solúvel gera grandes quantidades de ácidos graxos voláteis, que provocam uma redução drástica no pH do meio e, conseqüentemente, a inibição das bactérias metanogênicas.

A digestão anaeróbia pode ser realizada com diferentes teores de sólidos. A digestão úmida ocorre com um teor de sólidos totais entre 8 e 16%, sendo que esta faixa pode ser conseguida com adição de água ao meio. A digestão seca ocorre sem nenhuma adição de água e o teor de sólidos deve ser superior a 30% (GALLERT *et al.*, 2003). A presença de água na massa de substrato favorece a aceleração das diferentes taxas de bioestabilização, contribuindo para a redução do tempo necessário para que grande parte do material orgânico seja bioconvertido em produtos finais (LEITE *et al.*, 2003).

Segundo BOUALLAGUI *et al.* (2003), houve um aumento da produção de biogás de resíduos frutihortícolas, quando se elevou a concentração de sólidos totais de 4 para 6%. Quando a concentração de sólidos totais foi aumentada de 6 para 8% verificou-se uma redução na produção de biogás e, em uma concentração de sólidos de 10%, observou-se que a produção de gás foi cessada, devido a inibição da etapa metanogênica, provocada pela rápida degradação do substrato em ácidos voláteis, que reduziram o pH do meio de 7,2 para 5,3.

O efeito da temperatura, no processo de digestão anaeróbia de resíduos de frutas e verduras, foi avaliado por BOUALLAGUI *et al.* (2004). Foram estudadas três temperaturas diferentes: termofílica (55° C), mesofílica (35° C) e psicofílica (20° C), em um reator tubular, com adição semicontínua de resíduos e com inoculação de lodo de esgoto. Pôde-se observar que o aumento de temperatura da faixa psicofílica para a faixa termofílica, produziu uma maior conversão de resíduos de frutas e verduras em biogás. O aumento da temperatura melhorou a biodegradação anaeróbia da matéria orgânica complexa e facilitou a liquefação de vegetais fibrosos. A maior produção de biogás ocorreu na faixa termofílica e foi 144 e 41% maior que a produção obtida nas faixas mesofílica e psicofílica, respectivamente.

RAO e SINGH (2004) também avaliaram a digestão anaeróbia de resíduos frutihortícolas em diferentes temperaturas. As temperaturas estudadas foram de 26 ± 4 °C e 32 ± 10 °C, para uma concentrações de sólidos totais de 45 a 135 g L⁻¹. Os testes foram realizados em um reator batelada de 3,25 litros, com a adição de 15% de lodo de esgoto e duração de 100 dias. Observou-se nos testes com temperatura de 32 ± 10 °C, que a degradação do substrato foi imediata e não apresentou problemas durante o processo. Já, para os testes realizados na temperatura de 26 ± 4 °C foram necessários de 6 a 8 dias para o início da produção de biogás. Os melhores resultados indicaram que a concentração de sólidos totais de 67,5 g L⁻¹ na temperatura de 32 ± 10 °C, apresentou a melhor conversão de biogás, sendo que no tempo de sessenta dias cerca de 88% do substrato foi convertido.

A degradação de resíduos de frutihortícolas com a adição de lodo de esgoto foi avaliada por LEITE *et al.* (2003). Foram adicionados 80% de resíduos de frutas e verduras e 20% de lodo de esgoto em um reator batelada de 2200 litros. O tempo de detenção foi de 270 dias. O pH durante os 170 primeiros dias apresentou-se em torno de 5,5, não favorecendo a formação de biogás. No 33º dia de monitoramento, a relação AV/AL era de 2,0, indicando uma concentração elevada de ácidos voláteis, e uma fraca relação simbiótica das diversas espécies de microrganismos presentes no sistema. Após 200 dias de operação o resíduo adquiriu características de neutralidade, e a relação AV/AL já se encontrava em torno de 0,7, representando um crescimento bastante representativo da alcalinidade total e do percentual de metano no biogás produzido.

Em outro estudo, LEITE *et al.* (2004) avaliaram o processo de digestão anaeróbia em um reator com alimentação contínua e teor de sólidos totais de 5%. O teor de sólidos totais foi fornecido por uma mistura de 80% de resíduos de frutas e verduras e 20% de lodo de esgoto, com um ajuste de umidade para 95%. A carga diária foi de 9,3 Kg m⁻³ d⁻¹ e o tempo de monitoramento foi de 140 dias. Nos primeiros 100 dias de operação o pH apresentou-se em torno de 5,0. Após, o pH subiu gradativamente, chegando a atingir valores iguais a 8,0. A relação AV/AL no início do processo era de 2,5 e esta foi decrescendo bruscamente até alcançar valores em torno de 0,05. A produção diária de biogás foi bastante significativa, sendo produzida uma média de 120 L d⁻¹ a uma taxa de 5,6 L Kg⁻¹ de substrato. Nos primeiros dias de operação, o biogás produzido era constituído basicamente por CO₂ e N₂.

2.3 – COMPOSTAGEM

O processo de compostagem é um processo biológico, aeróbio e controlado, no qual ocorre a humificação do material orgânico. A compostagem se processa em duas fases distintas: na primeira, há a degradação ativa e, na segunda, ocorre a maturação (humificação) do material orgânico, na qual é produzido o composto orgânico, propriamente dito (MAGALHÃES *et al.*, 2006).

No processo de compostagem, tem-se a redução do volume e da massa de resíduos sólidos orgânicos e a produção de um condicionador de solos seguro, estabilizado e rico em nutrientes (ADHIKARI *et al.*, 2009).

As técnicas de compostagem, em diferentes níveis de sofisticação, têm sido desenvolvidas nos últimos 50 anos, para o tratamento de resíduos sólidos urbanos, lodo de esgoto, dejetos de bovinos e suínos (CHANG e HSU, 2008).

Dentre as principais vantagens da compostagem no tratamento de resíduos urbanos, pode-se citar: redução de aproximadamente 50% do lixo destinado ao aterro, uma vez que cerca de 50% dos resíduos urbanos são constituídos de matéria orgânica; economia do aterro; aproveitamento agrícola da matéria orgânica; processo ambientalmente seguro; eliminação de patógenos e economia de tratamento de efluentes (D'ALMEIDA e VILHENA, 2000).

A compostagem de resíduos alimentares vem ganhando considerável atenção e uma variedade de sistemas de compostagem tem sido estudada. A maioria dos estudos utiliza resíduos alimentares sintéticos de composição uniforme ou resíduos de lanchonetes e restaurantes com uma faixa de composição limitada (CHANG *et al.*, 2006).

A caracterização dos resíduos alimentares e dos resíduos que são adicionados aos mesmos, antes do início do processo de compostagem, é de primordial importância para balancear o meio em termos do teor de umidade para a aeração, do pH para um adequado ambiente microbiano e da quantidade de carbono e nitrogênio para um adequado desenvolvimento microbiano (ADHIKARI *et al.*, 2008).

As principais condições ideais para a compostagem ocorrer são: relação carbono/nitrogênio entre 20 e 40:1, umidade entre 50 e 65%, adequado fornecimento de oxigênio, partículas de dimensões pequenas e espaço suficiente para a circulação de ar (CHANG *et al.*, 2006).

Nos sistemas aeróbios, ocorre somente cerca de 40 a 50% de degradação biológica, com a conseqüente conversão em CO₂. Verifica-se uma enorme incorporação de matéria

orgânica como biomassa microbiana (cerca de 50 a 60%), que vem a se constituir o lodo excedente do sistema. O material orgânico não convertido em gás carbônico ou em biomassa microbiana deixa o sistema como material não degradado (5 a 15%), conforme pode ser observado na Figura 2.2 (CHERNICHARO, 1997).

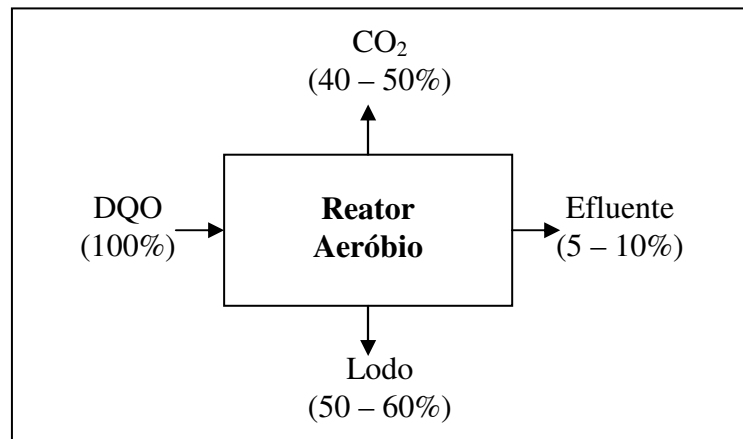


Figura 2.2 – Conversão biológica em sistemas aeróbios

Fonte: (CHERNICHARO, 1997)

A compostagem pode ocorrer por dois métodos (D'ALMEIDA e VILHENA, 2000):

- Método natural: a fração orgânica é disposta em pilhas de formato variável. A aeração é conseguida por revolvimentos periódicos, com o auxílio de equipamentos apropriados. O tempo para que o processo se complete varia de três a quatro meses.
- Método acelerado: a aeração é forçada por tubulações perfuradas, sobre as quais se colocam as pilhas de resíduos; ou em reatores, dentro dos quais são colocados os resíduos, avançando no sentido contrário ao da corrente de ar. Posteriormente, são dispostos em pilhas, como no método natural. O tempo de residência no reator é de cerca de quatro dias e o tempo total da compostagem acelerada varia de dois a três meses.

Na primeira fase da compostagem, os microrganismos que predominam são os mesofílicos (25 a 45°C), esses microrganismos atacam as substâncias mais facilmente degradáveis, como carboidratos simples e nitrogenados solúveis, gerando ácidos orgânicos simples, o que resulta numa redução do pH. As reações de oxidação são exotérmicas, razão pela qual a temperatura aumenta alcançando valores acima de 40°C. Nesse estágio, predominam os microrganismos termofílicos e ocorre um aumento do pH. Quando a

temperatura atinge os 55°C, passam a atuar os microrganismos capazes de decompor as hemiceluloses, ceras e proteínas. A temperatura se eleva ainda mais, aproximadamente 65°C, reduzindo sementes infestantes, esporos, ovos e quase todos os microrganismos patogênicos presentes (BRITO, 2008).

Na segunda fase, a intensidade das reações químicas e a temperatura diminuem, pois as substâncias de rápida decomposição vão se esgotando. A temperatura diminui até atingir a ambiente, e o pH se torna aproximadamente neutro. O composto humificado apresenta coloração escura, aspecto de húmus, cheiro de terra e é amorfo (BRITO, 2008).

2.3.1 – FATORES QUE INFLUENCIAM O PROCESSO DE COMPOSTAGEM

Vários são os fatores que podem afetar o processo de compostagem, dentre os quais se podem citar: pH, temperatura, aeração, umidade, nutrientes, tamanho de partículas, entre outros.

2.3.1.1 – pH

As reações da matéria orgânica vegetal ou animal são geralmente ácidas. Iniciando-se a decomposição, ocorre uma fase fitotóxica devido à formação de ácidos orgânicos, que tornam o meio mais ácido do que o inicial. Esses ácidos orgânicos e os traços de ácidos minerais formados, reagem com bases liberadas da matéria orgânica, gerando compostos de reação alcalina. Com a compostagem, há a formação de ácidos húmicos que também reagem com os elementos químicos básicos, formando humatos alcalinos. Como consequência, o pH do composto se eleva à medida que o processo se desenvolve, passando pelo pH 7 (neutro) e alcançando pH superior a 8 (básico) (MARAGNO *et al.*, 2007).

2.3.1.2 – Temperatura

Toda a atividade biológica de degradação libera calor como um produto do metabolismo. Quando os resíduos são empilhados, observa-se um rápido aumento na temperatura do material empilhado, devido à forma do empilhamento e às características térmicas e isolantes destes materiais. Se as condições ambiente (umidade, aeração,

disponibilidade de nutrientes) estiverem adequadas, a temperatura da leira deverá atingir valores entre 40 e 60°C, do segundo ao quarto dia de compostagem (PAIVA, 2008).

As altas temperaturas no processo de compostagem são importantes pelo fato de eliminarem organismos patogênicos, os quais pouco resistem à temperaturas próximas de 50 a 60°C, por certo período de tempo. Estas temperaturas elevadas ocorrem em uma faixa denominada termofílica, situada entre 50-55°C e tendo como temperatura máxima 85°C (MARAGNO *et al.*, 2007). Convém impedir que a temperatura da pilha ultrapasse muito os 65°C porque a essa temperatura os microrganismos benéficos ao processo de compostagem são eliminados. Nestes casos, o revolvimento da pilha e respectivo arejamento diminuem as temperaturas porque o calor se dissipa (BRITO, 2008).

As temperaturas que vão de 25-40°C encontram-se na faixa denominada de mesófila, podendo chegar ao máximo de 43°C. Uma terceira faixa chamada criófila, inicia-se quando a temperatura da composteira atinge a temperatura ambiente, coincidindo com a fase de maturação do composto (MARAGNO *et al.*, 2007).

2.3.1.3 – Umidade

A presença de água é imprescindível para as necessidades fisiológicas dos organismos envolvidos na compostagem. A umidade adequada deve estar entre 40 e 60%, sendo que 55% é considerada uma umidade ótima. Tanto o excesso, quanto a falta de umidade dos resíduos podem ser corrigidos por meio de revolvimentos ou de adição de água, respectivamente (MARAGNO *et al.*, 2007).

Para valores de umidade entre 35 e 40%, a decomposição da matéria orgânica é fortemente reduzida. Para valores de umidade abaixo de 30%, a decomposição é praticamente interrompida. Valores de umidade superiores a 65% retardam a decomposição, e produzem-se maus odores em zonas de anaerobiose localizadas no interior da pilha de compostagem, além de permitir a lixiviação de nutrientes. O excesso de umidade também pode reduzir a quantidade de ar no interior da pilha, em função do espaço a ser ocupado pelo ar estar sendo ocupado pela água (BRITO, 2008).

2.3.1.4 – Nutrientes

Os microrganismos necessitam de macro e micro nutrientes para as suas atividades metabólicas. O carbono é fonte básica de energia para as atividades vitais dos

microrganismos, e o nitrogênio é essencial para a reprodução celular dos mesmos. Em geral, os resíduos palhosos, como os vegetais secos, são fontes de carbono. Os legumes frescos e os resíduos fecais se caracterizam por serem fontes de nitrogênio (MARAGNO *et al.*, 2007).

A relação C/N desejável para o início da compostagem deve ser de 30/1 e o teor de nitrogênio deve estar entre 1,2 e 1,5%. Ao longo do processo, parte do carbono é transformada em gás carbônico e parte é usada para crescimento microbiano. O nitrogênio fica retido no material como nitrogênio orgânico e inorgânico. Relações C/N elevadas (60/1, por exemplo) demandam maior tempo de compostagem. Se a relação C/N for muito baixa, ou seja, teor de nitrogênio elevado deve-se incorporar ao material outro resíduo rico em carbono. A relação C/N igual ou inferior a 18/1 indica que o composto está semicurado e inferior a 12/1, curado (D'ALMEIDA e VILHENA, 2000).

2.3.1.5 – Aeração

A aeração é necessária para a atividade biológica e, em níveis adequados, possibilita a decomposição da matéria orgânica de forma mais rápida, sem odores ruins. É função da granulometria, da agregação e da umidade dos resíduos (D'ALMEIDA e VILHENA, 2000).

O revolvimento do composto, ao mesmo tempo em que introduz ar novo, rico em oxigênio, libera o ar contido na leira, saturado de gás carbônico gerado pela respiração dos microrganismos. Na ausência de oxigênio na leira, haverá formação e acúmulo de dióxido de carbono e metano, componentes característicos da fermentação anaeróbia (MARAGNO *et al.*, 2007).

2.3.1.6 – Dimensão das partículas

A forma, o tamanho e a estrutura das partículas afetam as condições do sistema. Partículas muito grandes necessitam de um tempo maior para a sua decomposição. Partículas muito pequenas apresentam um arranjo comprimido, que acabam reduzindo a passagem do oxigênio pelos espaços da leira, principalmente quando combinadas com alto teor de umidade, favorecendo condições anaeróbias (DALPIN, 2004).

O ideal é que os materiais utilizados na compostagem não tenham dimensões superiores a 3 cm de diâmetro. Quanto menor for o tamanho das partículas, maior é a sua

superfície específica e, portanto, mais fácil é o ataque microbiano ou a disponibilidade biológica das partículas, mas em contrapartida, aumentam os riscos de compactação e de falta de oxigênio (KIEHL, 2002).

2.3.1.7 – Dimensão das leiras

O tamanho das leiras também influencia na velocidade da compostagem. O volume de 1,5 m x 1,5 m x 1,5 m tem sido considerado bom para uma variedade de materiais. Em pilhas muito baixas, não ocorre aquecimento rapidamente, por isso, em locais frios, pode ser recomendado pilhas mais altas que 1,5 m. Pilhas muito altas, com 2,5 m a 3 m, podem tornar-se excessivamente quentes e inibir os microrganismos responsáveis pela compostagem, ou podem se tornar muito compactas, diminuindo o arejamento no seu interior. Durante a compostagem, as pilhas podem sofrer uma redução de 40 a 60 % do seu volume inicial (BRITO, 2008).

2.3.1.8 – Microbiologia da Compostagem

As bactérias, actinomicetos (bactérias filamentosas) e fungos são responsáveis por mais de 95% da atividade microbiana que ocorre no processo de compostagem (BRITO, 2008).

Essa população variada de microrganismos se desenvolve em resposta às diferentes faixas de temperatura, pH, umidade e concentração de oxigênio dissolvido dentro das leiras de compostagem (PAIVA, 2008).

Bactérias

No processo de compostagem, as bactérias são decompositoras mais rápidas que os fungos e actinomicetos, sendo responsáveis pela maior parte da decomposição da matéria orgânica. Inicialmente, sob temperaturas mesofílicas, as bactérias metabolizam carboidratos, açúcares e proteínas; sob temperaturas termofílicas, decompõem proteínas, lipídios, gorduras e frações de hemicelulose. As bactérias estabilizam a maior parte dos nutrientes disponíveis. Também são capazes de digerir alguns produtos da decomposição de fungos e, inclusive, degradar celulose (PAIVA, 2008).

Embora sejam menores que os fungos e actinomicetos, são encontradas em todos os estágios do processo de compostagem e em toda parte da massa de compostagem, porém, apresentam maior crescimento na faixa de pH de 6 a 7,5. Aparecem em maior número nos primeiros estágios da compostagem, quando os compostos facilmente degradáveis ainda não foram consumidos (PAIVA, 2008).

Fungos

Os fungos, em função da natureza dos materiais que decompõem, como celulose, hemicelulose e lignina, tendem a aparecer nos últimos estágios da compostagem. Os fungos são menos sensíveis, em relação às bactérias, a ambientes com baixa umidade e baixo pH. Em geral, os fungos são aeróbios estritos e são mais sensíveis que as bactérias a ambientes com pouco oxigênio. Os fungos não sobrevivem em temperaturas superiores a 60°C (PAIVA, 2008).

Actinomicetos

Os actinomicetos são a terceira maior classe de microrganismos que habitam a massa de compostagem. São capazes de degradar grande variedade de substratos como ácidos orgânicos, açúcares, amidos, hemiceluloses, proteínas, polipeptídios, além de ligninas e, ainda, produzem enzimas que podem dissolver o material constituinte de outras bactérias. São mais abundantes na fase final do processo, quando a maior parte dos compostos foram degradados, o conteúdo de água é menor, o pH é menos ácido e a temperatura é baixa. A atividade metabólica dos actinomicetos é fundamental para a humificação da matéria orgânica e produção de compostos aromáticos, essencial para a fase de maturação (PAIVA, 2008).

2.3.2 – VERMICOMPOSTAGEM

Uma variante da tecnologia de compostagem é denominada vermicompostagem. Nela são utilizadas minhocas para a produção do composto orgânico (vermicomposto), constituído pela mistura de matéria orgânica humificada e excrementos de minhocas. A vermicompostagem é um processo constituído por dois estágios: no primeiro, a matéria orgânica é decomposta segundo os métodos tradicionais de compostagem. Após

aproximadamente 30 dias, o composto é transferido para leitos rasos para não se aquecer demasiadamente e não se compactar. Faz-se, então, a inoculação das minhocas e, após 60 a 90 dias obtém-se o vermicomposto pronto, com aumento da disponibilidade de macro e micronutrientes e a formação de um húmus mais estável (VERAS e POVINELLI, 2004).

Estudos têm demonstrado que a vermicompostagem, em comparação ao composto produzido sem as minhocas, acelera a estabilização da matéria orgânica e produz um composto com menor relação C/N, maior capacidade de troca catiônica (CTC) e maior quantidade de substâncias húmicas e fitormonais. Além disso, a combinação da compostagem com a vermicompostagem reduz o tempo para obtenção do composto (LOUREIRO *et al.*, 2007).

As minhocas mais utilizadas nesse processo são a vermelha-da-califórnia (*Eisenia foetida* e *E. andrei*) e a noturna africana (*Eudrilus eugeniae*), dependentes de elevado conteúdo de matéria orgânica em sua dieta. O papel das minhocas nesse processo é promover e acelerar a maturação do composto. Após a introdução das minhocas, o manejo é bastante simples, consistindo apenas em irrigar os canteiros quando necessário. Esse processo pode levar 30 dias ou mais dependendo do tipo de resíduo e da época do ano, sendo mais lento no inverno que no verão. Quando o vermicomposto está pronto as minhocas tendem a ficar mais lentas, pela falta de alimento, e o vermicomposto com aparência de pó de café. A separação das minhocas do vermicomposto se dá por diferentes maneiras, podendo ser por meio de peneiramento ou iscas (AQUINO *et al.*, 2005).

2.3.3 – ESTUDOS REFERENTES AOS PROCESSOS DE COMPOSTAGEM E VERMICOMPOSTAGEM

Os processos de compostagem e vermicompostagem são processos que vêm sendo aplicados há bastante tempo no tratamento de diversos tipos de resíduos orgânicos.

Vários resíduos, como o bagaço de cana, a cama de aviário, o esterco de suíno e de curral, a palha de feijão, o lixo orgânico urbano e o caroço de açaí, são citados na literatura como materiais adequados para serem transformados em adubo orgânico (TEIXEIRA *et al.*, 2004).

De acordo com MAGALHÃES *et al.* (2006) para preparar o composto orgânico, são necessários dois tipos de materiais: os que se decompõem facilmente, como o esterco, e os que se decompõem de forma mais lenta, tais como: serragem de madeira, bagaço de cana de açúcar, folhas etc.

No estudo de compostagem realizado por BRITO (2008), foram utilizados resíduos urbanos provenientes de feiras livres (frutas e verduras) e resíduos de podas, no qual as leiras foram construídas com diferentes proporções de resíduos e diferentes diâmetros de partículas. A variação na proporção de resíduos influenciou no tempo de compostagem, nos teores de nitrogênio e de substâncias lignocelulósicas, na densidade do composto e na atividade microbiana. O diâmetro das partículas influenciou no tempo de compostagem e na atividade microbiana. A leira constituída por 70% de resíduo orgânico e 30% de resíduo de poda, com partículas de grande diâmetro, destacou-se das demais, principalmente, devido ao reduzido tempo de compostagem (75 dias), maior atividade microbiana e maior produção de massa seca, quando o composto orgânico foi utilizado.

BENINCASA (1997) estudou o processo de compostagem de resíduos orgânicos, provenientes de centrais de abastecimento misturados com capim *napier* (4,2% da massa total). A leira foi construída com 1.150 quilos de resíduos orgânicos e 50 quilos de capim. O estudo teve duração de 92 dias e a leira apresentou temperatura máxima de 46,3 °C, redução de 89,61% do volume de resíduos, relação C/N final de 14/1, redução de 86,89% de DQO e produção de 655,9 litros de chorume.

MARAGNO *et al.* (2007) realizou a compostagem de resíduos sólidos urbanos com serragem, em minicomposteiras, nas quais foram misturados 35,5 kg de resíduos sólidos orgânicos, previamente triturados, e 6 kg de serragem. Os resultados mostraram que as temperaturas máximas foram de até 65° C, permanecendo na faixa termofílica por aproximadamente 6 dias. Após 18 dias, a massa em degradação atingiu a temperatura ambiente, sendo então, deixada para maturar por 55 dias. A umidade no sistema foi próxima de 60% no início e o pH final ficou na faixa de 8,0 a 8,5. A relação C/N inicial foi 30/1 e chegou a 12/1 após 73 dias.

Os resultados obtidos por VESPA e LUCAS JUNIOR (2006) no tratamento de resíduos sólidos urbanos orgânicos, por meio do processo de compostagem, indicaram que o rendimento do composto produzido foi de 41,52% ao final de 150 dias de tratamento. A relação C/N final foi de 7,41, sendo que ocorreram reduções na concentração de carbono e aumento na concentração de nitrogênio, ao longo do estudo.

A integração dos processos de compostagem e vermicompostagem foi avaliada por SUSZEK (2005) na bioestabilização de resíduos sólidos verdes urbanos, provenientes de podas urbanas e de sobras de produtos hortifrutigranjeiros, inoculados com água residuária da suinocultura e ativador comercial. Os vermicompostos produzidos apresentaram semelhanças nos valores da relação C/N, nitrogênio e potássio, em relação ao húmus de

minhoca feito com esterco bovino, indicando a possibilidade do uso dos resíduos verdes em consórcio com a água residuária da suinocultura na produção de adubos orgânicos.

LOUREIRO *et al.* (2007) também avaliaram a integração dos processos de compostagem e vermicompostagem, com e sem adição de esterco bovino, no tratamento de resíduos orgânicos provenientes de um restaurante, misturados com folhas e restos de capina. A temperatura dos resíduos se estabilizou aos 27 dias de compostagem, quando se deu início a etapa de vermicompostagem. Ao final do tratamento, a relação C/N ficou em torno de 12/1. As minhocas apresentaram maior taxa de multiplicação no substrato com esterco. A adição de esterco não reduziu o tempo de maturação do composto. À exceção do potássio e do magnésio, que tiveram seus teores alterados, a integração dos processos de compostagem e vermicompostagem, com e sem esterco, produziu adubos com características químicas similares.

VERAS e POVINELLI (2004) estudaram o processo de vermicompostagem para o tratamento de um lodo industrial, resultante do processamento de frutas, consorciado com composto de lixo urbano. Os resultados obtidos indicaram: relação C/N final inferior a 12/1, indicando maturidade dos resíduos; elevação do pH, provavelmente em função da atuação das minhocas; estabilização mais acelerada da matéria orgânica devida ao processo de vermicompostagem; e uma elevação nas concentrações de cálcio, magnésio e fósforo, provavelmente decorrentes da redução de volume que ocorreu durante a vermicompostagem.

2.3.4 – COMPOSTO ORGÂNICO

A qualidade do adubo orgânico depende de uma série de fatores como, por exemplo, tamanho de partículas, umidade, teor de matéria orgânica, teor de carbono, concentração de nitrogênio, fósforo e potássio, metais pesados, salinidade, capacidade de troca catiônica, capacidade de retenção de água, porosidade, microrganismos patogênicos e grau de estabilidade do composto. Entretanto, os parâmetros mais importantes, em termos de manutenção da saúde pública, do solo e do ambiente, são aqueles relacionados aos microrganismos patogênicos; aos compostos potencialmente tóxicos, compostos orgânicos e inorgânicos; e a estabilidade e, posteriormente, aqueles relativos à imobilização e lixiviação do nitrogênio e a fitotoxicidade (LASARIDI *et al.*, 2006).

Sabe-se que os fertilizantes químicos exercem efeitos significativos na produção de alimentos e são indispensáveis para a agricultura moderna. Estima-se que a aplicação de

fertilizantes químicos promova um aumento de aproximadamente 50% das safras agrícolas, e que cerca de 60% da população mundial consiga suprir suas carências nutricionais em nitrogênio a partir dos fertilizantes nitrogenados (KHALIQ *et al.*, 2006).

A facilidade de aplicação dos fertilizantes químicos e a rápida assimilação pelas plantas são alguns dos fatores que conduzem a alta produtividade dos solos agrícolas. Entretanto, os fertilizantes sintéticos causam acidificação do solo, mobilização de elementos tóxicos, imobilização de nutrientes, redução rápida da matéria orgânica existente e aumento da erosão (MALAVOLTA, 1997). Além disso, as plantas conseguem aproveitar, em média, apenas 50% do nitrogênio que é aplicado e a quantidade excedente causa sérios problemas ao ambiente, como a eutrofização das águas (KHALIQ *et al.*, 2006).

O uso de fertilizantes orgânicos, em substituição ou associação aos fertilizantes químicos, auxilia na busca pela sustentabilidade ambiental e econômica, pois promove o retorno ao solo, de nutrientes presentes em plantas, vegetais, dejetos e resíduos agroindustriais, entre outros, além de reduzir a exploração de combustíveis fósseis (matéria-prima para fabricação de fertilizantes químicos) (KHALIQ *et al.*, 2006).

O composto orgânico é reconhecidamente um excelente condicionador para o solo, podendo proporcionar melhorias em suas propriedades físicas – aumentando a capacidade de retenção de água e a macroporosidade; químicas – aumentando a disponibilidade de macro e micronutrientes; físico-químicas – aumentando a capacidade de troca catiônica e, biológicas – estimulando a proliferação de microrganismos úteis, agindo no controle de fitopatógenos (MAGALHÃES *et al.*, 2006).

Segundo ANDREOLI (2001) o material orgânico presente em resíduos urbanos, aumenta a resistência dos solos à erosão, além de ser excelente fonte de nutrientes, principalmente de nitrogênio e fósforo, constituindo-se em uma boa alternativa para regiões agrícolas, especialmente aquelas caracterizadas pelo uso intensivo do solo ou onde há a proposição de técnicas de reflorestamento.

A matéria orgânica melhora a estrutura do solo, reduz a plasticidade e a coesão, aumenta a capacidade de retenção de água e a aeração, permitindo maior penetração e distribuição das raízes. Além disso, a matéria orgânica do solo atua diretamente sobre a fertilidade do solo por constituir a principal fonte de macro e micronutrientes essenciais às plantas, como também indiretamente, através da disponibilidade dos nutrientes, devido à elevação do pH, além de aumentar a capacidade de retenção dos nutrientes, evitando suas perdas. Biologicamente, a matéria orgânica aumenta a atividade da biota do solo

(organismos presentes), sendo fonte de energia e de nutrientes para a mesma (RICCI, 2006).

A Instrução Normativa nº 23 de 31/08/2005 do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (BRASIL, 2005), define fertilizante orgânico como um produto de natureza fundamentalmente orgânica, obtido por processo físico, químico, físico-químico ou bioquímico, natural ou controlado, a partir de matérias-primas de origem industrial, urbana ou rural, vegetal ou animal, enriquecido ou não de nutrientes minerais. A Tabela 2.5 apresenta as especificações técnicas para comercialização de fertilizantes orgânicos, estabelecidas pelo Anexo III da referida norma.

Tabela 2.5 – Especificações dos fertilizantes orgânicos mistos e compostos

Garantia	Misto/Composto				Vermicomposto Classes A, B, C, D
	Classe A	Classe B	Classe C	Classe D	
Umidade (máx.)	50	50	50	70	50
N total (mín.)	1	1	1	1	1
Carbono orgânico (mín.) ^(*)	15	15	15	15	10
CTC ^(*)	Conforme declarado				
pH (mín.)	6,0	6,0	6,5	6,0	6,0
Relação C/N (máx.)	18	18	18	18	12
Relação CTC/C (mín.) ^(*)	20	20	20	30	20
Soma NPK, NP, NK, PK	Conforme declarado				

^(*) Valores expressos em base seca, umidade determinada a 65 °C

Fonte: (BRASIL, 2005)

No Brasil ainda não há limites estabelecidos para o teor de metais pesados em compostos orgânicos. SILVA *et al.* (2002) publicaram uma Circular Técnica recomendando o uso agrícola de lixo urbano no Estado de São Paulo, na qual foram estabelecidos os seguintes limites máximos para metais pesados (mg Kg⁻¹), no composto de lixo: chumbo (Pb) – 500, cobre (Cu) – 500, zinco (Zn) – 1500, cromo (Cr) – 300, níquel (Ni) – 100, cádmio (Cd) – 5 e mercúrio (Hg) – 2.

De acordo com SILVA *et al.* (2002) é de se esperar que a adição de compostos de lixo, aumente a população dos microrganismos presentes no solo, por oferecer um substrato carbônico, uma disponibilidade de água e também intensificar as atividades

enzimáticas envolvidas nos ciclos de alguns nutrientes (N, P, S), até que toda a fonte de energia seja utilizada.

BRITO (2008) produziu diferentes compostos orgânicos, a partir do tratamento por compostagem de resíduos de frutas e verduras e resíduos de podas, no qual foram variadas as proporções de resíduos e o diâmetro das partículas. O composto orgânico foi utilizado no plantio de mudas de girassol, e os resultados obtidos indicaram que não houve uma relação direta da produção de massa seca da parte aérea das plantas com a composição inicial das leiras, nem com o diâmetro das partículas. Entretanto, a leira constituída por 70% de resíduo orgânico e 30% de resíduo de poda, com partículas de grande diâmetro, apresentou destaque na produção de biomassa seca.

No estudo realizado por BELLOTE *et al.* (2003), foram verificados aumentos significativos de produtividade com a aplicação de resíduos em plantios de *Eucalyptus grandis*. O uso isolado de adubo mineral indicou crescimentos menores na altura das árvores e no volume de madeira produzida, quando comparado com os tratamentos nos quais foram aplicados cinzas de caldeira e resíduos celulósicos, junto com o adubo mineral. O acréscimo de produtividade foi da ordem de 65% e 85%, respectivamente, para cinza de caldeira e resíduo celulósico, em relação à adubação mineral comercial.

SANTOS *et al.* (2001) avaliaram o uso do composto orgânico, obtido a partir da mistura de capim-guatemala (*Tripsacum fasciculatum*) picado, bagaço de cana moído, palha de feijão, e cama de aviário na produção de alface. No plantio das mudas, a ausência de composto orgânico foi avaliada, bem como as dosagens de 22,8; 45,6; 68,4 e 91,2 t/ha de matéria seca de composto orgânico, na presença e na ausência de adubo mineral. Doses crescentes de composto orgânico aumentaram a produção da cultura em até 27.367 kg/ha de matéria fresca, obtida na dose mais elevada, em plantas cultivadas entre 80 e 110 dias, após a aplicação do composto. O aumento de adubo orgânico aumentou os teores de bases e de P, e a CTC do solo.

GURGEL *et al.* (2007) estudaram o uso de um composto orgânico produzido por palhada de feijão, palhada de milho, palha de arroz, casca de banana, casca de laranja, carvão vegetal e esterco bovino, na produção de mudas de maracujazeiro-amarelo. Os tratamentos consistiram na aplicação de composto orgânico nas doses de 10; 20 e 40 kg.m⁻³ e superfosfato triplo, nas doses de 2,5; 5 e 10 kg m⁻³. Também foram feitos tratamentos sem adição de composto orgânico e sem a adição de superfosfato triplo. Após noventa dias de plantio, foram avaliados: altura das mudas, comprimento da raiz, número de folhas, biomassas secas da parte aérea e da raiz. A utilização do composto orgânico em

doses de até 40 kg m⁻³, e do superfosfato triplo em doses de até 5,6 kg m⁻³, foram as alternativas que garantiram os melhores resultados na produção das mudas de maracujazeiro-amarelo.

Nesse sentido, pode-se dizer que, em função da elevada geração de resíduos frutihortícolas e da composição orgânica desses resíduos, o estudo de processos biológicos como os processos de compostagem e digestão anaeróbia, fundamentados teoricamente há muito tempo, são bastante relevantes, pois, em geral, os estudos experimentais procuram levar em consideração condições reais e, assim, parâmetros operacionais são variados, permitindo a obtenção de novas informações e a obtenção de um adequado sistema de tratamento para os resíduos que se propõem tratar.

CAPÍTULO 3

METODOLOGIA

3.1 – RESÍDUOS

3.1.1 – RESÍDUOS DA CEASA

Os resíduos frutihortícolas utilizados no presente estudo foram coletados na Central de Abastecimento da Unidade de Maringá – Paraná.

Para se estimar a quantidade de resíduos produzidos pela CEASA de Maringá, fez-se um levantamento, com o auxílio do Serviço Autárquico de Obras Públicas (SAOP) do município, da geração de resíduos na CEASA. O levantamento foi realizado no período de dezembro de 2005 a novembro de 2006. Uma vez por mês, os resíduos produzidos pela CEASA eram pesados separadamente dos demais resíduos coletados pelo município. Na data da pesagem, verificava-se a quantidade de produtos comercializados na CEASA. Desta forma, foi possível obter a porcentagem de resíduos gerados pela unidade.

Na CEASA Maringá, existem dezesseis containeres de lixo, com capacidade de uma tonelada cada. Os resíduos foram coletados de todos os containeres, no intuito de se obter a maior variedade possível de frutas, verduras e legumes. Os resíduos coletados foram acondicionados em bombonas plásticas e, posteriormente, levados para o Laboratório de Gestão, Controle e Preservação Ambiental da Universidade Estadual de Maringá, onde foram utilizados nos experimentos. Como a maioria dos experimentos demandou grandes quantidades de resíduos, foram feitas várias coletas ao longo do presente estudo.

3.1.2 – RESÍDUOS ADICIONAIS

Durante a realização dos experimentos, tanto nos ensaios de digestão anaeróbia quanto nos ensaios de compostagem, houve a necessidade de se misturar aos resíduos da

CEASA outros resíduos, a fim de ajustar parâmetros operacionais dos processos de tratamento utilizados.

Nesse sentido, nos ensaios de digestão anaeróbia, foram misturados diferentes resíduos que tinham como intuito atuar na inoculação e na diluição dos resíduos frutihortícolas. Os resíduos utilizados foram: lodo de esgoto, esgoto doméstico e dejetos de suínos. O lodo de esgoto e o esgoto doméstico foram coletados em uma estação anaeróbia de tratamento de esgoto doméstico do município de Maringá. O dejetos de suínos foi coletado na Fazenda Experimental da Universidade Estadual de Maringá.

Nos ensaios de compostagem foram adicionados resíduos estruturantes aos resíduos da CEASA, com o intuito de ajustar a umidade e o teor de carbono e nitrogênio dos resíduos frutihortícolas. Os resíduos adicionados foram: serragem (SE), bagaço de cana (BC), cinzas de caldeira (CC), torta de soja (TS), resíduos de poda e capina (RPC). A serragem foi fornecida pela Madeireira Santo Antônio (Sarandi – PR). O bagaço de cana e as cinzas de caldeira foram fornecidos pela Usina de Açúcar Santa Terezinha Ltda. (Iguatemi – PR) e a torta de soja pela COCAMAR Cooperativa Agroindustrial (Maringá). Os resíduos de poda e capina foram coletados na própria Universidade Estadual de Maringá.

3.1.3 – CARACTERIZAÇÃO DOS RESÍDUOS

A caracterização dos resíduos nos processos de digestão anaeróbia e compostagem apresentaram algumas diferenças, em função da necessidade de se obter respostas específicas para cada processo, mas, de forma geral, os principais parâmetros determinados foram: pH, acidez volátil, alcalinidade total, umidade, matéria orgânica, resíduo mineral (R. M.) ou cinzas, carbono orgânico, nitrogênio Kjeldahl, DQO, sólidos totais, sólidos totais voláteis e fósforo.

Os parâmetros de monitoramento também foram específicos para cada processo e estão detalhados nos subitens 3.2 (Digestão Anaeróbia) e 3.3 (Compostagem). As metodologias utilizadas para a caracterização dos resíduos, bem como as utilizadas no monitoramento dos processos, se encontram descritas detalhadamente no item 3.4 (Métodos Analíticos).

3.2 – DIGESTÃO ANAERÓBIA

Os ensaios de biodigestão foram realizados em reatores batelada, que eram preenchidos com os resíduos de uma única vez. O sistema em batelada foi escolhido pela simplicidade e controle do processo, além dos baixos custos de investimento e operação, o que o torna atraente para o tratamento de resíduos.

Os resíduos de frutas e verduras coletados na CEASA foram picados e triturados em liquidificador doméstico antes dos experimentos de biodigestão. Tal procedimento foi adotado visando facilitar o ataque microbiano aos resíduos.

Os experimentos iniciais de digestão anaeróbia foram realizados em escala piloto (reator de 70 litros) e em escala reduzida (reatores de 100 mL).

3.2.1 – DIGESTÃO ANAERÓBIA EM ESCALA PILOTO

3.2.1.1 – Configurações do reator

O digestor anaeróbio utilizado foi construído em aço inox, com 40 cm de diâmetro e 60 cm de altura e capacidade de 70 litros. O equipamento possui fundo inclinado, tampa móvel, com um termômetro analógico acoplado, e é desprovido de sistema de agitação. O reator apresenta portas de entrada e saída para a alimentação e descarga do resíduo, bem como uma porta para a coleta do gás produzido.

O volume de biogás produzido foi medido em um recipiente cilíndrico de acrílico, fechado na parte superior e aberto na parte inferior, por onde entra o gás que sai do biodigestor. O recipiente acrílico foi colocado dentro de um recipiente de aço inox contendo água acidificada. O pH da água deve ser, preferencialmente, menor que 2,0 a fim de minimizar a dissolução do dióxido de carbono. O cilindro de acrílico possui 20 cm de diâmetro e nele foi colocada uma régua graduada para medir o volume de biogás produzido, pelo deslocamento vertical do cilindro. O biogás era coletado, para análise de seus componentes, em sacos plásticos de polietileno com ventil de câmara de pneus, no qual foi acoplada uma mangueira de silicone para conexão com o gasômetro. O biogás foi analisado por um cromatógrafo gasoso Varian 1420 (coluna Porapak Q de aço inox, 2m x $\frac{1}{8}$ pol. , 80/100 mesh).

O desenho esquemático do reator utilizado pode ser observado na Figura 3.1.

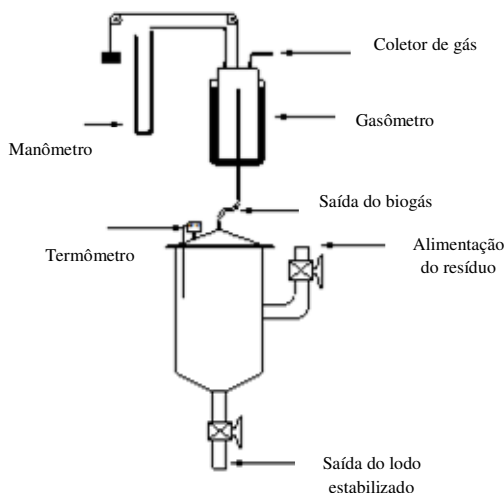


Figura 3.1 – Módulo de biodigestão

3.2.1.2 – Procedimento experimental

A quantidade de lodo de esgoto colocada no reator foi de 20% em relação à massa total de resíduos frutihortícolas. Após a inoculação, o reator foi fechado, permanecendo deste modo até a estabilização do resíduo.

O processo foi realizado em batelada a temperatura ambiente, e com o tempo de digestão de 300 dias.

O monitoramento do processo foi feito em termos dos seguintes parâmetros: pH, acidez volátil, alcalinidade total, umidade, matéria orgânica, cinzas, carbono orgânico, nitrogênio Kjeldahl, DQO, sólidos totais, sólidos totais voláteis, fósforo e produção de biogás.

Os parâmetros pH, acidez volátil e alcalinidade total foram monitorados com maior frequência no início do experimento, e após o primeiro mês foram monitorados juntamente com os demais parâmetros, a cada quinze dias. A quantificação do biogás ocorria sempre que o mesmo era produzido.

A Figura 3.2 apresenta uma seqüência dos procedimentos experimentais realizados no ensaio de digestão anaeróbia em escala piloto.

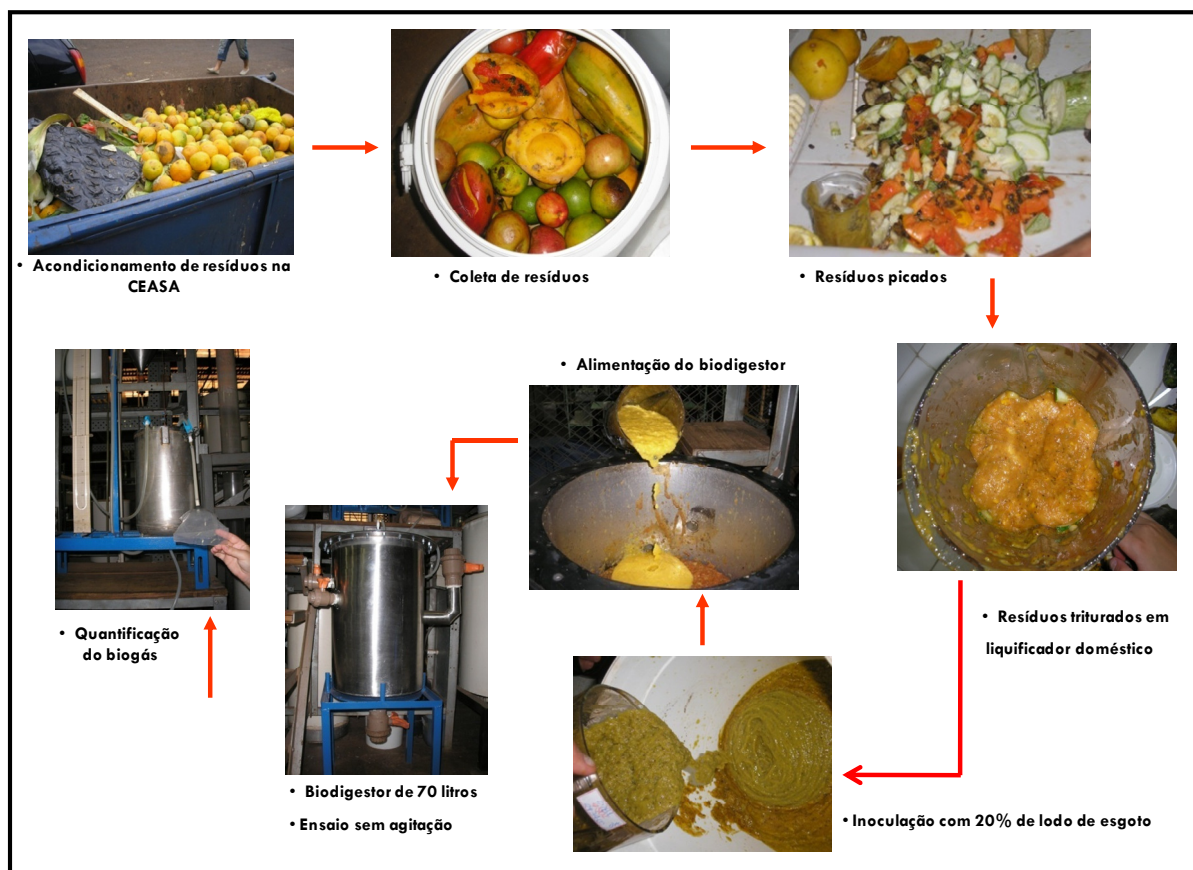


Figura 3.2 – Sequência dos procedimentos experimentais realizados no ensaio de digestão anaeróbia em escala piloto

3.2.2 – DIGESTÃO ANAERÓBIA EM ESCALA REDUZIDA

Os experimentos em escala reduzida foram realizados em reatores de vidro de 100 mL, preenchidos com 90% de sua capacidade total. Os reatores foram lacrados e suas tampas foram vedadas com silicone gel. Em cada um dos recipientes foi inserida uma seringa plástica para a medição da quantidade de biogás produzido. Esses reatores foram semelhantes aos utilizados por HANSEN *et al.* (2004), que também citam que o tempo de 50 dias para a digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos em reator batelada como suficiente para garantir a degradação completa da matéria orgânica. Nesse caso, os experimentos tiveram duração de 60 dias.

Como a capacidade desses reatores era menor, foi possível testar várias condições como: ausência/presença de agitação, adição de diferentes inoculantes e variação da porcentagem de diluição.

Nos experimentos com agitação, os reatores foram colocados em uma incubadora refrigerada (*shaker*) a 25°C, sob agitação de 150 rpm e, nos ensaios sem agitação, os reatores foram colocados em uma estufa a 25°C.

A Tabela 3.1 apresenta as condições estudadas em termos de porcentagem de diluição, e de adição de outros materiais (água, esgoto doméstico, lodo de esgoto e dejetos de suíno), ao resíduo da CEASA.

Tabela 3.1 – Condições estudadas nos ensaios de digestão anaeróbia

ENSAIOS	PROPORÇÃO (m:m)
1	100% resíduo CEASA
2	10% água – 90% resíduo CEASA
	20% água – 80% resíduo CEASA
	30% água – 70% resíduo CEASA
	40% água – 60% resíduo CEASA
3	10% esgoto doméstico – 90% resíduo CEASA
	20% esgoto doméstico – 80% resíduo CEASA
	30% esgoto doméstico – 70% resíduo CEASA
	40% esgoto doméstico – 60% resíduo CEASA
4	10% lodo de esgoto – 90% resíduo CEASA
	20% lodo de esgoto – 80% resíduo CEASA
	30% lodo de esgoto – 70% resíduo CEASA
	40% lodo de esgoto – 60% resíduo CEASA
5	10% dejetos de suíno – 90% resíduo CEASA
	20% dejetos de suíno – 80% resíduo CEASA
	30% dejetos de suíno – 70% resíduo CEASA
	40% dejetos de suíno – 60% resíduo CEASA

Os parâmetros analisados ao término dos experimentos foram: pH, acidez volátil, alcalinidade total, carbono orgânico, nitrogênio Kjeldahl, DQO e sólidos totais voláteis. O biogás foi quantificado de acordo com a sua produção.

O biogás foi analisado em um cromatógrafo gasoso Varian 1420 (coluna Porapak Q de aço inox, 2m x $\frac{1}{8}$ pol. , 80/100 mesh).

A Figura 3.3 apresenta um desenho esquemático do experimento.

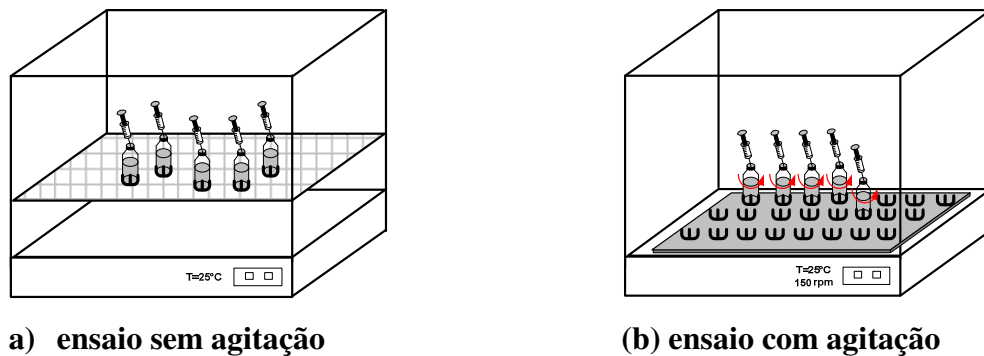


Figura 3.3 – Desenho esquemático do experimento digestão anaeróbia em reatores em escala reduzida

A Figura 3.4 apresenta uma seqüência dos procedimentos experimentais realizados no ensaio de digestão anaeróbia em reator em escala reduzida.

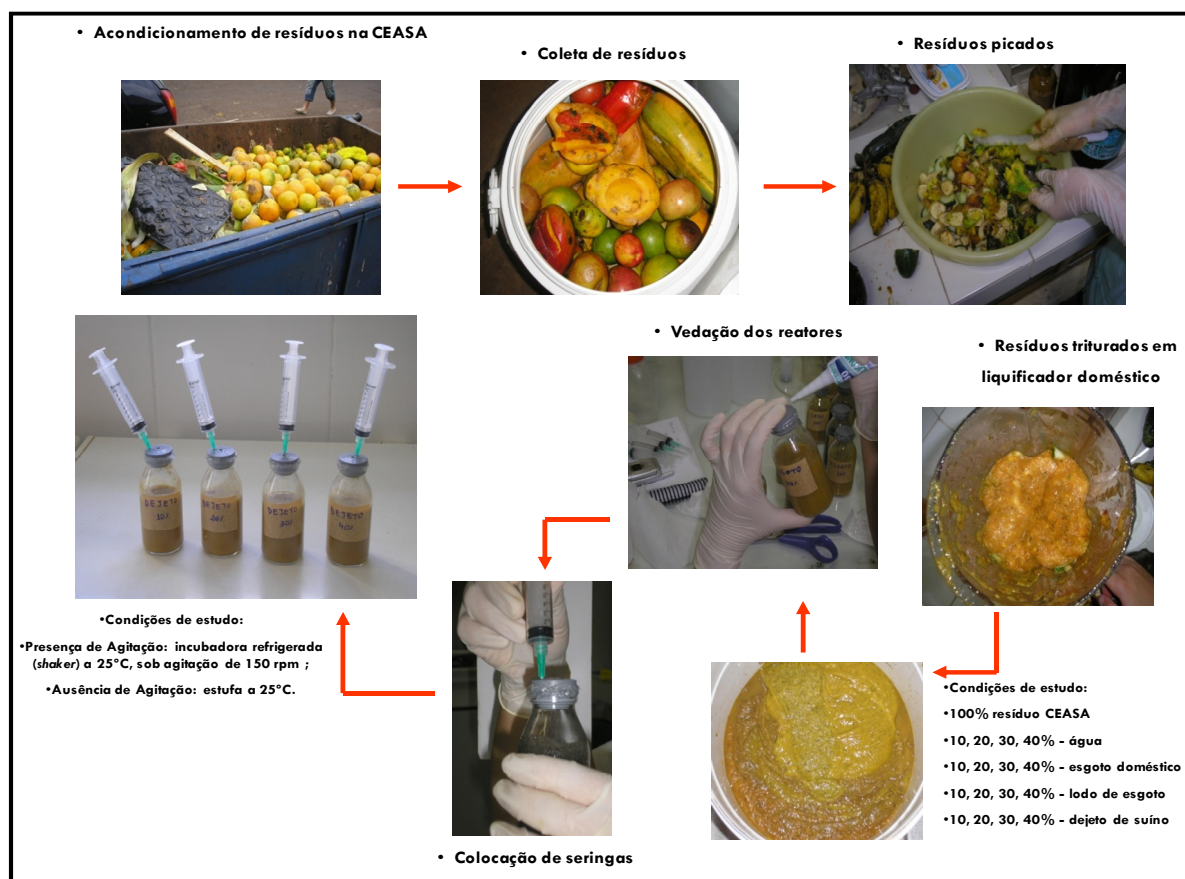


Figura 3.4 – Seqüência dos procedimentos experimentais realizados no ensaio de digestão anaeróbia em reatores em escala reduzida

3.3 – COMPOSTAGEM

3.3.1 – DESCRIÇÃO DO SISTEMA

Os experimentos de compostagem foram realizados em uma área descoberta localizada ao lado do departamento de Engenharia Química da Universidade Estadual de Maringá.

As leiras de compostagem foram construídas sobre lonas plásticas, nas quais os resíduos eram colocados em camadas. Durante o processo, foi utilizado o método de pilhas aeradas por revolvimento manual, no qual as leiras eram revolvidas com o auxílio de pás.

As leiras apresentaram dimensões de 1,0 m de largura x 1,0 m de comprimento x 1,0 m de altura (aproximadamente), caracterizando um processo em pequena escala.

Quando ocorriam precipitações pluviométricas, as leiras eram cobertas com lonas plásticas, evitando, assim, a penetração de água nas mesmas. Em períodos secos, era adicionada água às leiras de compostagem. Os dados referentes a temperatura local, durante os estudos de compostagem, foram obtidos na Estação Climatológica da Universidade Estadual de Maringá.

Neste estudo, foram construídas cinco leiras com composições distintas. Em todas as leiras, foi mantida a proporção de 50% em peso de resíduos da CEASA, pois esses resíduos não apresentavam condições adequadas para serem tratados sozinhos, sendo necessário utilizar resíduos estruturantes, para que o processo pudesse ser executado. Deste modo, optou-se pela adição de resíduos facilmente encontrados na região e que pudessem atender às necessidades estabelecidas. Assim, conforme citado anteriormente, os resíduos adicionados foram: serragem, bagaço de cana, cinzas de caldeira, torta de soja, resíduos de poda e capina.

Nas leiras com adição de cinzas de caldeira e torta de soja, houve a necessidade de se adicionar resíduos de poda e capina, pois a relação C/N e a umidade na proporção de 50% de resíduos da CEASA e 50% desses resíduos estruturantes não se apresentavam ideais para a compostagem.

Assim, as proporções de resíduos utilizados na construção de cada uma das leiras estudadas estão apresentadas na Tabela 3.2.

Tabela 3.2 – Proporção de resíduos utilizados nas leiras estudadas

LEIRAS	PROPORÇÃO DE RESÍDUOS (massa:massa (m:m))	NOMENCLATURA
LEIRA 1	50% resíduo CEASA 50% serragem	L1 – 50% RC; 50% SE
LEIRA 2	50% resíduo CEASA 50% resíduos de poda e capina	L2 – 50% RC; 50% RPC
LEIRA 3	50% resíduo CEASA 50% bagaço de cana	L3 – 50% RC; 50% BC
LEIRA 4	50% resíduo CEASA 30% cinzas de caldeira 20% resíduos de poda e capina	L4 – 50% RC; 30% CC; 20% RPC
LEIRA 5	50% resíduo CEASA 30% torta de soja 20% resíduos de poda e capina	L5 – 50% RC; 30% TS; 20% RPC

Devido ao fato dos resíduos da CEASA apresentarem grandes dimensões, os mesmos foram picados antes dos experimentos. Os resíduos de poda e capina eram, em geral compridos, mas optou-se por mantê-los em seu tamanho original a fim de observar se os mesmos apresentariam condições de degradação. Os demais resíduos apresentavam dimensões reduzidas, assim, nenhum tratamento prévio foi dado aos mesmos.

Durante a construção de cada uma das leiras, os resíduos eram distribuídos em camadas uniformes sucessivas de aproximadamente 15 centímetros, sempre intercalando camadas de resíduos da CEASA com os demais resíduos, até atingir a altura de aproximadamente 1 metro.

A massa total de resíduos utilizada na construção das leiras foi: L1 (50% RC; 50% SE): 154 Kg; L2 (50% RC; 50% RPC): 170 Kg; L3 (50% RC; 50% BC): 120 Kg; L4 (50% RC; 30% CC; 20% RPC): 150 Kg e L5 (50% RC; 30% TS; 20% RPC): 150 Kg.

3.3.2 – PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL

Os parâmetros monitorados ao longo do processo de compostagem foram: temperatura, aeração, pH, umidade, matéria orgânica, cinzas, carbono orgânico, nitrogênio Kjeldahl e relação C/N.

A temperatura das leiras foi determinada com auxílio de um mini termômetro digital marca *Novus*, com sensor externo à prova de água, haste de 3m de comprimento e faixa de medição de (–) 40°C à 95°C. As medições foram realizadas no período da manhã e foram feitas em três pontos das leiras (cerca de 0,5 m de profundidade), para que se obtivesse a temperatura média de cada leira. A determinação da temperatura foi feita no início dos experimentos a cada três dias, após 1 vez por semana e com a estabilização parcial dos resíduos a cada 15 dias.

A aeração das leiras foi executada por meio de revolvimentos manuais, com auxílio de pás. Os revolvimentos foram realizados 1 vez por semana no início dos experimentos e após a estabilização parcial dos resíduos a cada 15 dias. Durante os revolvimentos, observava-se visualmente se os resíduos estavam muito secos e caso isso estivesse ocorrendo, era adicionada água aos mesmos.

Os demais parâmetros foram monitorados a cada 15 dias. Ao término do processo de compostagem, foram determinados os seguintes parâmetros: metais pesados (Pb, Cu, Zn, Cr, Ni, Cd), macro e micronutrientes (P, K, Ca, Al, Na, Mn), cor e odor, condutividade elétrica, densidade e rendimento dos compostos produzidos.

A coleta das amostras para a realização das análises seguiu o método do quarteamento, descrito na NBR 10.007 de 2004 da ABNT.

Ao término do processo, todos os compostos produzidos foram peneirados em peneira de malha 6 mm, e acondicionados em sacos plásticos semipermeáveis, até serem utilizados.

As leiras 1, 2 e 3 foram monitoradas ao longo de 150 dias e as leiras 4 e 5 foram monitoradas ao longo de 105 dias. Essa diferença no tempo de monitoramento foi decorrente da capacidade de cada um dos sistemas se estabilizarem, em termos dos principais parâmetros do processo de compostagem.

3.3.3 – VERMICOMPOSTAGEM

O ensaio de vermicompostagem foi realizado em uma composteira construída em madeira, para evitar a fuga das minhocas. A dimensão da composteira foi de 1,0 m de largura x 1,0 m de comprimento x 1,0 m de altura. A composteira não possuía fundo e foi revestida com lona plástica.

O experimento de vermicompostagem foi realizado com a mesma proporção e resíduos utilizados na leira 2 (50% RC; 50% RPC), pois os resultados obtidos no ensaio de compostagem com essa mistura de resíduos foram bastante significativos, e caso haja o real interesse da implantação desse processo em escala ampliada, como é o que acontece no momento, a obtenção de resíduos de poda e capina pela CEASA seria mais simples de ser realizada. Assim, optou-se por investigar se o processo de vermicompostagem promoveria resultados mais favoráveis que a compostagem, estudando a mistura de 50% de resíduos da CEASA com 50% de resíduos de poda e capina. A massa total de resíduos utilizada no processo de vermicompostagem foi de 102 quilos.

Nesse sentido, o experimento de vermicompostagem seguiu inicialmente todos os procedimentos descritos nos ensaios de compostagem em termos de execução, análises e monitoramentos. O vermicomposto produzido também foi avaliado de acordo com os mesmos parâmetros estabelecidos no processo de compostagem.

O processo de vermicompostagem teve início somente após a estabilização da temperatura dos resíduos. As minhocas só podem ser introduzidas no material a ser vermicompostado quando a temperatura estiver entre 20 e 28 °C, caso contrário elas poderão morrer ou fugir (SUSZEK, 2005). Assim, a introdução das minhocas ao meio ocorreu aos 60 dias de compostagem do resíduo.

A espécie de minhoca utilizada foi a *Eisenia foetida* (Vermelha da Califórnia). A quantidade de minhocas adicionada seguiu um padrão estabelecido na literatura – 2 gramas de peso vivo por litro de substrato (MODESTO FILHO, 1998). No total, foi adicionado 1,4 Kg de minhocas.

Após a adição das minhocas ao meio, estabeleceu-se um tempo de 45 dias para o processo de vermicompostagem e durante todo o experimento, a composteira permaneceu coberta por uma tela “sombrite” para evitar a fuga das minhocas, protegê-las contra predadores e excesso de temperatura e umidade.

Ao término do processo, o vermicomposto foi peneirado em peneira de malha 6 mm e acondicionado em sacos plásticos semipermeáveis, até ser utilizado.

3.3.4 – APLICAÇÃO DO COMPOSTO ORGÂNICO

A avaliação dos compostos orgânicos produzidos foi realizada por meio do plantio de sementes de milho híbrido CD 304, peneira C25, categoria S1, germinação mínima 85% e pureza mínima 98%. O cultivo foi realizado em uma área coberta, que possuía sistema de irrigação por aspersão.

As mudas foram produzidas por semeadura direta de três sementes, em embalagens de polietileno preto com dimensões de 12x12x12 cm. Quando as plantas atingiram 5 cm de comprimento efetuou-se o desbaste, mantendo a planta mais vigorosa. A umidade das mudas foi mantida aproximadamente constante por meio da irrigação por aspersão realizada periodicamente.

O delineamento experimental utilizado foi feito com quatorze tratamentos e dez plantas por parcela. Os tratamentos utilizados foram os seguintes:

- T1: 60% de terra + 40% de composto Leira 1;
- T2: 60% de terra + 40% de composto Leira 2;
- T3: 60% de terra + 40% de composto Leira 3;
- T4: 60% de terra + 40% de composto Leira 4;
- T5: 60% de terra + 40% de composto Leira 5;
- T6: 60% de terra + 40% de vermicomposto;
- T7: 100% de composto Leira 1;
- T8: 100% de composto Leira 2;
- T9: 100% de composto Leira 3;
- T10: 100% de composto Leira 4;
- T11: 100% de composto Leira 5;
- T12: 100% de vermicomposto;
- T13: 100% de terra;
- T14: 100% de adubo orgânico comercial.

A utilização da dosagem de 40% de composto orgânico foi baseada nos estudos de ALMEIDA (2003) e MENDONÇA *et al.* (2007) citados por BRITO (2008), que comprovaram que essa dosagem de composto orgânico é bastante recomendada para produção de mudas de diversas espécies.

As Tabelas 3.3 e 3.4 apresentam a composição física e química da terra utilizadas nos experimentos.

Tabela 3.3 – Macronutrientes da terra

pH			Al ³⁺	H ⁺ + Al ³⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺	SB	CTC	P	C
CaCl ₂	H ₂ O		cmol _c dm ⁻³							mg dm ⁻³	g dm ⁻³
Terra	4,0	4,7	0,8	19,0	2,24	0,88	0,19	3,31	22,3	1,7	11,4

Tabela 3.4 – Granulometria da terra

Areia grossa (%)		Areia fina (%)		Silte (%)	Argila (%)
Terra	06	10		05	79

Após 30 dias de plantio, as mudas foram colhidas, separando-se a parte aérea e a parte radicular. A parte aérea das plantas foi acondicionada em sacos de papel e colocada em estufa a 60°C, até atingir peso constante (aproximadamente 72 horas). Em seguida, a massa seca foi determinada em uma balança analítica.

A análise de variância (ANOVA) foi utilizada para detectar a diferença significativa ($p \leq 0,05$) entre os tratamentos. Foi utilizado o teste de Tukey para determinar os valores médios significativos.

A Figura 3.5 apresenta uma sequência dos procedimentos experimentais realizados na compostagem e na vermicompostagem, bem como da aplicação do composto produzido.



Figura 3.5 – Sequência dos procedimentos experimentais realizados na compostagem e na vermicompostagem e da aplicação do composto produzido

3.4 – MÉTODOS ANALÍTICOS

3.4.1 – pH

As medidas de pH foram realizadas em um pHmetro, marca Digimed – modelo DM2.

No processo de compostagem, o pH foi determinado em solução de cloreto de cálcio (CaCl_2), conforme procedimento estabelecido por KIEHL (1985).

3.4.2 – ACIDEZ VOLÁTIL E ALCALINIDADE TOTAL

A alcalinidade total e a acidez volátil foram determinadas pelo método titulométrico descrito por SILVA (1977), apresentado no Anexo I.

3.4.3 – SÓLIDOS

A análise de sólidos foi realizada de acordo com a metodologia do *Standard Methods* (APHA, 1998), apresentada no Anexo II.

3.4.4 – UMIDADE, MATÉRIA ORGÂNICA, CINZAS E CARBONO ORGÂNICO

A determinação do percentual de umidade, matéria orgânica, cinzas total e carbono orgânico foram realizadas pelo método de calcinação proposto por KIEHL (1985), descrito no Anexo III.

3.4.5 – DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO

A DQO foi determinada pelo micro método de acordo com a metodologia do *Standard Methods* (APHA, 1998), apresentada no Anexo IV. Foi utilizado como digestor um reator HACH e para leitura espectrofotométrica um espectrofotômetro HACH – modelo DR/2010.

3.4.6– NITROGÊNIO KJELDAHL

O nitrogênio Kjeldahl (nitrogênio orgânico e amoniacal) foi determinado pela metodologia descrita pelo Instituto Adolf Lutz (IAL, 1985) apresentada no Anexo V.

Segundo SILVA *et al.* (2006) um dos métodos mais utilizados para a determinação de N total, é método Kjeldahl, assim, ao longo do presente trabalho, o uso dos termos N Kjeldahl e N total indicam o mesmo resultado.

3.4.7 – DENSIDADE

A medida da densidade foi realizada pelo método do picnômetro (KIEHL, 1985), descrito no Anexo VI.

3.4.8– FÓSFORO

Para a determinação de fósforo, foi utilizada a metodologia de colorimetria de metavanadato descrita por MALAVOLTA (1997), apresentada no Anexo VII.

3.4.9 – METAIS PESADOS, MACRO E MICRONUTRIENTES

A determinação dos metais pesados, macro e micronutrientes foi realizada por meio do espectrofotômetro de absorção atômica Varian SpectrAA – 10 Plus, conforme a metodologia descrita no Anexo VIII.

3.4.10 – CONDUTIVIDADE ELÉTRICA

A condutividade elétrica foi determinada de acordo com RODELLA e ALCARDE (1994) citados por BRITO (2008). A metodologia está descrita no Anexo IX.

3.5 – PROPOSIÇÃO DE UM SISTEMA DE TRATAMENTO

Após a realização dos experimentos, fez-se uma avaliação dos melhores resultados obtidos no tratamento dos resíduos da CEASA e, assim, pôde-se fazer uma proposição de um sistema de tratamento para esses resíduos.

CAPÍTULO 4

RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 – GERAÇÃO DE RESÍDUOS NA CEASA – MARINGÁ

A maior parte dos resíduos gerados na CEASA de Maringá é constituída de frutas, legumes e verduras que não apresentam condições adequadas de comercialização, nem de consumo. Os produtos não comercializáveis, mas servíveis ao consumo humano são doados, por meio do Programa de Banco de Alimentos – Ceasa Amiga de Maringá, que realiza doações de hortifrutigranjeiros para creches, orfanatos, asilos, hospitais públicos e associações assistenciais, cadastradas junto ao programa. Segundo dados obtidos na própria unidade, no ano de 2006 foram doados cerca de 840 toneladas de produtos.

Além dos resíduos frutihortícolas, são gerados resíduos como madeira, palha, papel, plástico e embalagens de isopor, entre outros, que são provenientes do transporte dos produtos. Em geral, esses resíduos não são misturados aos resíduos de frutas e verduras e apresentam como destino final a reciclagem ou reutilização.

Os resíduos frutihortícolas são coletados pelo serviço de limpeza pública, e são dispostos no aterro controlado do município. Alguns produtores rurais possuem autorização para coletar os resíduos de frutas e verduras, que são utilizados para a alimentação de animais.

Para se estimar a quantidade de resíduos gerados pela CEASA de Maringá, fez-se um levantamento desta geração, com o auxílio do Serviço Autárquico de Obras Públicas do município. O levantamento foi realizado no período de dezembro de 2005 a novembro de 2006. Uma vez por mês, os resíduos gerados na CEASA foram pesados separadamente dos demais resíduos coletados pelo município. Na data da pesagem, verificava-se a quantidade de produtos comercializados na CEASA. Desta forma, foi possível obter a porcentagem de resíduos gerados pela unidade, em relação à quantidade de produtos comercializados. Os resultados encontram-se apresentados na Tabela 4.1.

Tabela 4.1 – Quantificação da geração de resíduos na CEASA – Maringá

Data	Comercialização diária (t)	Massa de resíduo coletado (t)	% de resíduos
05/12/2005	634,05	5,610	0,88
02/01/2006	511,34	7,830	1,53
06/02/2006	677,11	6,890	1,01
06/03/2006	742,28	4,760	0,65
03/04/2006	1754,16	6,300	0,36
08/05/2006	1307,74	4,450	0,34
24/07/2006	1060,81	5,040	0,47
07/08/2006	1355,99	6,130	0,45
04/09/2006	1335,57	6,570	0,49
02/10/2006	786,46	4,350	0,55
13/11/2006	1326,18	4,900	0,37
Média			0,64

A quantificação de resíduos do mês junho de 2006 não foi realizada, pois, os funcionários do SAOP encontravam-se em greve nesse período.

Conforme pode ser observado na Tabela 4.1, a média de resíduos gerados pela CEASA de Maringá foi de 0,64%, em relação ao valor comercializado no período. Esse valor, caso extrapolado para o total comercializado no ano de 2006 (aproximadamente 93 mil toneladas), representa cerca de 597 toneladas de resíduos, que tem como destino final o aterro controlado do município de Maringá. Extrapolando-se esses valores para os anos de 2007 (comercialização de aproximadamente 88 mil toneladas) e 2008 (comercialização de aproximadamente 86 mil toneladas), pode-se inferir que a geração de resíduos ficaria em torno de 567 e 548 toneladas, respectivamente. Esses valores são bastante significativos e demonstram uma necessidade imediata na tomada de decisões para um melhor gerenciamento desses resíduos.

Pode-se dizer, ainda, que a porcentagem de resíduos obtida é referente à quantidade que chegava ao aterro, no período das pesagens, e que não é necessariamente a quantidade de resíduos que a unidade gera, pois, conforme citado, parte dos resíduos é doada para produtores rurais. Ainda, pode-se dizer que entre o período de 2006 e 2008, no qual foram feitas as coletas de resíduos, se observou um aumento no número de pessoas que coletavam esses resíduos no pátio da CEASA, sendo que principalmente no ano de 2008,

ocorreram períodos em que não houve condições de coleta, pois os resíduos haviam sido coletados por outras pessoas. Nesse sentido, cada vez mais se tem reduzido o envio de resíduos para o aterro controlado do município, porém essa não pode ser considerada a medida mais adequada de gerenciamento de resíduos, a ser executada pelo estabelecimento.

4.2 – DIGESTÃO ANAERÓBIA

4.2.1 – DIGESTÃO ANAERÓBIA EM ESCALA PILOTO

Neste item estão apresentados os resultados obtidos no ensaio de digestão anaeróbia em reator batelada de 70 litros, no qual foram colocados 80% de resíduos da CEASA e 20% de lodo de esgoto (m:m).

A caracterização da mistura de resíduos frutihortícolas e lodo de esgoto está apresentada na Tabela 4.2.

Os resultados obtidos indicaram valores de pH (4,1) e AV/AL (9,9) muito distantes dos ideais para o início da biodigestão. Dessa forma, esses parâmetros foram ajustados por meio da adição de bicarbonato de sódio, para que o processo ocorresse de maneira adequada.

A umidade dos resíduos foi de 89,7%, levando a uma porcentagem de sólidos totais de 10,3%. De acordo com GALLERT *et al.* (2003), a digestão anaeróbia pode ser realizada com diferentes teores de sólidos e a digestão úmida ocorre com um teor de sólidos totais entre 8 e 16%. A porcentagem de sólidos totais do resíduo, portanto, indica uma condição favorável para o processo de biodigestão.

O valor da relação C/N pode ser considerado adequado para o processo, ao contrário da relação C/P que deveria estar em torno de 150/1.

A DQO da mistura de resíduos era de aproximadamente 100.000 mg L⁻¹, indicando uma elevada concentração de matéria orgânica. De acordo com BOUALLAGUI *et al.* (2003) a alta quantidade de matéria orgânica solúvel dos resíduos de frutihortícolas, pode prejudicar o processo de digestão anaeróbia para a produção de metano, uma vez que a degradação da matéria solúvel gera grandes quantidades de ácidos graxos voláteis, que provocam uma redução drástica no pH do meio e, conseqüentemente, a inibição das bactérias metanogênicas.

Tabela 4.2 – Caracterização da mistura de resíduos frutihortícolas inoculados com lodo de esgoto

Parâmetros	Resultados
pH	4,1
Alcalinidade total (mg L ⁻¹)	224,92
Ácidos graxos voláteis (mg L ⁻¹)	2.231,47
Umidade (%)	89,7
Matéria orgânica total (%)	91,7
Cinzas (%)	8,3
Carbono orgânico (%)	51
Nitrogênio Kjeldahl (%)	1,35
Fósforo (%)	0,2
Demanda química de oxigênio (mg L ⁻¹)	107.000
Sólidos totais (mg L ⁻¹)	178.685
Sólidos totais voláteis (mg L ⁻¹)	160.276
C/N	38/1
C/P	2550/1
Densidade (g cm ⁻³)	1,01

As concentrações de sólidos totais e de sólidos totais voláteis foram de aproximadamente 179.000 e 160.000 mg L⁻¹, indicando que o resíduo pode ser facilmente degradado biologicamente.

A densidade do resíduo foi de 1,01 g cm⁻³, e embora se acreditasse que o resíduo fosse apresentar uma densidade bem superior, uma vez que apresentava aspecto bastante denso, obteve-se uma densidade semelhante à da água.

4.2.1.1 – pH e AV/AL

Os resultados obtidos no monitoramento do pH e da relação AV/AL, ao longo do tempo de operação, encontram-se apresentados na Figura 4.1.

Os valores iniciais de pH foram baixos, em torno de 4,2, o que pode ser atribuído à geração e ao acúmulo de ácidos voláteis. Durante o monitoramento, foram observadas reduções no pH nos primeiros quinze dias da digestão anaeróbia, sendo que o pH foi ajustado nesses dias com NaHCO₃.

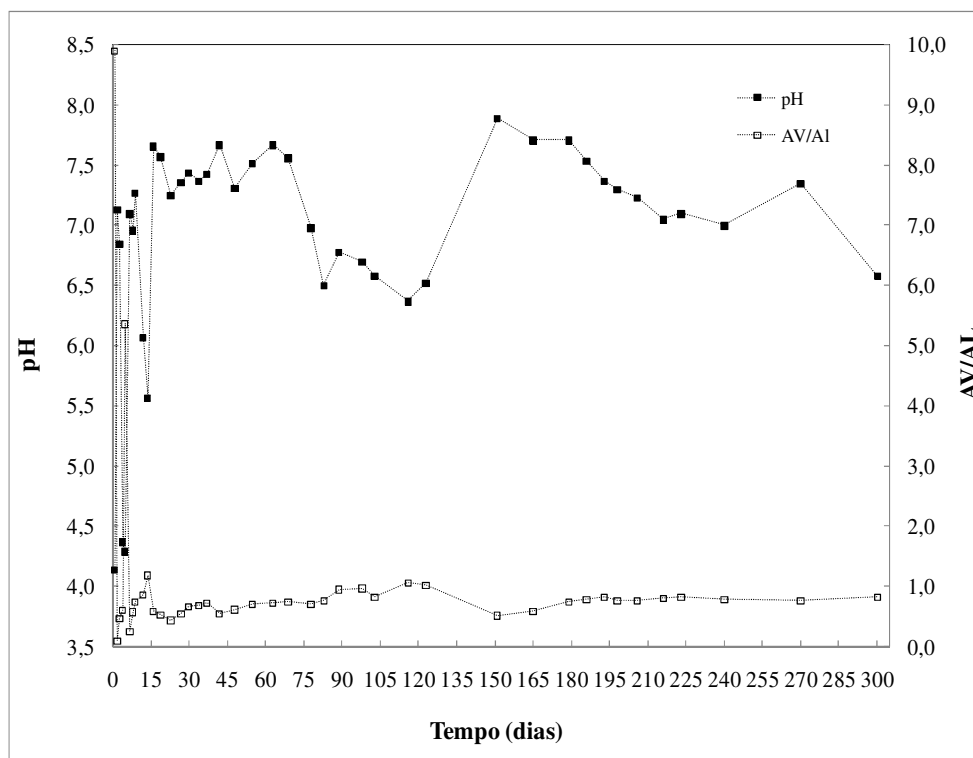


Figura 4.1 – Evolução do pH e da relação AV/AL ao longo do tempo

A quantidade de bicarbonato de sódio adicionada à mistura de resíduos foi de 3 quilos. Após os primeiros dias de monitoramento, o pH ficou aproximadamente constante (6,5 – 7,7) e a relação AV/AL ficou em torno de 0,5 a 0,9. Após 83 dias de monitoramento, o pH começou a diminuir, e a relação AV/AL começou a aumentar, atingindo o valor de 1,03 no 123º dia de monitoramento, quando se optou novamente por realizar o ajuste de pH e de AV/AL adicionando-se, assim, cerca de 1000 gramas de bicarbonato de sódio.

No estudo de digestão anaeróbia de resíduos de frutihortícolas com lodo de esgoto realizado por LEITE *et al.* (2003), com tempo de operação de 270 dias, verificou-se que o pH durante os 170 primeiros dias apresentou-se em torno de 5,5 e somente após 200 dias de operação, o resíduo adquiriu características de neutralidade e a relação AV/AL se estabilizou em torno de 0,7.

Em um processo balanceado de digestão anaeróbia, a concentração de ácidos graxos voláteis é baixa (CHEN *et al.*, 2008). A elevada concentração de ácidos graxos voláteis representa um fator limitante para o processo, que pode levar à baixa produção de biogás e à baixa remoção de sólidos voláteis totais.

No presente trabalho, a concentração inicial de ácidos graxos voláteis foi alta, em torno de 2000 mg L⁻¹. A concentração de acidez volátil foi reduzida quando da adição de bicarbonato de sódio, porém, a mesma se manteve relativamente alta ao longo do tempo de

operação do processo e, em alguns momentos, ocorreu a geração e o acúmulo dos ácidos graxos voláteis, fazendo com que houvesse a necessidade de se adicionar novamente NaHCO_3 para a redução da concentração de acidez volátil.

LUNA (2003) em seu estudo de biodigestão em reator anaeróbio compartimentado, tratando resíduos de centrais de abastecimento e feiras livres, inoculados com lodo de esgoto, obteve valores iniciais de ácidos voláteis em torno de 5000 mg L^{-1} , porém como a digestão anaeróbia foi realizada em reator anaeróbio de multifases, a concentração de ácidos reduziu consecutivamente em cada uma das fases até atingir valores próximos a 180 mg L^{-1} . Dessa forma, pode-se inferir que, no presente trabalho, a configuração do reator batelada, e em uma única fase talvez tenha influenciado na capacidade do sistema em consumir a acidez do meio.

Segundo CALLAGHAN *et al.* (2002) um dos critérios para se definir a estabilidade do processo de digestão anaeróbia é a relação AV/AL e há três valores críticos para essa relação; se a relação AV/AL é menor que 0,4, o processo está estabilizado. Quando a relação AV/AL se encontra entre 0,4 e 0,8 algum fator está interferindo no desempenho do processo, e quando os valores se encontram acima de 0,8 há uma significativa instabilidade.

De acordo com os resultados apresentados na Figura 4.1, pode-se dizer que, no presente trabalho, a degradação dos resíduos de frutas e verduras inoculados com lodo de esgoto, sofreu alguma interferência, pois os valores de AV/AL ao longo do tempo de operação sempre se mantiveram em torno de 0,6, no entanto, não foi possível determinar o que exatamente interferiu no processo.

4.2.1.2 – DQO

Os resultados obtidos na avaliação da remoção de eficiência de DQO durante o processo estão apresentados na Figura 4.2.

A DQO foi monitorada como parâmetro de estabilização da matéria orgânica. Segundo LEITE *et al.* (2003) de modo geral, acredita-se que, em um processo anaeróbio, cerca de 80% da DQO total seja convertida em biogás, em um período inferior a 300 dias. Durante o processo de degradação, a remoção de DQO foi muito baixa – as remoções máximas conseguidas foram da ordem de 30%.

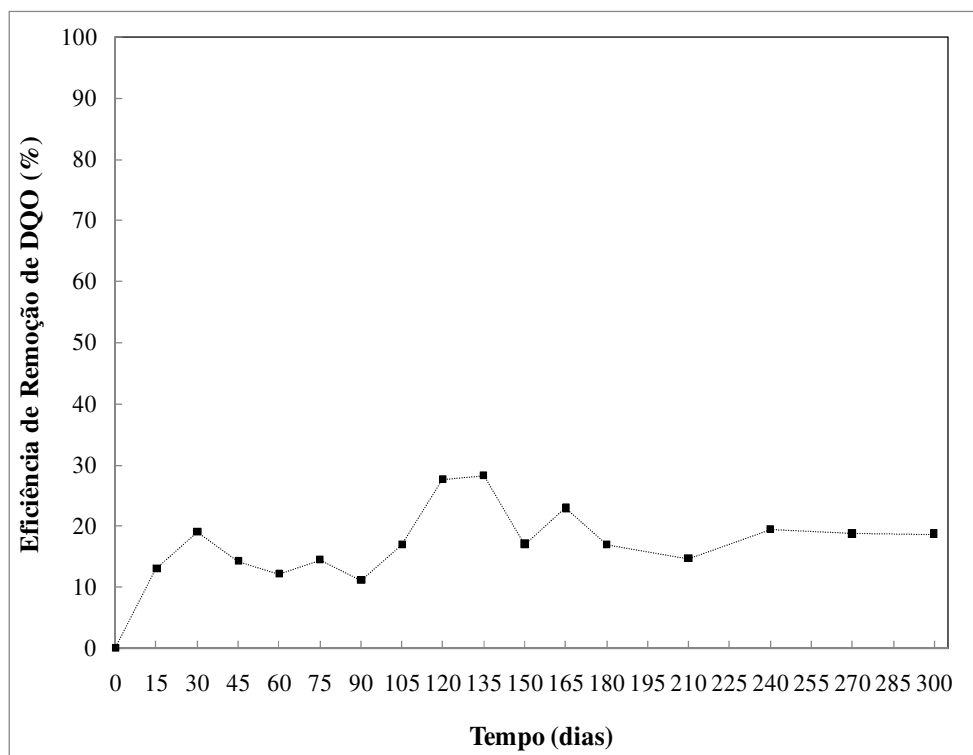


Figura 4.2 – Eficiência de remoção de DQO

Acredita-se que a baixa remoção de DQO, ao longo dos 300 dias, período durante o qual o processo foi monitorado, pode ser devida à alguma dificuldade que os microrganismos anaeróbios tiveram em degradar a matéria orgânica no reator batelada de única fase.

BENINCASA (1997) durante a digestão anaeróbia, em reator batelada, de resíduos orgânicos provenientes de centrais de abastecimento misturados com esterco bovino e água, também observou que a eficiência de remoção de DQO foi baixa, cerca de 21%, após 270 dias de tratamento.

No estudo realizado por LUNA (2003), visando o tratamento de resíduos orgânicos com 20% de lodo de esgoto, foram obtidas remoções de DQO de cerca de 64% na primeira fase do processo, e remoções de DQO de aproximadamente 89, 90 e 93%, na segunda, terceira e quarta fase do processo, respectivamente.

Acredita-se portanto, que a configuração do processo, avaliada no presente estudo, não tenha favorecido o adequado desenvolvimento de condições, para que a etapa acidogênica se processasse de modo eficiente, prejudicando, conseqüentemente, a etapa metanogênica.

4.2.1.3 – Nutrientes

A Figura 4.3 apresenta a evolução do teor dos nutrientes: carbono orgânico, nitrogênio Kjeldahl e fósforo, ao longo do tempo.

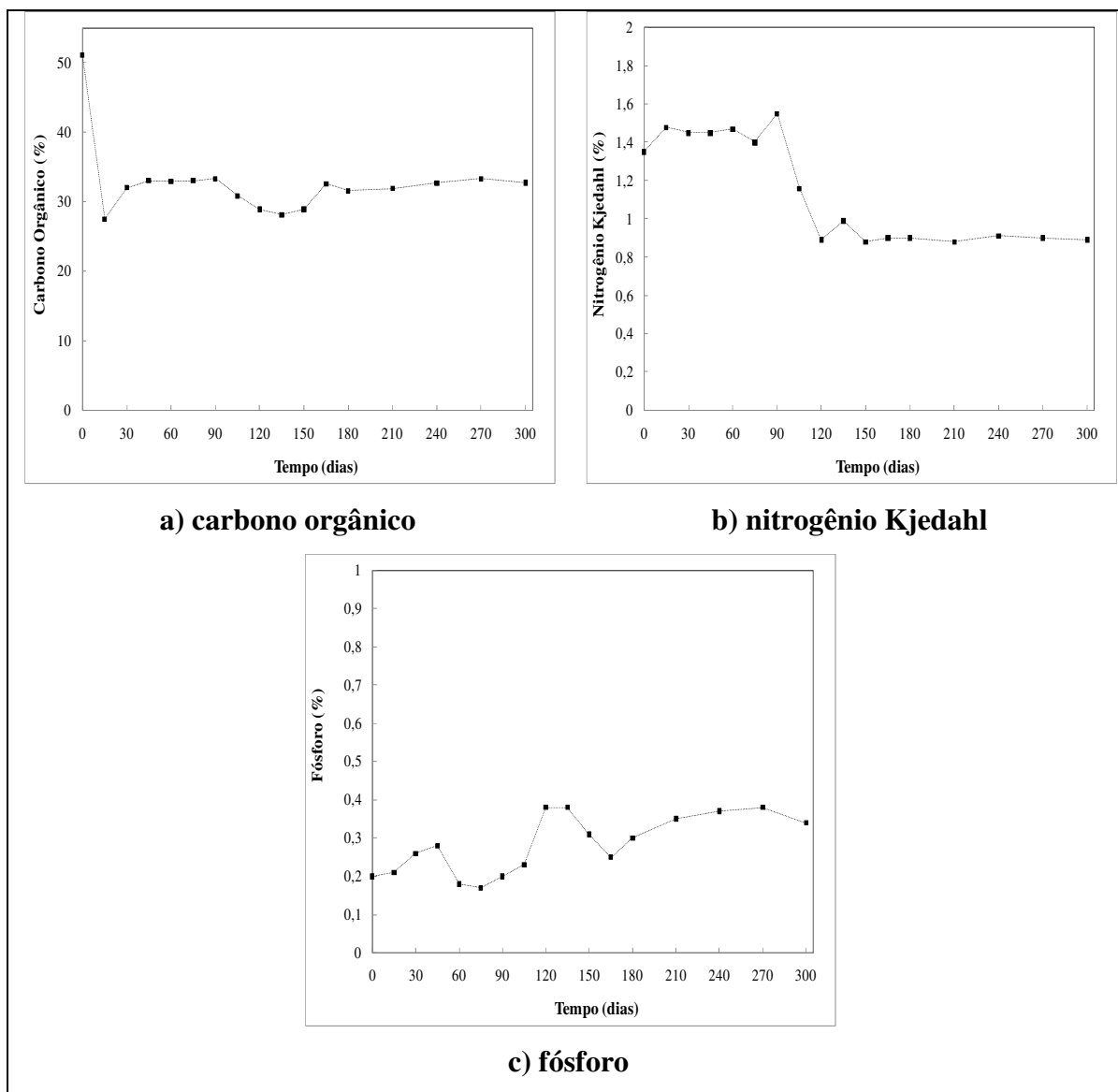


Figura 4.3 – Evolução do teor de nutrientes ao longo do tempo

Verifica-se que a porcentagem de carbono orgânico foi reduzida nos quinze primeiros dias de experimento, fato confirmado pela grande geração de biogás. Após este período, a quantidade de carbono manteve-se entre 30 e 35% ao longo do tempo de duração do experimento. Após cerca de 90 dias, a concentração de carbono apresentou leve redução, porém após 180 dias se observou um aumento na concentração de carbono que foi mantida até o final do experimento, em aproximadamente 35%. O aumento no teor de

carbono pode ser justificado pela inibição da biomassa do meio, o que contribuiu com mais matéria orgânica ao sistema.

A concentração inicial de nitrogênio Kjeldahl era de 1,4%, e esse valor se manteve aproximadamente constante ao longo dos 100 primeiros dias de tratamento. Após, houve um consumo desse nutriente, e a concentração de nitrogênio manteve-se em torno de 0,8%, depois de 150 dias de biodigestão.

As concentrações de fósforo foram em torno de 0,2% no início do processo e com o tempo, a concentração desse nutriente aumentou levemente, chegando a valores finais próximos de 0,3%.

A Figura 4.4 apresenta os resultados obtidos no monitoramento das relações C/N e C/P, em função do tempo.

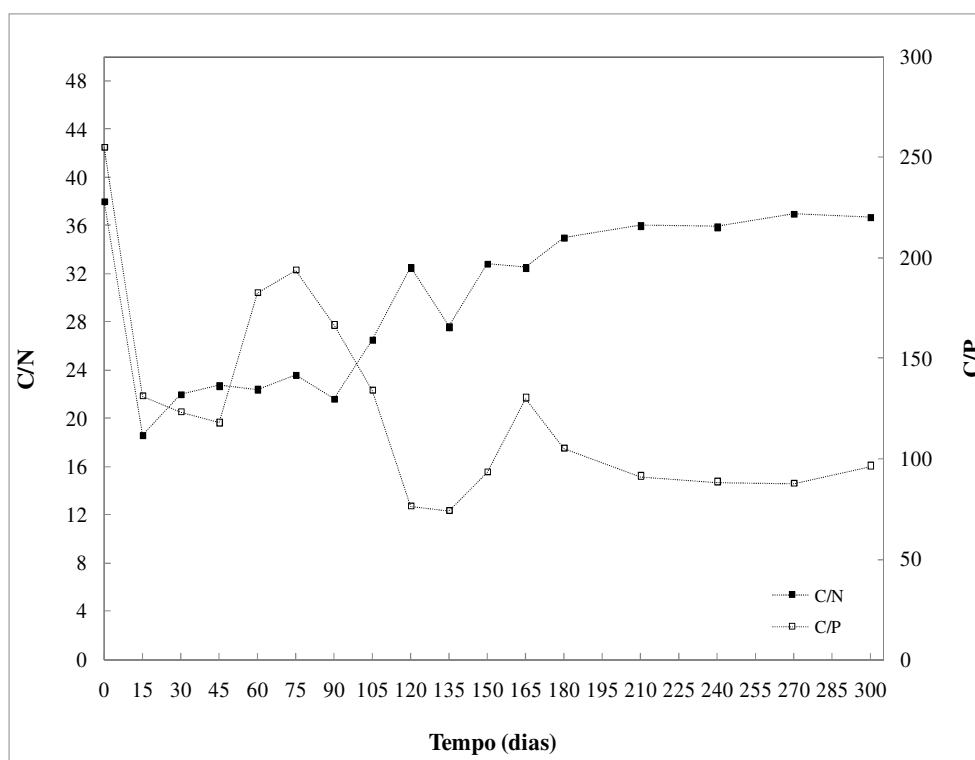


Figura 4.4 – Evolução das relações C/N e C/P ao longo do tempo

Conforme observado anteriormente, no início do processo a redução de carbono foi muito elevada, assim, as relações C/N e C/P sofreram reduções nos primeiros quinze dias de processo.

Durante aproximadamente os 100 primeiros dias de tratamento, a relação C/N manteve-se próxima da condição ideal, para início do processo de digestão anaeróbia, porém, esse valor deveria diminuir ao longo de todo o processo, fato que não ocorreu, uma

vez que não houve decréscimo de carbono, e ocorreram reduções na concentração de nitrogênio.

A relação C/N é um parâmetro frequentemente utilizado para avaliar a estabilização da matéria orgânica e a qualidade do composto digerido, e de acordo com RAO e SINGH (2004), para que o resíduo seja considerado estabilizado, a relação C/N deve estar em torno de 15 a 17/1. Como os valores obtidos foram superiores ao sugerido na literatura, pode-se dizer que o resíduo não atingiu a faixa de estabilização. Infere-se, desta forma, que realmente ocorreu alguma inibição dos microrganismos na degradação da matéria orgânica.

Como houve um leve aumento nas concentrações de fósforo, foram observadas reduções na relação C/P, porém a mesma ainda ficou distante daquela sugerida na literatura, como ideal para a digestão anaeróbia de resíduos.

4.2.1.4 – Biogás

A produção de biogás também foi monitorada durante o período. Os resultados estão apresentados na Figura 4.5.

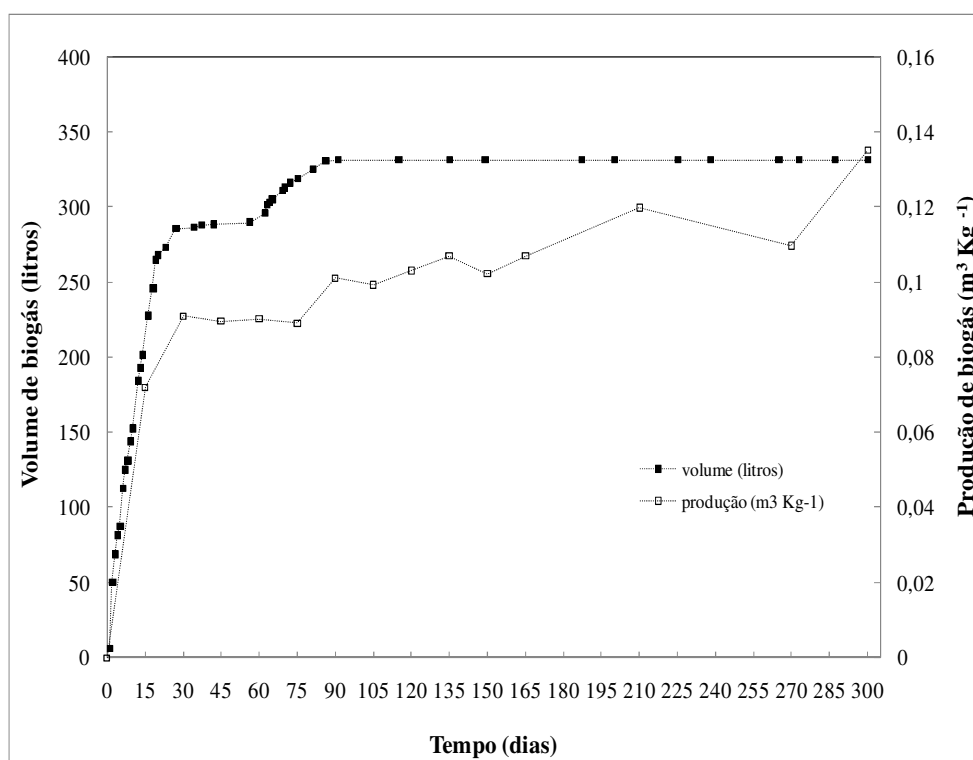


Figura 4.5 – Evolução da produção de biogás ao longo do tempo

A produção total de biogás foi de 331,69 litros. Foi observado no início do processo de tratamento uma grande produção de gás, que foi passível de ser mensurada até octogésimo sexto dia, quando, então, cessou a produção de biogás. Acredita-se, em função da remoção de DQO, que possa ter havido produção de gás posteriormente ao período em que se conseguiu realizar as medições, muito embora esta produção não tenha sido mensurada. Provavelmente, o fato de não se ter conseguido realizar a quantificação pode estar associado a possíveis vazamentos no reator. Acredita-se, porém, que como a remoção de DQO foi relativamente baixa, a quantidade de biogás produzido não deva ter sido muito superior ao valor quantificado inicialmente.

Vale ressaltar ainda, que não foi possível também determinar a composição do biogás produzido, uma vez que os resultados obtidos apresentaram-se totalmente inconsistentes.

A Figura 4.5 ainda apresenta a produção de biogás em função da concentração de sólidos voláteis totais. Os resultados mostram que a produção de biogás ficou em torno de $0,10 \text{ m}^3 \text{ Kg}^{-1}$ de sólidos totais voláteis. A literatura indica que a produção de biogás durante a degradação anaeróbia de resíduos de frutas e verduras situa-se entre 0,429 e $0,568 \text{ m}^3 \text{ Kg}^{-1}$ de sólidos voláteis (RAO *et al.*, 2000), assim, pode-se dizer que a produção de biogás foi inferior à produção média geralmente encontrada na literatura, provavelmente pela elevada concentração de ácidos graxos voláteis.

4.2.1.5 – Umidade, matéria orgânica, cinzas e carbono orgânico

A Figura 4.6 apresenta os resultados obtidos no monitoramento dos parâmetros matéria orgânica, umidade, cinzas e carbono orgânico.

Pode-se verificar que a umidade manteve-se constante ao longo dos 300 dias de duração do processo, e o seu valor situou-se em torno de 90%. Segundo LEITE *et al.* (2003) a presença de água na massa de substrato, favorece a aceleração das diferentes taxas de bioestabilização, contribuindo para a redução do tempo necessário para que grande parte do material orgânico seja bioconvertido em produtos finais.

A quantidade de matéria orgânica foi determinada ao longo do processo com o intuito de se obter o valor de carbono orgânico, pois o mesmo pode ser obtido por meio de uma correlação teórica com a quantidade de matéria orgânica, assim, os valores de ambos os parâmetros apresentaram comportamento igual ao longo do processo e, ainda, comportamento inverso ao parâmetro cinzas.

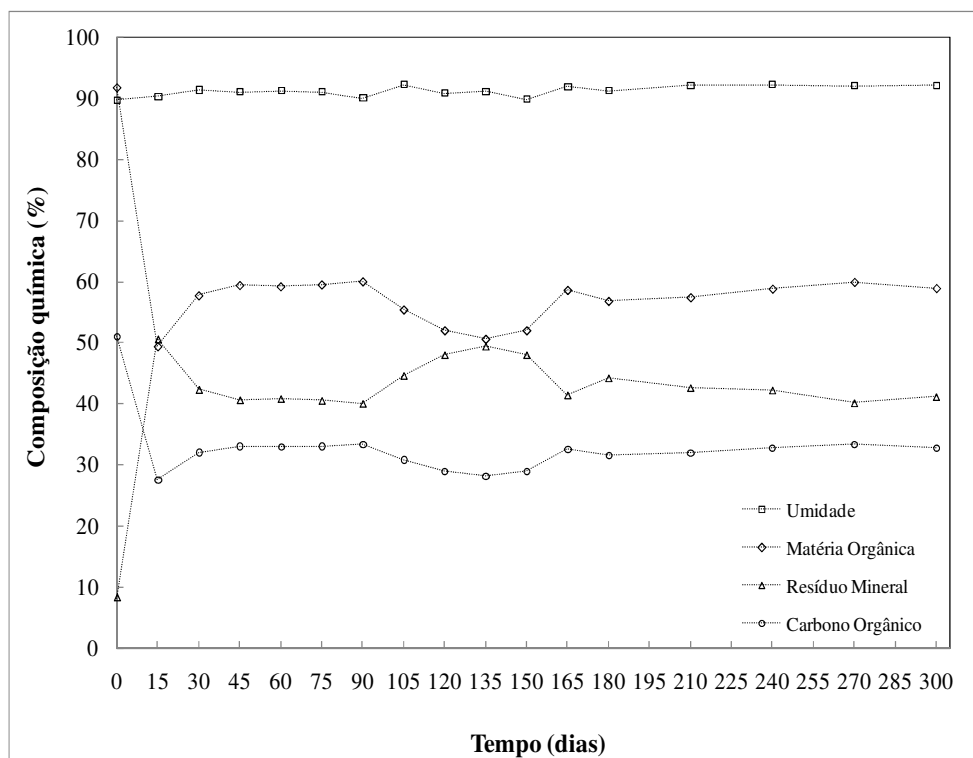


Figura 4.6 – Evolução da umidade, matéria orgânica, cinzas e carbono orgânico

Durante os quinze primeiros dias, houve uma redução brusca na quantidade de carbono, uma vez que a fase inicial da biodigestão produz grandes quantidades de gás carbônico, que acarreta em redução no teor de carbono orgânico do meio. Após esse período, a quantidade de carbono praticamente não sofreu alteração, apresentando valor aproximadamente constante e em torno de 30%.

A quantidade de cinzas, ou matéria inorgânica – que não sofreu biodegradação foi relativamente alta, situando-se entre 40 e 50%.

4.2.1.6 – Sólidos

Na Figura 4.7 estão apresentados os resultados obtidos na determinação da eficiência de remoção de sólidos totais e sólidos totais voláteis.

Pode-se verificar que a remoção de sólidos totais voláteis se manteve em torno de 70% ao longo dos 300 dias de duração do processo, assim, pode-se dizer que houve consumo desses sólidos no início do processo de biodigestão, e que após ocorreu uma estabilização do material, fazendo com que não ocorressem maiores remoções.

Em relação aos sólidos totais, a eficiência de remoção também se manteve estabilizada após os primeiros dias de tratamento em cerca de 55%. Como os sólidos totais

englobam os sólidos totais voláteis e os sólidos totais fixos, infere-se que essa menor remoção seja devida à mineralização de alguns compostos presentes no meio, que elevaram a concentração de sólidos fixos totais.

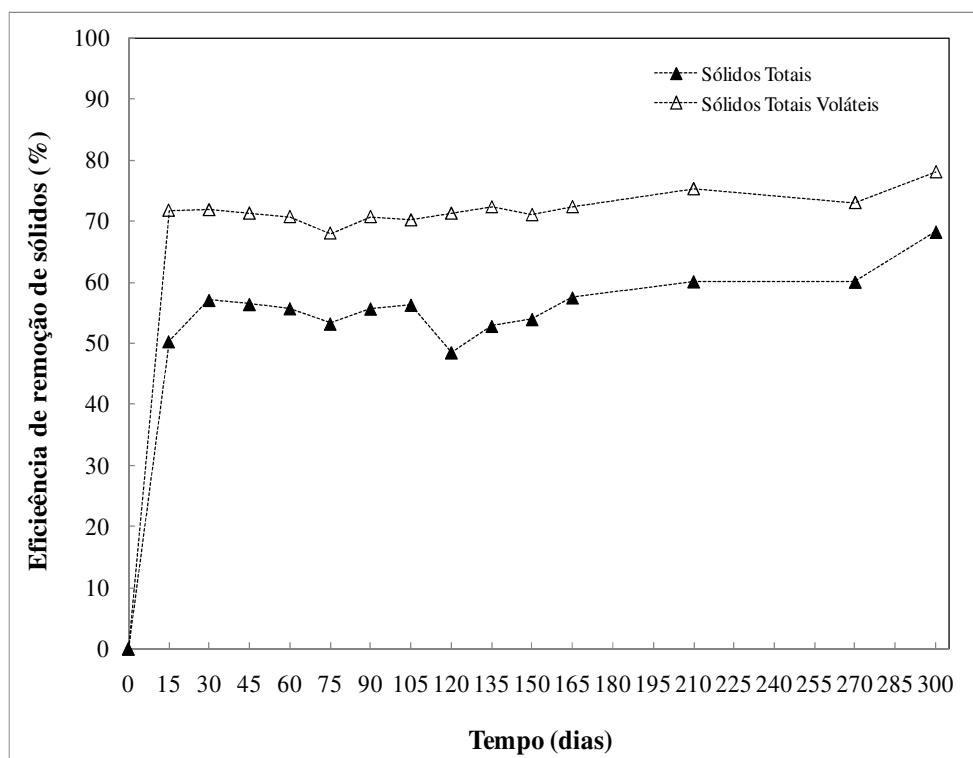


Figura 4.7 – Eficiência de remoção de sólidos

No estudo de biodigestão de resíduos orgânicos de frutas e verduras com esterco bovino e água em reator batelada, realizado por BENINCASA (1997), foram observadas reduções de 65% de sólidos totais e de 68% de sólidos totais voláteis, muito semelhantes àquelas obtidas no presente trabalho.

BOUALLAGUI *et al.* (2003) trabalhando com resíduos sólidos vegetais em biodigestor tubular, com concentração de sólidos totais de 6% (percentagem em peso), obtiveram eficiência de remoção de sólidos totais voláteis de 74,4 %, valor também próximo ao obtido no presente trabalho.

LUNA (2003) em seu estudo de biodigestão de resíduos orgânicos, inoculados com lodo de esgoto, em reator anaeróbio compartimentado, obteve eficiências de remoção de sólidos totais voláteis que variaram de aproximadamente 82 a 96%, nas quatro fases do processo.

LUNA (2003) afirma que a elevada transformação do material carbonáceo deve ser atribuída à configuração do reator, que possibilitou um maior contato da massa de resíduo com a massa bacteriana.

Assim, os resultados obtidos permitem dizer que o processo de digestão anaeróbia, conforme foi desenvolvido, não levou a uma eficiente degradação dos resíduos frutihortícolas. Não se sabe ao certo a razão da tal ineficiência, no entanto, algumas hipóteses podem ser levantadas, entre as quais se citam: a elevada concentração de matéria orgânica dos resíduos, que favoreceu a uma produção muito grande de ácidos graxos voláteis e com isso pode ter levado a uma inibição dos microrganismos do meio, reduzindo a capacidade de biodegradação do processo; a ausência de agitação no reator, que pode ter dificultado uma interação mais efetiva entre os microrganismos e a massa de resíduos; e a configuração do reator batelada, ou mais precisamente do processo em uma fase, que pode não ter sido a mais adequada para o tratamento desse resíduo.

No entanto, como os sistemas em bateladas apresentam simplicidade de projeto e controle de processo, além de baixos custos de investimento, tornando-se particularmente atraentes, principalmente, em países em desenvolvimento (PARAWIRA *et al.*, 2004; RAO e SINGH, 2004; CASSINI, 2003), optou-se por investigar melhor o tratamento de biodigestão em reator batelada, porém, com o objetivo de otimizar as condições operacionais do processo, decidiu-se pela condução dos experimentos em reatores de 100 mL, semelhantes ao sugerido por HANSEN *et al.* (2004). Nestes ensaios, foram testadas diluições de 10, 20, 30 e 40% do resíduo da CEASA, utilizando água, esgoto doméstico, lodo de esgoto e dejetos de suíno, em condições de ausência e presença de agitação. O resíduo da CEASA puro também foi avaliado e os resultados referentes a esses ensaios encontram-se no subitem 4.2.2. (Digestão anaeróbia em escala reduzida).

4.2.2 – DIGESTÃO ANAERÓBIA EM ESCALA REDUZIDA

Os resultados obtidos na caracterização dos resíduos da CEASA e na mistura dos resíduos da CEASA com água, esgoto doméstico, lodo de esgoto e dejetos de suíno estão apresentados na Tabela 4.3.

Tabela 4.3 – Características dos resíduos utilizados no ensaio de biodigestão em escala reduzida

Ensaio	pH	AV/AL	ST (%)	STV (%)	DQO (mg L ⁻¹)	C/N
100% RC	3,5	- (*)	4,8	92,0	42.031	58,5/1
10% água + 90% RC	3,6	- (*)	4,2	96,9	41.467	57,6/1
20% água + 80% RC	3,6	- (*)	4,0	97,3	36.639	53,5/1
30% água + 70% RC	3,6	- (*)	3,6	97,6	33.028	53,4/1
40% água + 60% RC	3,6	- (*)	3,2	97,7	32.260	53,4/1
10% esgoto doméstico + 90% RC	3,9	- (*)	3,7	89,6	61.286	51,2/1
20% esgoto doméstico + 80% RC	3,8	- (*)	3,4	89,4	51.362	44,4/1
30% esgoto doméstico + 70% RC	3,8	- (*)	3,1	85,3	45.641	45,9/1
40% esgoto doméstico + 60% RC	3,8	- (*)	2,4	83,5	40.037	39,6/1
10% lodo de esgoto + 90% RC	4,0	- (*)	4,0	85,9	46.320	44,5/1
20% lodo de esgoto + 80% RC	4,0	- (*)	3,7	86,3	45.675	44,8/1
30% lodo de esgoto + 70% RC	4,1	27	3,6	85,8	42.867	38,4/1
40% lodo de esgoto + 60% RC	4,2	30	3,2	82,6	35.734	30,1/1
10% dejetos de suíno + 90% RC	4,4	4,8	3,4	85,4	36.799	53,5/1
20% dejetos de suíno + 80% RC	4,4	5,0	3,3	83,2	33.242	40,7/1
30% dejetos de suíno + 70% RC	4,4	4,8	3,3	82,2	28.233	41,0/1
40% dejetos de suíno + 60% RC	4,6	3	2,6	81,0	28.157	34,6/1

(*) Valores não determinados em função dos baixos valores de pH do meio

Pode-se observar que os valores de pH não sofreram alterações com a adição de água em todas as porcentagens estudadas, permanecendo próximos a 3,5. A adição de esgoto doméstico ao resíduo da CEASA, levou a uma elevação do pH para um valor de aproximadamente 3,8, em todas as diluições testadas. A diluição com lodo de esgoto fez com que o pH aumentasse para valores próximos de 4,0 e, com a mistura do resíduo da CEASA e dejetos de suíno, o pH se situou em torno de 4,4.

Verifica-se portanto, que a mistura do resíduo, com esgoto doméstico, lodo de esgoto e dejetos de suíno permitiu um pequeno aumento nos valores iniciais de pH, e que o aumento na diluição praticamente não exerceu influência no pH da mistura. Verifica-se

ainda, que nenhuma das condições levou ao valor de pH indicado para um processo eficiente de digestão anaeróbia, que segundo CASSINI (2003) situa-se entre 6,5 e 8,0.

Os valores da relação AV/AL da amostras pura e das amostras diluídas em água, esgoto doméstico, 10 e 20% de lodo de esgoto não puderam ser determinados, pois o pH do meio estava muito baixo, o que não permitiu a determinação da concentração da alcalinidade total. Os valores de AV/AL com 30 e 40% de lodo de esgoto e com dejetos de suíno (todas as diluições), indicaram relações bastante distantes das ideais, uma vez que a acidez do meio era muito alta.

A porcentagem de sólidos totais diminuiu conforme a diluição do resíduo foi aumentada.

O aumento da diluição do resíduo da CEASA com água fez com que a concentração de sólidos totais voláteis fosse elevada. Já, o aumento da diluição com esgoto doméstico, lodo de esgoto e dejetos de suíno, reduziu a concentração de sólidos totais voláteis. Tal fato pode ser devido à presença de substâncias inorgânicas nesses três resíduos.

Os valores iniciais de DQO ficaram próximos de 40.000 mg L⁻¹ em quase todas as condições estudadas. O aumento da diluição do resíduo da CEASA com água promoveu uma redução na DQO. A adição de esgoto doméstico e lodo de esgoto ao resíduo da CEASA causou um aumento nos valores de DQO, principalmente nas menores diluições. A diluição do resíduo da CEASA com dejetos de suíno, promoveu a redução da DQO das amostras, que diminuiu com o aumento da diluição, talvez pelos menores valores de DQO do dejetos de suíno.

Em função dos resíduos estudados serem altamente orgânicos, as relações C/N obtidas também foram bastante elevadas, em geral variaram entre 40 e 60/1. Os menores valores de C/N foram obtidos com 40% de lodo de esgoto e dejetos de suíno.

4.2.2.1 – pH e AV/AL

A Figura 4.8 apresenta os valores finais de pH do resíduo da CEASA puro e diluído com 10, 20, 30 e 40% de água, esgoto doméstico, lodo de esgoto e dejetos de suíno, obtidos nos ensaios de biodigestão na ausência e presença de agitação.

Os valores de pH indicam que houve um consumo dos ácidos graxos voláteis, produzidos na degradação da matéria orgânica. Os ensaios com agitação e sem agitação apresentaram valores finais de pH muito próximos para todas as condições estudadas,

sendo que os valores finais variaram em torno de 4,5. Os resultados obtidos com o resíduo diluído com 30 e 40% de dejetos de suíno apresentaram valores de pH mais elevados no ensaio sem agitação, em torno de 5,5.

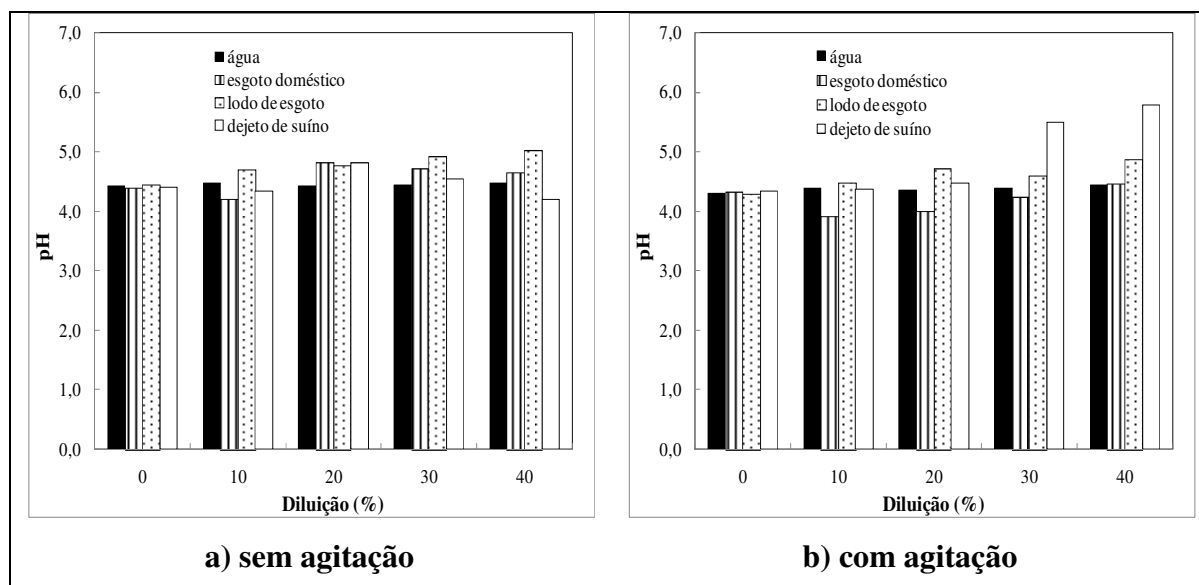


Figura 4.8 – pH final em função da diluição

Ainda, pode-se dizer que mesmo ocorrendo um leve aumento do pH, em relação aos valores iniciais, os valores finais de pH foram baixos e que a adição de diferentes resíduos em várias concentrações não favoreceu o consumo de toda a acidez do meio.

A Figura 4.9 apresenta a evolução da relação acidez volátil/alcalinidade total final, em função da diluição.

Após o período de digestão anaeróbia, com o consumo da acidez do meio, foi possível a determinação da alcalinidade de todas as amostras e conseqüentemente, da relação AV/AL.

O resíduo da CEASA puro apresentou valores finais de AV/AL em torno de 6,5 (sem agitação) e em torno de 5,5 (com agitação), indicando uma leve redução de AV/AL em função da agitação.

No ensaio sem agitação, a diluição com água praticamente não alterou os valores de AV/AL e no ensaio com agitação, houve uma leve redução, principalmente na diluição de 20%.

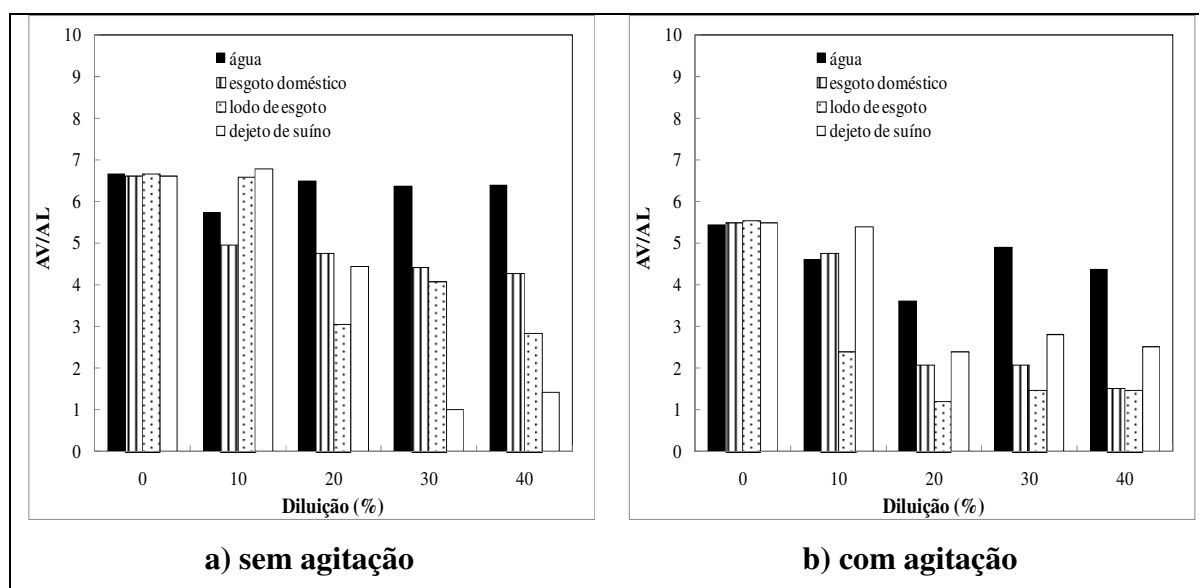


Figura 4.9 – Relação AV/AL final em função da diluição

Quando se adicionou esgoto doméstico ao resíduo da CEASA, o valor de AV/AL se manteve aproximadamente constante, no ensaio sem agitação, em torno de 4,5. No ensaio com agitação, com 10% de esgoto doméstico a relação AV/AL foi de 4,8 e nas demais diluições os valores ficaram próximos de 2,0. Conclui-se, portanto, que em diluições superiores a 20% nos ensaios com agitação, ocorreu um maior consumo da acidez do meio, favorecendo a biodigestão dos resíduos.

No ensaio sem agitação, a adição de 10% de lodo de esgoto levou a um valor de AV/AL de 6,6 que reduziu para valores próximos de 3,0, nas diluições de 20,30 e 40%. No ensaio com agitação, a adição de 10% de lodo de esgoto levou a uma relação AV/AL de 2,4 que reduziu para cerca de 1,5 nas diluições de 20, 30 e 40%, indicando condições semelhantes às obtidas com esgoto doméstico.

A adição de dejetos de suíno, no ensaio sem agitação, promoveu um aumento da redução de AV/AL, com o aumento da diluição, sendo de aproximadamente 1,4, nas diluições de 30 e 40%. No ensaio com agitação, os menores valores de AV/AL ocorreram nas diluições de 20, 30 e 40%, que foram de aproximadamente 2,5.

Em termos gerais, pode-se dizer que a agitação, principalmente nas porcentagens de 20, 30 e 40% de esgoto doméstico, lodo de esgoto e dejetos de suíno, fez com que os valores finais de AV/AL fossem mais baixos, bem como no ensaio sem agitação com 30 e 40% de dejetos de suíno. Porém, mesmo com valores mais baixos, a relação AV/AL ainda se situou bastante distante dos valores recomendados para uma biodigestão eficiente, que segundo LEITE *et al.* (2004), deve ser em torno de 0,5.

4.2.2.2 – DQO

A Figura 4.10 apresenta a eficiência de remoção obtida nos ensaios com agitação e sem agitação, nas diferentes diluições do resíduo da CEASA.

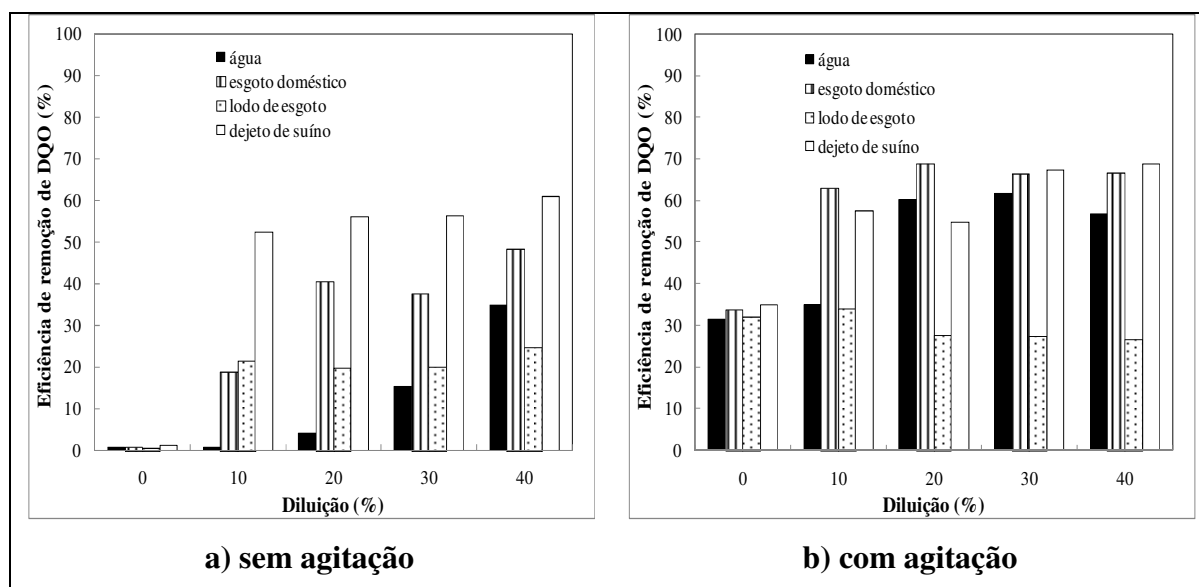


Figura 4.10 – Eficiência de remoção de DQO em função da diluição

Observando-se os resultados apresentados, pode-se dizer que nos ensaios com agitação a eficiência de remoção de DQO apresentou-se superior àquela obtida nos ensaios sem agitação.

No ensaio sem agitação, a eficiência de remoção da DQO do resíduo da CEASA puro foi praticamente nula. O aumento da diluição do resíduo da CEASA com água e esgoto doméstico, promoveu um aumento na eficiência de remoção de DQO, atingindo valores de aproximadamente 30 e 45%, respectivamente.

O aumento da diluição do resíduo com lodo de esgoto não influenciou no aumento da eficiência de remoção, que atingiu valores próximos a 20%. Nas diluições de 10, 20, 30 e 40% de dejetos de suíno, as remoções de DQO foram aproximadamente constantes e em torno de 60%. Verifica-se assim, que o uso de dejetos de suíno promoveu as maiores remoções de DQO, seguido do esgoto doméstico, água e lodo de esgoto.

No ensaio com agitação, o resíduo da CEASA puro apresentou eficiência de remoção de DQO de cerca de 30%. Nas diluições com água de 20, 30 e 40%, as remoções de DQO foram muito próximas e em torno de 60%. Em todas as diluições do resíduo da CEASA com esgoto doméstico e nas diluições com 30 e 40% de dejetos de suíno, as

remoções de DQO ficaram em torno de 70%. Nas diluições de 10 e 20% de dejetos de suíno, as remoções de DQO foram cerca de 60%. O uso de lodo de esgoto, nas diluições testadas, promoveu remoções de DQO de cerca de 30%.

Verifica-se, dessa forma, que o uso de dejetos de suíno e esgoto doméstico promoveram as maiores remoções de DQO, seguido de água e lodo de esgoto.

O uso de lodo de esgoto levou a eficiências de remoção de DQO em torno de 20 a 30%, em ambos os ensaios, confirmando os resultados obtidos no ensaio em escala piloto, assim, pode-se dizer que o uso de outros resíduos seria mais viável para a degradação dos resíduos da CEASA, do que o uso do lodo de esgoto.

Pode-se concluir, dessa forma, que o uso de agitação e diluições do resíduo da CEASA superiores a 20%, podem facilitar o processo de biodegradação do mesmo, e que o mais indicado, para o aumento da degradação, seria o uso de dejetos de suíno, esgoto doméstico e água, para a mistura com o resíduo de frutihortícolas.

Verifica-se que a eficiência de remoção de DQO alcançada nesses ensaios foi bem superior àquela obtida no teste em escala piloto, e que os valores de remoção em escala reduzida foram mais próximos dos valores indicados pela literatura. Assim, muito provavelmente os fatores que mais interferiram no processo em escala piloto, foi o uso de lodo de esgoto como inoculante e a ausência de agitação no reator.

4.2.2.3 – Relação C/N

A Figura 4.11 apresenta os valores finais da relação C/N obtidos nos ensaios com agitação e sem agitação, nas diferentes diluições do resíduo da CEASA.

Conforme apresentado anteriormente, os valores iniciais de C/N variaram, em geral, entre 40 e 60/1. Assim, pode-se dizer que houve uma elevada queda nos valores de C/N, uma vez que nos ensaios com agitação e sem agitação, a relação final ficou em torno de 30/1.

No ensaio sem agitação, o resíduo da CEASA puro apresentou valores finais de C/N em torno de 35/1. A relação final de C/N do resíduo misturado com água foi aproximadamente constante em todas as diluições testadas, 28/1. A mistura do resíduo da CEASA com esgoto doméstico levou a relações finais de C/N de aproximadamente 25/1, nas diluições de 10, 20 e 30%, e de 18/1, na diluição de 40%.

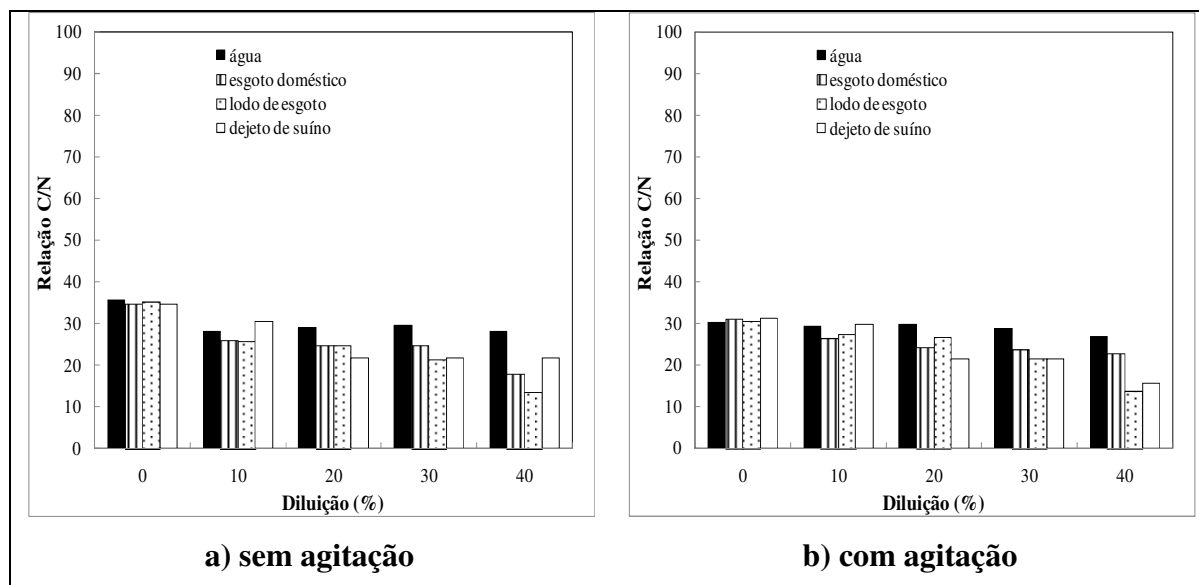


Figura 4.11 – Relação C/N final em função da diluição

O aumento da diluição com lodo de esgoto levou a reduções nos valores finais de C/N, sendo que em 40% de diluição o valor foi de 14/1.

As menores relações de C/N, aproximadamente 21/1, com o uso de dejetos de suíno, foram obtidas nas diluições de 20, 30 e 40%.

No ensaio com agitação, as relações C/N do resíduo da CEASA puro foram aproximadamente constantes, 30/1.

Em todas as diluições com água, os valores de C/N ficaram em torno de 28/1. O aumento da diluição do resíduo da CEASA com esgoto doméstico, lodo de esgoto e dejetos de suíno, levou a uma ligeira diminuição dos valores de C/N, fazendo com que a relação C/N na diluição de 40% ficasse em 23/1, 14/1 e 16/1, para a mistura com esgoto doméstico, lodo de esgoto e dejetos de suíno, respectivamente.

Analisando-se os resultados, pode-se dizer que a agitação não influenciou significativamente nos valores finais de C/N, e que os menores valores desta relação, ocorreram na diluição de 40% para a mistura do resíduo da CEASA com esgoto doméstico, lodo de esgoto e dejetos de suíno.

Nas diluições de 40% do resíduo da CEASA com lodo de esgoto e dejetos de suíno, o resíduo atingiu condição de ser considerado estabilizado, que segundo RAO e SINGH (2004), ocorre quando a relação C/N varia de 15 a 17/1.

Conforme discutido anteriormente, o lodo de esgoto não apresentou resultados tão bons em termos de degradação de matéria orgânica, quanto os demais inoculantes utilizados. Assim, ao invés de ter ocorrido redução no teor de carbono orgânico, ocorreu

uma elevação no teor de nitrogênio das amostras misturadas com lodo de esgoto e dessa forma, houve uma maior redução da relação C/N em comparação com os demais inoculantes.

4.2.2.4 – Biogás

A produção de biogás gerada em cada um dos testes foi quantificada e os valores estão apresentados na Figura 4.12.

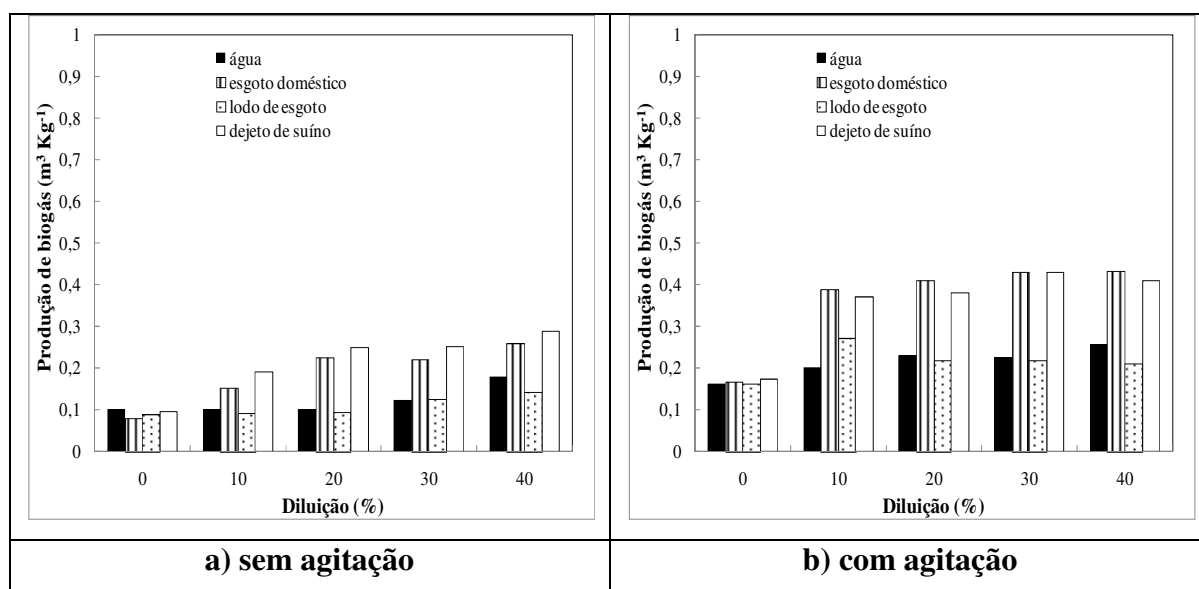


Figura 4.12 – Evolução da produção de biogás em função da diluição

Pode-se verificar que a agitação influenciou na produção de biogás, uma vez que os valores obtidos foram superiores aos encontrados no ensaio sem agitação.

Nos ensaios sem agitação e com agitação, as maiores produções de biogás ocorreram com o uso de esgoto doméstico e dejetos de suíno. No ensaio sem agitação, as produções foram de aproximadamente $0,25 \text{ m}^3 \text{ Kg}^{-1}$ de sólidos totais voláteis e no ensaio com agitação, a produção foi de cerca de $0,40 \text{ m}^3 \text{ Kg}^{-1}$ de sólidos totais voláteis. RAO *et al.* (2000) observaram produções de biogás entre $0,429$ e $0,568 \text{ m}^3 \text{ Kg}^{-1}$ de sólidos voláteis no tratamento anaeróbico de resíduos de frutas e verduras, valores estes próximos aos obtidos no presente trabalho.

A produção de biogás nos ensaios, sem agitação, nos quais foram utilizados água e lodo de esgoto, como agentes inoculantes, foi de cerca de $0,10 \text{ m}^3 \text{ Kg}^{-1}$ de sólidos totais voláteis, em todas as diluições testadas.

Para estes mesmos agentes inoculantes, nos ensaios com agitação, obteve-se produções de aproximadamente $0,20 \text{ m}^3 \text{ Kg}^{-1}$ de sólidos totais voláteis, em todas as diluições testadas.

Dessa forma, verifica-se que as maiores produções de biogás ocorreram com o uso de esgoto doméstico e dejetos de suíno, no ensaio com agitação, sendo que nas diluições testadas, os valores obtidos foram semelhantes.

Provavelmente, as maiores produções de biogás, bem como as altas remoções de DQO e os menores valores finais de C/N, obtidos com o uso em elevadas concentrações de esgoto doméstico e dejetos de suíno, são decorrentes do fato desses dois resíduos serem ricos em microrganismos, o que acelerou a degradação da matéria orgânica do resíduo da CEASA.

Porém, embora tenham sido obtidos resultados satisfatórios de produção de biogás, eficiência de remoção de DQO e redução nos valores de C/N, nas melhores condições estudadas, pode-se dizer que o resíduo da CEASA atingiu apenas uma estabilização parcial, impossibilitando a adequada disposição no ambiente da grande quantidade de resíduo não degradado produzido no final do processo.

Assim, optou-se por investigar um outro processo de tratamento para os resíduos da CEASA, que fosse de simples operação, com baixos custos e possibilidade de obtenção de um material com qualidade adequada para ser disposto no ambiente. Dessa forma, o processo de compostagem foi avaliado, mediante diferentes condições operacionais, no tratamento desses resíduos.

4.3 – PROCESSO DE COMPOSTAGEM

As características dos resíduos da CEASA e dos demais resíduos utilizados no processo de compostagem estão apresentadas na Tabela 4.4.

Pode-se observar que os resíduos da CEASA apresentam uma umidade muito elevada para serem tratados pelo processo de compostagem. Essa umidade de cerca de 90% seria prejudicial, pois levaria à uma geração muito grande de chorume, além de dificultar a aeração, podendo levar a um processo de anaerobiose.

Dessa forma, houve a necessidade de se adicionar resíduos estruturantes, que fossem capazes de diminuir a umidade do material. Para isso, foram escolhidos resíduos de fácil aquisição e disponíveis na região, sendo esses resíduos: serragem, resíduos de poda e capina, bagaço de cana, cinzas de caldeira e torta de soja.

Tabela 4.4 – Características dos resíduos

RESÍDUO	PARÂMETRO				
	M. O. (%)	N Kjeldahl (%)	Umidade (%)	C/N	pH
Resíduo CEASA	85,74	1,25	90,61	38,11	4,98
Serragem	99,08	0,26	10,92	215,32	5,14
Resíduo de poda e capina	90,04	1,39	4,14	36,02	6,97
Bagaço de cana	97,10	0,15	65,00	361,71	5,65
Cinzas caldeira	6,68	1,50	29,76	2,47	9,71
Torta de soja	87,07	5,15	71,20	9,39	7,86

Em relação ao teor de matéria orgânica, pode-se dizer que todos os resíduos, exceto as cinzas de caldeira, apresentaram valores próximos entre si. A cinza de caldeira, por se tratar de um material que sofreu combustão quase que completa, apresentou apenas cerca de 7% de matéria orgânica.

Em termos de nitrogênio, a serragem e o bagaço de cana, por serem materiais fibrosos, apresentaram valores baixos desse elemento, já a torta de soja, apresentou cerca de 5% de nitrogênio, uma vez que a soja é um elemento rico em proteínas.

Os valores de pH dos resíduos estavam relativamente próximos, sendo que o valor do pH das cinzas de caldeira era bastante alcalino, uma vez que o resíduo é constituído de material mineralizado.

Na Tabela 4.5, estão apresentados os resultados da caracterização da mistura de resíduos.

Inicialmente a caracterização foi feita considerando-se a mistura de 30, 50 e 70% dos resíduos da CEASA, com cada um dos resíduos adicionais ao processo, no entanto, foi feita também, uma caracterização considerando 50% RC; 30% CC; 20% RPC – 50% RC; 40% CC; 10% RPC – 50% RC; 30% TS; 20% RPC e 50% RC; 40% TS; 10% RPC, uma vez que nas proporções de 30, 50 e 70%, não foi possível considerar a mistura de resíduos como sendo adequada ao início do processo de compostagem.

Verifica-se que em relação à mistura do RC com a serragem, na proporção de 50% houve a redução da umidade do resíduo da CEASA, porém, como a serragem tem composição praticamente orgânica e pouco nitrogênio, a relação C/N ficou superior àquela estabelecida teoricamente para o início da compostagem, mas, como é um resíduo de

simples aquisição e comum de ser empregado como resíduo estruturante nesse tipo de processo, optou-se por investigá-lo melhor. Fato semelhante ocorreu quando se adicionou bagaço de cana aos resíduos da CEASA.

Tabela 4.5 – Caracterização da mistura de resíduos

RESÍDUO	M. O. (%)	PARÂMETRO		
		N Kjeldahl (%)	Umidade (%)	C/N
30% RC; 70% SE	97,51	0,31	39,96	177,20
50% RC; 50% SE	98,06	0,35	46,63	118,65
70% RC; 30% SE	92,63	0,52	67,60	99,34
30% RC; 70% RPC	91,05	1,15	30,95	43,98
50% RC; 50% RPC	89,78	1,03	49,74	48,42
70% RC; 30% RPC	90,66	1,07	69,32	47,07
30% RC; 70% BC	96,39	0,40	63,71	133,87
50% RC; 50% BC	96,13	0,43	65,64	124,20
70% RC; 30% BC	95,85	0,44	76,51	121,02
30% RC; 70% CC	17,72	1,52	53,03	6,48
50% RC; 50% CC	20,34	1,60	63,43	7,06
70% RC; 30% CC	30,10	1,70	70,49	9,84
50% RC; 30% CC; 20% RPC	59,94	1,80	56,33	18,50
50% RC; 40% CC; 10% RPC	55,83	1,83	59,30	16,95
30% RC; 70% TS	86,49	3,87	77,35	12,42
50% RC; 50% TS	66,32	3,02	80,49	12,20
70% RC; 30% TS	61,37	3,10	82,40	11,00
50% RC; 30% TS; 20% RPC	85,95	2,52	56,33	18,95
50% RC; 40% TS; 10% RPC	70,26	3,03	59,30	12,88

A mistura do resíduo da CEASA com os resíduos de poda e capina, levou a valores adequados para a compostagem, uma vez que reduziu a umidade dos resíduos da CEASA, e apresentou adequadas quantidades de nitrogênio, que levaram a valores ideais de C/N.

Como na cinza de caldeira, a quantidade de matéria orgânica é muito baixa e a quantidade de nitrogênio na torta de soja é muito elevada, os valores de C/N obtidos nas

proporções de 30, 50 e 70% desses resíduos estruturantes, foram muito baixos, então, optou-se por adicionar resíduos de poda e capina nos ensaios das leiras 4 e 5.

Dessa forma, foram construídas cinco leiras de compostagem com as características descritas no subitem 3.3 (Compostagem): L1 (50% RC; 50% SE), L2 (50% RC; 50% RPC), L3 (50% RC; 50% BC), L4 (50% RC; 30% CC; 20% RPC) e L5 (50% RC; 30% TS; 20% RPC). Também, conforme mencionado anteriormente, além das leiras de compostagem, foi realizado um estudo de vermicompostagem com 50% de resíduos da CEASA e 50% de resíduos de poda e capina.

A seguir, apresentam-se os resultados obtidos nos monitoramentos das leiras de compostagem e da vermicompostagem.

4.3.1 – TEMPERATURA

A evolução da temperatura, ao longo do tempo, de cada um dos ensaios realizados está apresentada na Figura 4.13, a qual também apresenta os valores da temperatura ambiente, que foram obtidos junto a Estação Climatológica da Universidade Estadual de Maringá.

Analisando-se a Figura 4.13, pode-se verificar que em todos os tratamentos estudados, o comportamento da temperatura em função do tempo foi semelhante, observando-se que, a partir do segundo/terceiro dia a temperatura se encontrava na fase termofílica. A fase termofílica teve duração de cerca de quinze dias em todos os ensaios, exceto na leira 5 (50% RC; 30% TS; 20% RPC), duração de cerca de 30 dias.

Segundo BIDONE (2001) a fase termofílica, deve ser mantida idealmente por pelo menos um mês, indicando condições satisfatórias de equilíbrio do ecossistema. Provavelmente, neste caso, a temperatura não se manteve elevada por muito tempo devido ao tamanho reduzido das leiras, uma vez que de acordo com PEREIRA NETO (1989), quando as pilhas têm volume pequeno, o calor criado pelo metabolismo dos microrganismos tende a se dissipar e o material tem um aquecimento reduzido. Além disso, a temperatura máxima atingida pelas leiras contendo serragem, resíduo de poda e capina, bagaço de cana e a vermicompostagem foi de cerca de 50 °C.

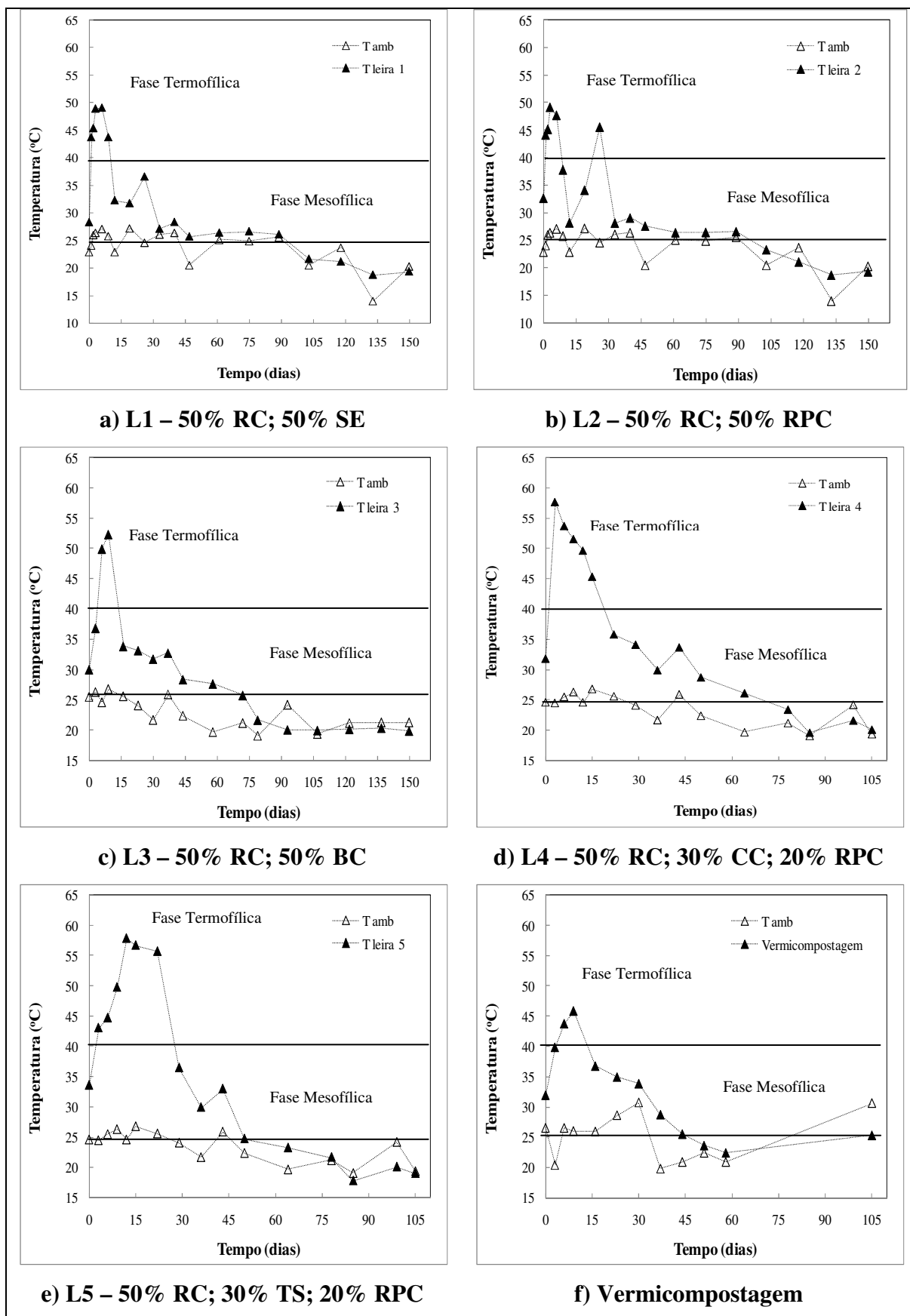


Figura 4.13 – Evolução da temperatura ao longo do tempo

A leira 4 (50% RC; 30% CC; 20% RPC) e a leira 5 (50% RC; 30% TS; 20% RPC) atingiram temperaturas máximas de cerca de 60 °C. Acredita-se que devido ao fato da serragem, dos resíduos de poda e capina e do bagaço de cana apresentarem estrutura de degradação mais lenta, os microrganismos responsáveis pelo processo apresentaram um baixo metabolismo, fazendo com que as temperaturas não fossem tão elevadas.

No caso das leiras compostas por cinzas de caldeira e torta de soja, provavelmente, as altas concentrações de nitrogênio disponíveis, e a estrutura dos resíduos favoreceram um bom desenvolvimento microbiano e a conseqüente degradação dos compostos orgânicos.

Apesar das temperaturas não terem sido tão elevadas, acredita-se que as mesmas seriam suficientes para eliminar a grande maioria dos microrganismos patogênicos, que normalmente são poucos resistentes a temperaturas em torno de 50 e 60 °C. Acredita-se ainda, que havia uma baixa concentração de microrganismos patogênicos nas leiras estudadas, uma vez que em nenhum dos ensaios realizados foram utilizados resíduos com essas características, como, por exemplo, dejetos de humanos ou animais.

Em estudos de compostagem realizados por SUSZEK (2005) e BRITO (2008), a temperatura das leiras de compostagem, contendo resíduos frutihortícolas e de podas, não foi muito superior a 50 °C, e situou-se entre 48,9 e 56 °C, respectivamente, na fase termofílica. Nestes estudos, a fase termofílica também apresentou duração de cerca de quinze dias.

A temperatura das leiras contendo serragem e resíduo de poda e capina atingiu a temperatura ambiente após cerca de 30 dias de compostagem. Verifica-se na Figura 4.13 (c), (d) e (e), que a temperatura das leiras atingiu a temperatura ambiente com cerca de 75 dias, e na Figura 4.13 (f), que a temperatura se estabilizou após cerca de 45 dias.

No caso do ensaio de vermicompostagem, esperava-se que a temperatura se estabilizasse a partir de 30 dias, como ocorreu para a leira 2, cuja composição era semelhante àquela do processo de vermicompostagem, porém, no período de realização desse ensaio a temperatura ambiente ficou em geral entre 15 e 25 °C, o que, provavelmente, fez com que a estabilização fosse mais lenta.

4.3.2 – UMIDADE

A Figura 4.14 apresenta os resultados obtidos no monitoramento da umidade, na qual podem ser observadas variações em todas as condições testadas.

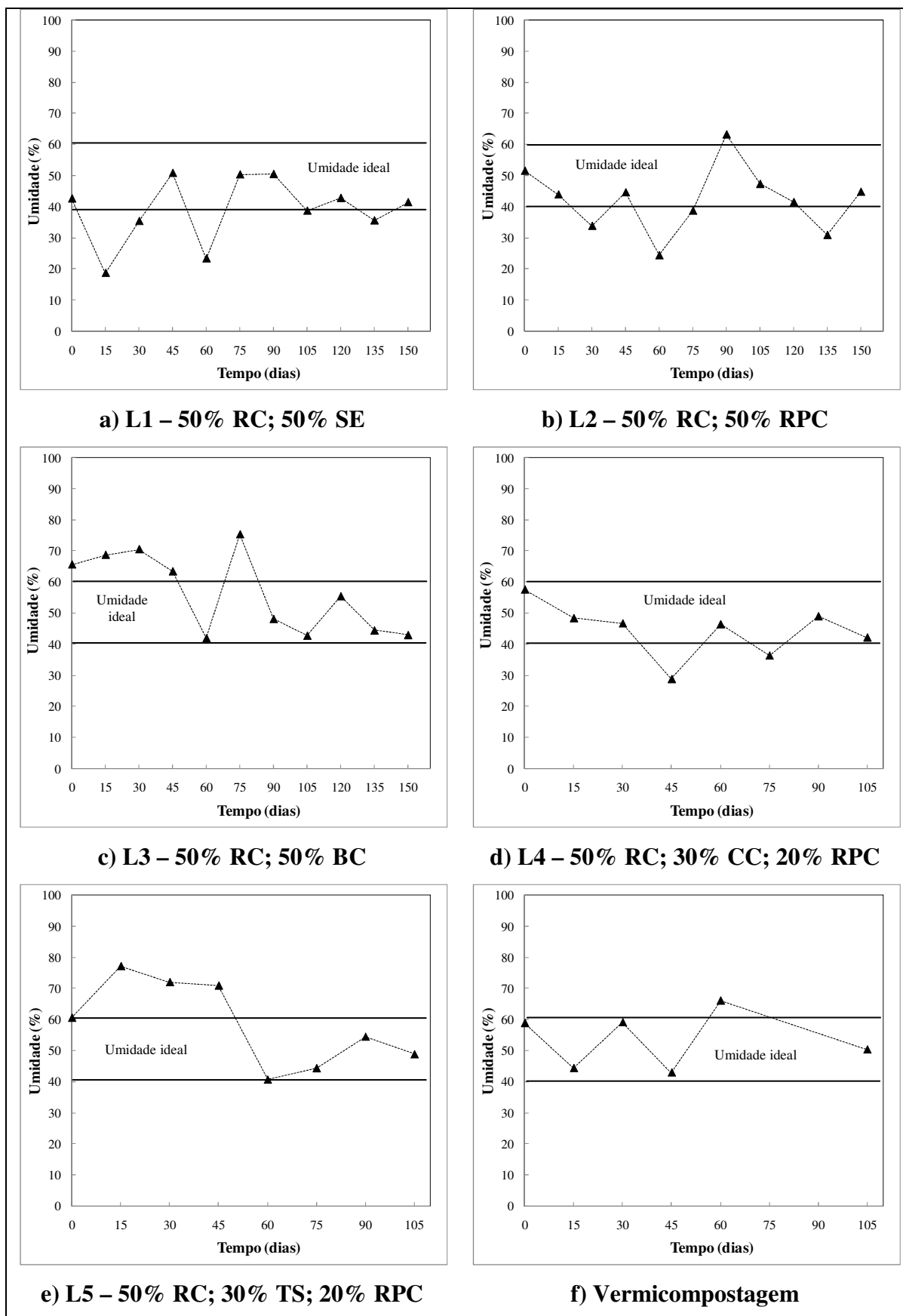


Figura 4.14 – Evolução da umidade ao longo do tempo

Verifica-se que leira 4 e a vermicompostagem apresentaram valores de umidade próximos àqueles estabelecidos na literatura (40 – 60%) como ótimos. Nas demais leiras, verifica-se que ocorreram quedas bruscas da umidade ao longo do tempo, o que exigiu ajustes por meio da adição de água às mesmas. Pelo fato das leiras perderem umidade constantemente, não houve a formação de chorume ao longo do processo, sendo esta uma vantagem significativa na compostagem desses resíduos.

De acordo com KIEHL (2002) leiras de menores dimensões, estão mais sujeitas à perda de umidade, comportamento que pôde ser verificado no presente trabalho.

Pode-se dizer também que a temperatura ambiente pode influenciar na umidade, fazendo com que a massa de resíduos perca água por evaporação em dias muito quentes. Como a vermicompostagem foi realizada no inverno, pode-se explicar as baixas oscilações de umidade nessa leira.

Na Figura 4.14 (a) podem-se observar quedas de cerca de 20% no teor de umidade ao longo do tempo. Durante os 60 primeiros dias de compostagem, foram feitas adições de água à leira, que atingiu parcialmente a estabilização da umidade, após 75 dias de monitoramento. Verifica-se na Figura 4.14 (b) uma variação considerável na umidade, sendo necessárias seguidas adições de água para que a leira atingisse parcialmente a estabilidade após 105 dias. Observa-se na Figura 4.14 (c), que a leira 3 (50% RC; 50% BC) apresentou umidade inicial superior a ideal, e que durante os primeiros 45 dias as reduções na umidade não foram elevadas. Após 60 dias de monitoramento, fez-se uma adição de água que levou a uma umidade em torno de 75%, mas com os revolvimentos realizados esta foi reduzida em pouco tempo, situando-se dentro da faixa ideal.

Na leira 5 (50% RC; 30% TS; 20% RPC) – Figura 4.14 (e), a umidade inicial ficou próxima de 60%, porém pôde-se observar uma solubilização dos resíduos dessa leira, o que promoveu um aumento da umidade. Após 45 dias, houve uma redução significativa no volume da leira 5 em função da degradação quase que total da matéria orgânica existente, assim a umidade manteve-se aproximadamente constante até o final do experimento.

4.3.3 – pH

A Figura 4.15 apresenta o resultado do monitoramento do pH em função do tempo, para cada um dos processos estudados.

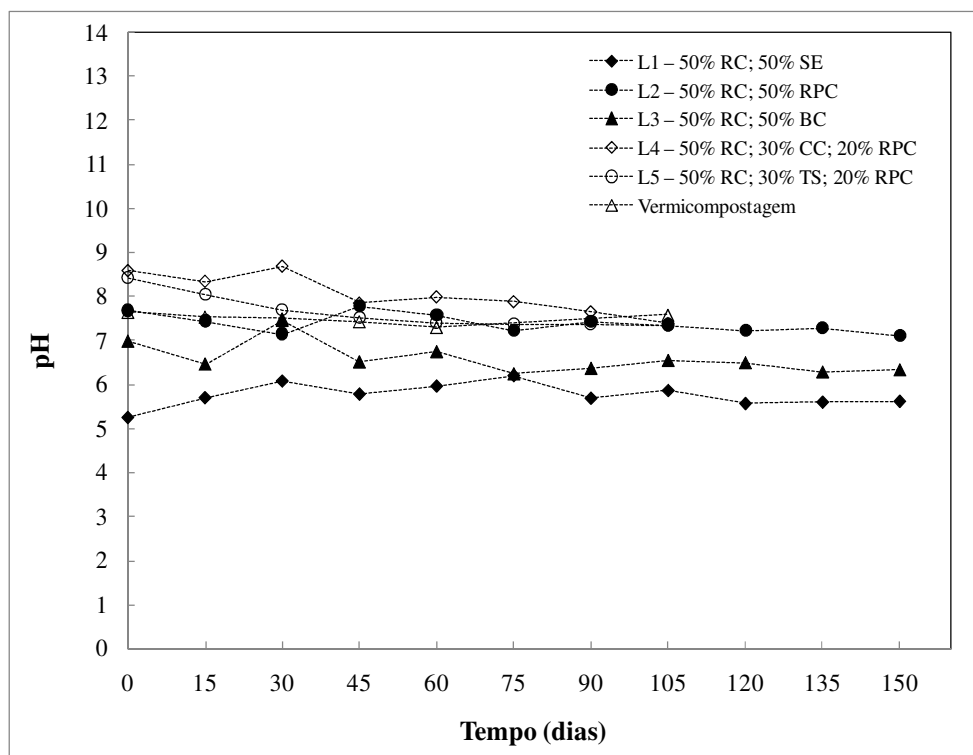


Figura 4.15 – Evolução do pH ao longo do tempo

Observando-se os valores de pH obtidos, pode-se dizer que os mesmos apresentaram pouca variação para cada uma das condições testadas. Na leira 1, o pH inicial foi de 5,3, valor este que variou muito pouco ao longo do tempo. Os valores de pH da leira 2 e da vermicompostagem foram semelhantes e se mantiveram-se em torno de 7,0. Na leira 3, o pH manteve-se em torno de 6,5. Já nas leiras 4 e 5 os valores de pH variaram de 8,7 a 7,3.

Com exceção das leiras 1 e 3, os valores finais de pH se situaram dentro da faixa considerada ideal para composto curado humificado, de acordo com D'ALMEIDA e VILHENA (2000), que se situa entre 7,0 e 8,0.

Ainda, segundo D'ALMEIDA e VILHENA (2000), no início da decomposição do material orgânico desenvolvem-se microrganismos que apresentam uma fermentação ácida e o pH se torna mais baixo; após, os ácidos são consumidos por outros agentes biológicos elevando o pH.

No presente estudo, observou-se apenas na leira 1 uma elevação do pH ao longo do tempo, nas demais leiras o pH sofreu pequenas elevações em alguns pontos e após ocorreram reduções que não foram significativas, uma vez que verificou-se valores finais próximos aos iniciais, em todas as condições estudadas.

De acordo com KIEHL (2002) na compostagem, o pH inicia-se ácido, tornando-se alcalino e permanece neste nível enquanto houver nitrogênio amoniacal, baixando um pouco em seguida, quando este passar para a forma de nitrato. Dessa forma, acredita-se que neste estudo tenha ocorrido uma transformação do nitrogênio amoniacal em nitrato devido a oxidação aeróbia, o que explica as reduções nos valores de pH.

4.3.4 – CARBONO ORGÂNICO

O resultado do monitoramento do carbono orgânico, realizado ao longo do tempo encontra-se apresentado na Figura 4.16.

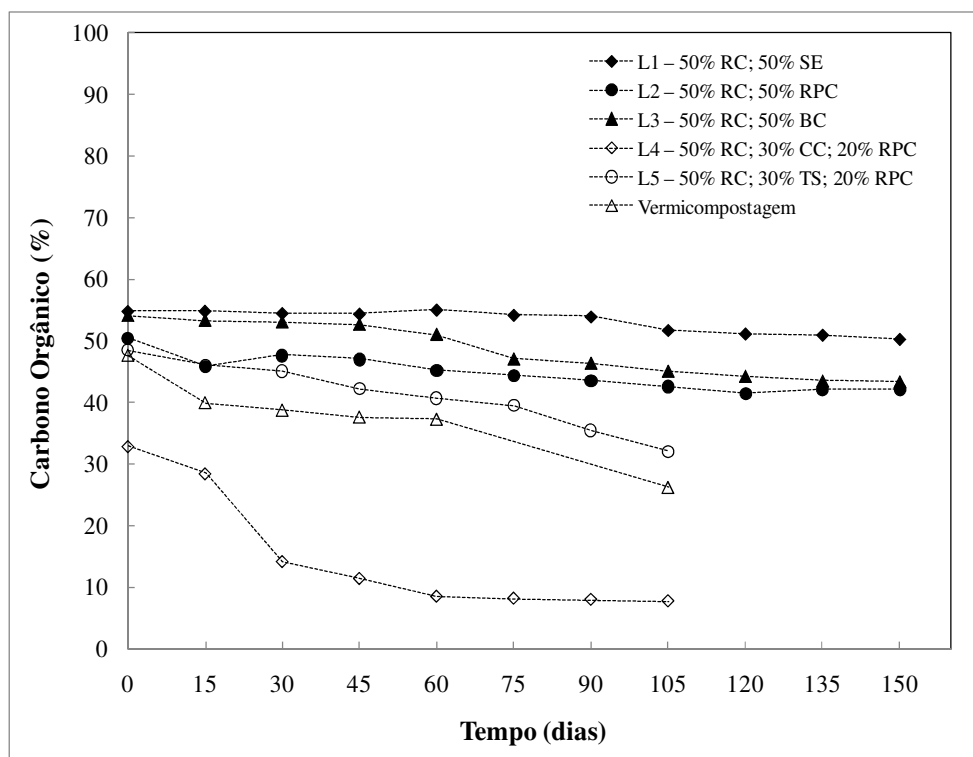


Figura 4.16 – Evolução do carbono orgânico ao longo do tempo

Verifica-se que a leira 1 (50% RC; 50% SE), a leira 2 (50% RC; 50% RPC) e a leira 3 (50% RC; 50% BC) apresentaram pouca redução no teor de carbono orgânico. Essas três leiras foram monitoradas por um período de 150 dias, com o intuito de se avaliar possíveis aumentos nas reduções de carbono, o que não ocorreu de forma significativa uma vez que as reduções nos últimos 50 dias foram de cerca de 2%. As porcentagens de carbono nessas três leiras variaram, respectivamente, de 54,83 a 50,25; 50,46 a 42,25 e 54,11 a 43,29%.

Resíduos com grande teor de celulose e lignina podem influenciar na velocidade de compostagem e nas características físicas e químicas do produto obtido (BRITO, 2008). Assim, acredita-se que a redução lenta e baixa de carbono, nas leiras 1, 2 e 3, seja devida aos elevados teores de celulose e lignina da serragem, do resíduo de poda e capina e do bagaço de cana.

Nas leiras 4 (50% RC; 30% CC; 20% RPC) e 5 (50% RC; 30% TS; 20% RPC) e na vermicompostagem, foram verificadas reduções bastante significativas do teor de carbono orgânico, que foi provavelmente, transformado em CO₂ pelo metabolismo microbiano. Devido às elevadas reduções de carbono, o monitoramento nessas leiras foi realizado em 105 dias. As reduções de carbono foram, respectivamente, de 32,88 a 7,72; 48,49 a 32,04 e 47,66 a 26,15%.

A leira 4 apresentou o melhor resultado, em termos de degradação de matéria orgânica, fato verificado por meio da baixa quantidade final de carbono orgânico. As demais leiras apresentaram reduções de cerca de 20% de carbono. A vermicompostagem, em relação ao processo desenvolvido da leira 2, apresentou uma remoção maior de carbono, fato já esperado, uma vez que a vermicompostagem acelera a estabilização da matéria orgânica.

4.3.5 – NITROGÊNIO KJELDAHL

A Figura 4.17 apresenta os resultados obtidos no monitoramento do parâmetro nitrogênio Kjeldahl.

Em todos os ensaios realizados, foi observado um aumento na concentração de nitrogênio, exceto na leira 4.

Nas leiras 1, 2 e 3, a concentração de nitrogênio aumentou de 0,46 para 0,68; 1,01 para 3,56 e 0,36 para 1,09%, respectivamente. Na leira 4 (50% RC; 30% CC; 20% RPC), a concentração de nitrogênio reduziu de 1,77 para 0,63%. As concentrações de nitrogênio aumentaram de 2,73 para 4,50%, na leira 5, e de 1,42 para 2,67%, na vermicompostagem.

BRITO (2008); VESPA e LUCAS JUNIOR (2006) e DALPIAN (2004), também observaram aumentos de nitrogênio na compostagem de diferentes resíduos. De acordo com BRITO (2008) o aumento de nitrogênio, pode ser devido ao fato da oxidação do carbono orgânico a CO₂ ser maior do que a perda de nitrogênio, relacionada ao seu consumo pelos microrganismos. Nas leiras 2 (50% RC; 50% RPC) e 5 (50% RC; 30% TS; 20% RPC) e na vermicompostagem, foram observados os maiores aumentos na

concentração de nitrogênio e, nesses mesmos ensaios também foram observadas elevadas reduções de carbono orgânico, confirmando a consideração feita por BRITO (2008).

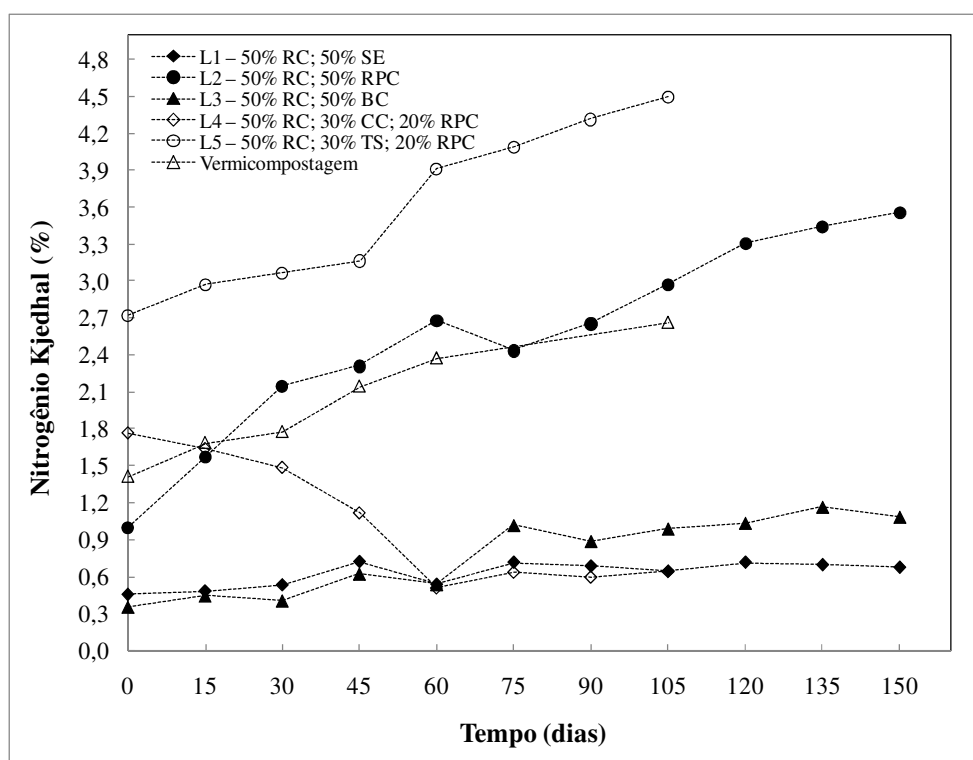


Figura 4.17 – Evolução do nitrogênio Kjeldahl

Na leira 4, as remoções de carbono também foram bastante significativas, porém ao invés de ocorrer um aumento na concentração de nitrogênio, ocorreu uma redução no teor desse elemento. RIBEIRO (2007) e VERAS e POVINELLI (2004) observaram durante os seus estudos de compostagem, reduções na concentração de nitrogênio. Segundo VERAS e POVINELLI (2004), é possível haver perda de nitrogênio, se a matéria prima utilizada no preparo do composto tiver baixa relação C/N. No caso da leira 4, havia uma relação inicial de C/N de aproximadamente 18/1, podendo se atribuir a este fato a perda desse elemento.

4.3.6 – RELAÇÃO C/N

O resultado do monitoramento da relação C/N encontra-se apresentado na Figura 4.18.

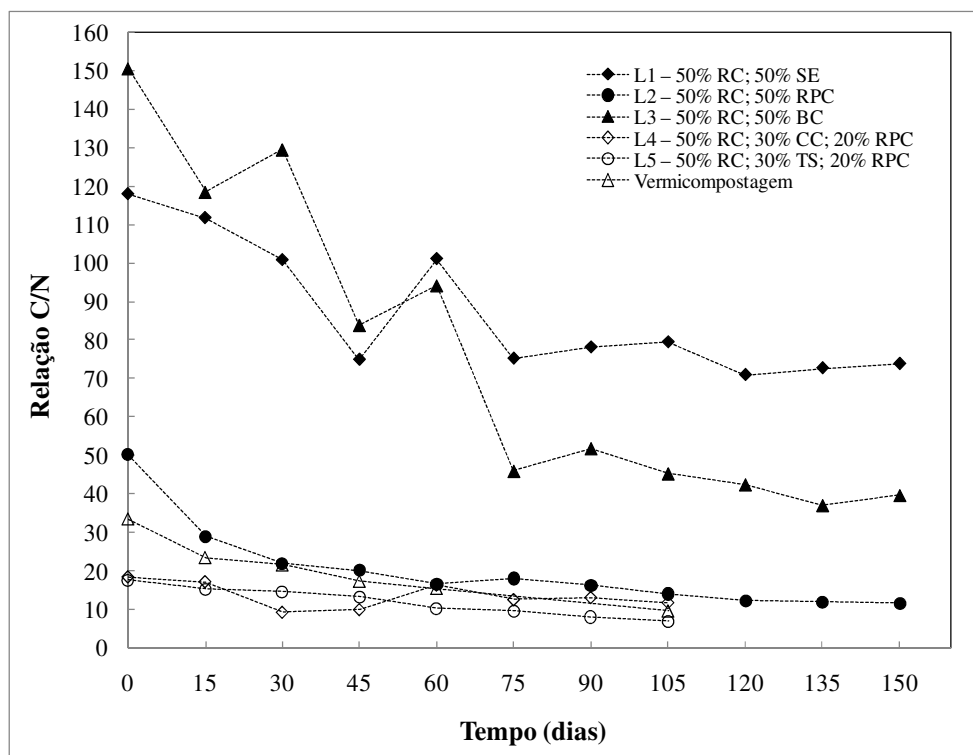


Figura 4.18 – Evolução da relação C/N ao longo do tempo

Analisando-se estes resultados pode-se verificar que em todos os experimentos ocorreram reduções da relação C/N ao longo do tempo. As leiras 2, 4 e 5, bem como aquela da vermicompostagem, foram as que apresentaram melhores resultados. Nestes casos, a relação C/N reduziu para valores finais de 11,87; 11,96; 7,12 e 9,79/1, respectivamente.

De acordo com D'ALMEIDA e VILHENA (2000) a relação C/N, adequada para aplicação do composto na agricultura deve ser, no máximo, de 18/1, sendo que esse valor indica que o composto está semicurado. Quando o valor é inferior a 12/1, o resíduo é considerado curado. Assim, pode-se dizer que esses quatro ensaios experimentais foram capazes de produzir um composto orgânico com adequada condição de utilização na agricultura.

A leira 5 (50% RC; 30% TS; 20% RPC) atingiu essa condição em 60 dias; a leira 2 (50% RC; 50% RPC) em 150 dias e a leira 4 (50% RC; 30% CC; 20% RPC) e a vermicompostagem em 105 dias. Caso a leira 4 tivesse apresentado o mesmo comportamento em termos de nitrogênio que as demais leiras, elevando a concentração desse elemento, essa leira poderia ter alcançado a estabilidade em torno de 30 dias.

A leira 1 (50% RC; 50% SE) e a leira 3 (50% RC; 50% BC) também apresentaram reduções nos valores de C/N, porém o resíduo final, mesmo após 150 dias de processo, não

atingiu valores ótimos desejáveis. Os valores finais de C/N nas leiras 1 e 3 foram, respectivamente, 73,90 e 39,72. A redução da relação C/N na leira 1 foi de aproximadamente 37% e na leira 3 de cerca de 74%. Assim, pode-se dizer que mesmo que a leira 3 não tenha produzido um composto final de boa qualidade, o processo apresentou boa eficiência em termos de redução de carbono. Já a leira 1 não atingiu a condição final desejável, nem tampouco elevada eficiência de degradação.

4.3.7 – MATÉRIA ORGÂNICA

A Figura 4.19 apresenta o resultado do monitoramento da matéria orgânica ao longo do tempo, para cada um dos casos estudados.

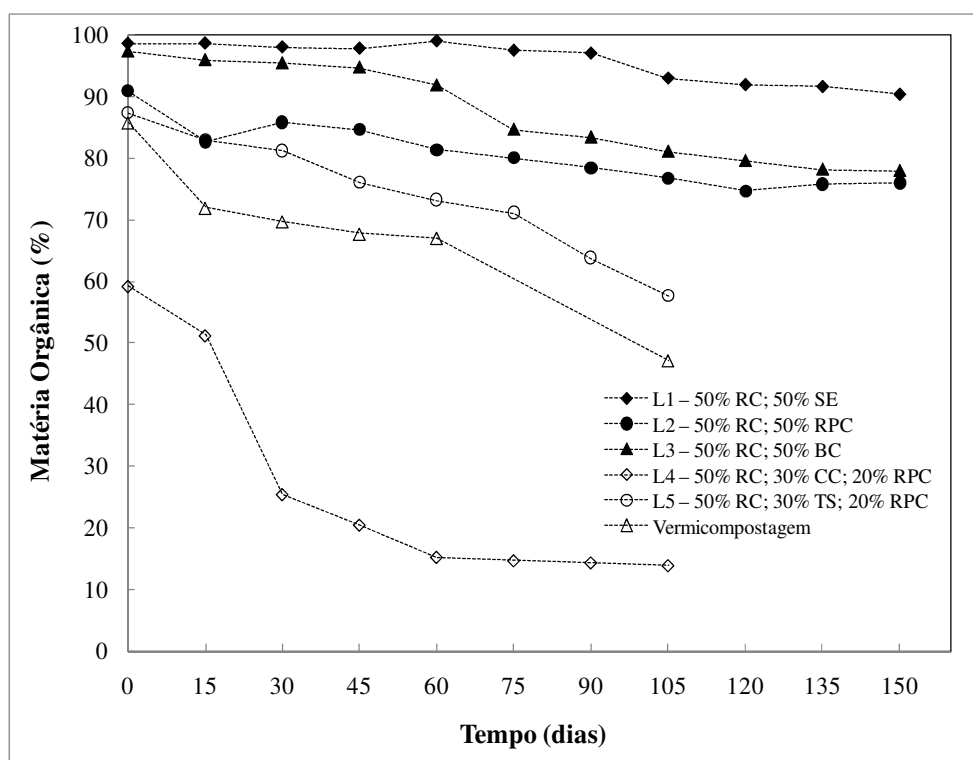


Figura 4.19 – Evolução da matéria orgânica ao longo do tempo

Pode-se observar que a matéria orgânica reduziu ao longo do tempo em todos os processos, porém nas leiras 4 e 5 e na vermicompostagem essas reduções foram bastante elevadas, sendo que em 105 dias as quantidades finais de matéria orgânica nessas três leiras foram, respectivamente, de 13,89, 57,67 e 47,07%.

Nas leiras 1, 2 e 3, após 150 dias de operação, os valores finais de matéria orgânica foram de 90,45, 76,05 e 77,93%, respectivamente.

A matéria orgânica é um parâmetro inversamente proporcional ao parâmetro resíduo mineral, assim, quanto maior a porcentagem de matéria orgânica, menor a de cinzas e vice-versa. À medida que a matéria orgânica se decompõe, ocorre a liberação de minerais, como fósforo, cálcio, magnésio, enxofre, entre outros, que se concentram nas cinzas, tornando-se disponíveis para o meio.

Como a matéria orgânica tem efeito direto sobre as características físicas, químicas e biológicas dos solos (RICCI, 2006), é importante que o composto orgânico produzido apresente quantidade suficiente para que seja capaz de melhorar as propriedades dos solos onde será aplicado. SILVA *et al.* (2002) apresentaram valores que classificam a matéria orgânica do composto de lixo da seguinte maneira: ótimo (maior que 60%); bom (50 – 60%); baixo (menor que 50%). Assim, analisando os resultados obtidos, pode-se dizer que o composto produzido na leira 4 e na vermicompostagem apresentam baixa quantidade de matéria orgânica. O composto produzido na leira 5 apresenta uma boa quantidade de matéria orgânica, enquanto que os compostos produzidos nas leiras 1, 2 e 3 apresentam quantidades ótimas de matéria orgânica.

Comparando-se os resultados obtidos em termos de matéria orgânica com os resultados obtidos para C/N, pode-se dizer que há certa contradição, uma vez que as leiras 2, 4 e 5 e a vermicompostagem, apresentaram os melhores resultados de C/N e como o carbônico orgânico é calculado a partir da matéria orgânica, deveria se esperar que as mesmas leiras apresentassem os melhores valores de matéria orgânica, porém o que influenciou nos resultados foi a porcentagem de nitrogênio que fez com que essas leiras fossem as mais adequadas em termos de C/N.

Em relação ao teor de cinzas, SILVA *et al.* (2002) classificaram os valores como sendo: ótimo (menor que 20%); bom (20 – 40%); indesejável (maior que 40%). Os valores finais de cinzas obtidos no presente trabalho foram: leira 1 – 9,55%, leira 2 – 23,95%, leira 3 – 22,07%, leira 4 – 86,11%, leira 5 – 42,33%, vermicompostagem – 52,93%. Assim, os valores de cinzas obtidos na leira 1 podem ser considerados ótimos, nas leiras 2 e 3 bons e nas demais, indesejável.

4.3.8 – METAIS PESADOS, MACRO E MICRONUTRIENTES

Na Tabela 4.6 estão apresentados os valores obtidos na determinação da concentração de metais pesados nos compostos produzidos no presente trabalho, bem

como os limites máximos de metais pesados em compostos orgânicos, estabelecidos por SILVA *et al.* (2002).

Tabela 4.6 – Concentração de metais pesados nos compostos produzidos

Ensaio	Concentração de metais pesados mg Kg ⁻¹					
	Pb	Cu	Zn	Cr	Ni	Cd
L1 – 50% RC; 50% SE	1,9	7,8	46,1	1,9	0,7	0,0
L2 – 50% RC; 50% RPC	4,8	57,6	109,8	6,1	5,2	0,0
L3 – 50% RC; 50% BC	1,0	31,3	86,9	5,5	2,2	0,0
L4 – 50% RC; 30% CC; 20% RPC	0,0	280,5	141,6	164,5	21,9	0,0
L5 – 50% RC; 30% TS; 20% RPC	1,0	93,8	191,9	13,2	7,6	0,0
Vermicompostagem	10,6	196,8	459,8	24,7	14,0	0,0
Limites máximos (*)	500	500	1500	300	100	5

(*) Valores estabelecidos por SILVA *et al.* (2002)

Analisando-se os resultados, pode-se dizer que todos os compostos produzidos apresentaram níveis de metais pesados muito inferiores aos estabelecidos por SILVA *et al.* (2002), e assim, poderiam ser aplicados no solo, sem riscos de contaminação.

O metal chumbo foi encontrado em maior concentração no vermicomposto (10,6 mg Kg⁻¹), porém, o valor obtido é muito inferior ao limite máximo de 500 mg Kg⁻¹.

Os metais cobre e níquel foram encontrados em maior concentração no composto orgânico produzido na leira 4 (50% RC; 30% CC; 20% RPC) e no vermicomposto. Nesses compostos, os valores obtidos para o metal cobre foram cerca de 2 vezes menores que o valor máximo estabelecido. O composto da leira 4 e vermicomposto apresentaram, respectivamente, concentração de níquel cerca de 4 e 7 vezes menor que o limite máximo.

O metal zinco foi observado em elevadas concentrações em todos os compostos orgânicos, porém o limite para esse metal é muito elevado, 1500 mg Kg⁻¹, verificando-se assim, que as concentrações presentes nos compostos estavam bem abaixo desse valor.

A leira 4 apresentou a maior concentração de cromo, 164,5 mg Kg⁻¹, sendo o limite máximo desse metal de 300 mg Kg⁻¹.

O metal cádmio não foi detectado em nenhum dos compostos orgânicos produzidos.

No estudo de compostagem/vermicompostagem de resíduos de podas e hortifrutigranjeiros, inoculados com água residuária da suinocultura e ativador comercial,

realizado por SUSZEK (2005), não foram detectados teores de cádmio, cromo e chumbo e as concentrações de zinco e cobre variaram, respectivamente, em torno de 40 a 130 e 70 a 140 mg Kg⁻¹.

Ainda, pode-se dizer que as concentrações de metais pesados foram mais significativas no composto produzido na leira 4 e no vermicomposto. O uso de cinza de caldeira, por se tratar de um resíduo industrial praticamente mineralizado, deve ter favorecido os altos valores de metais no composto orgânico.

A atuação das minhocas no processo de vermicompostagem, deve ter proporcionado a liberação de metais pesados para o vermicomposto, por meio de uma mineralização mais intensa da matéria orgânica, pois, quando se compara o vermicomposto com o composto da leira 2, de igual composição, são observados valores no mínimo 2 vezes maiores na concentração de metais pesados.

A Tabela 4.7 apresenta as concentrações de macro e micronutrientes dos compostos produzidos.

Tabela 4.7 – Concentração de macro e micronutrientes dos compostos produzidos

Ensaio	Concentração de macro e micronutrientes (g Kg ⁻¹)					
	P	K	Ca	Al	Na	Mn
L1 – 50% RC; 50% SE	1,1	2,4	2,6	17,2	0,5	0,0
L2 – 50% RC; 50% RPC	5,0	14,7	12,6	5,0	0,6	0,3
L3 – 50% RC; 50% BC	0,9	3,1	2,2	3,5	0,4	0,1
L4 – 50% RC; 30% CC; 20% RPC	3,2	22,1	8,0	1,0	0,7	1,1
L5 – 50% RC; 30% TS; 20% RPC	2,1	24,5	5,3	6,6	0,9	0,3
Vermicompostagem	6,0	2,1	15,1	28,6	0,5	0,8

Em relação à concentração de fósforo, pode-se observar que os valores obtidos nos compostos orgânicos se situaram, aproximadamente, entre 1 e 6 g Kg⁻¹. As concentrações mais elevadas de fósforo foram obtidas nos compostos produzidos nas leiras 2 e 4 e na vermicompostagem. Segundo GRANT *et al.* (2001) o fósforo é crucial no metabolismo das plantas, desempenhando papel importante na transferência de energia da célula, na respiração e na fotossíntese. Assim, o uso de compostos orgânicos com elevadas concentrações de fósforo, diminui a necessidade de fertilizantes fosfatados.

BENINCASA (1997) obteve uma concentração de $0,7 \text{ g Kg}^{-1}$ de fósforo no composto orgânico, produzido a partir de resíduos provenientes de centrais de abastecimento misturados com capim *napier*. Na compostagem de lixo urbano, capim e caroço de açaí, realizada por TEIXEIRA *et al.* (2002), o composto produzido apresentou $25,97 \text{ g Kg}^{-1}$ de fósforo. No estudo de VESPA e LUCAS JUNIOR (2006), obteve-se um composto orgânico, produzido a partir de resíduos urbanos com $2,8 \text{ g Kg}^{-1}$ de fósforo.

As leiras 2, 4 e 5 apresentaram as concentrações mais elevadas de potássio, sendo essas em torno de 15 a 24 g Kg^{-1} . VESPA e LUCAS JUNIOR (2006) obtiveram um composto orgânico com $10,5 \text{ g Kg}^{-1}$ de potássio, e no estudo de TEIXEIRA *et al.* (2002), verificou-se que a concentração de potássio foi de $30,6 \text{ g Kg}^{-1}$. Já, no estudo de BENINCASA (1997), o composto produzido apresentou $69,2 \text{ g Kg}^{-1}$ de potássio.

A concentração de potássio no vermicomposto foi baixa e conforme pode ser observado nos resultados, referentes às análises de metais pesados, macro e micronutrientes, o vermicomposto, em geral, apresentou concentrações elevadas desses elementos. Assim, acredita-se que as minhocas possam ter imobilizado esse nutriente, ou seja, as minhocas possivelmente absorveram o potássio durante seu metabolismo.

As concentrações de cálcio variaram de cerca de 2 a 15 g Kg^{-1} , sendo que novamente as maiores concentrações foram obtidas no composto produzido na leira 2 e no vermicomposto. No estudo de BENINCASA (1997), o composto orgânico apresentou $14,3 \text{ g Kg}^{-1}$ de cálcio. VESPA e LUCAS JUNIOR (2006), obtiveram $8,8 \text{ g Kg}^{-1}$ de cálcio no composto orgânico e TEIXEIRA *et al.* (2002), obtiveram $70,9 \text{ g Kg}^{-1}$.

As concentrações de alumínio variaram de cerca de 1 a 28 g Kg^{-1} nos compostos produzidos e os valores mais elevados foram encontrados no composto da leira 1 e no vermicomposto.

As concentrações de sódio e manganês foram inferiores a 1 g Kg^{-1} em todos os ensaios realizados. A concentração de sódio, obtida no estudo de VESPA e LUCAS JUNIOR (2006), foi bastante superior aos valores obtidos no presente estudo, $7,1 \text{ g Kg}^{-1}$ e a concentração de manganês foi muito menor, cerca de $3 \times 10^{-4} \text{ g Kg}^{-1}$. No estudo de compostagem de resíduos de frutas e verduras e resíduos de poda e capina realizado por BRITO (2008), a concentração de manganês também foi bem inferior à obtida no presente estudo, $0,02 \text{ g Kg}^{-1}$.

Assim, pode-se dizer que os valores obtidos para os macro e micronutrientes dos compostos produzidos no presente estudo, bem como em vários outros estudos encontrados na literatura, são bastante variáveis.

4.3.9 – COR E ODOR

A Figura 4.20 apresenta fotos dos compostos produzidos nos diferentes processos de compostagem testados, nas quais se podem observar as colorações dos mesmos.



Figura 4.20 – Coloração do composto final

Os compostos maturados produzidos na leira 2 (50% RC; 50% RPC), na leira 4 (50% RC; 30% CC; 20% RPC), na leira 5 (50% RC; 30% TS; 20% RPC) e na vermicompostagem apresentaram coloração bem escura, praticamente preta, típica do final do processo de compostagem. Os compostos produzidos na leira 1 (50% RC; 50% SE) e na leira 3 (50% RC; 50% BC) apresentaram coloração mais escura que a inicial, porém distante da que caracteriza o composto maturado.

O composto produzido nas leiras 2 e 4 e na vermicompostagem foi um composto com textura de material fofo, sendo que todo o material colocado inicialmente foi praticamente degradado. O composto obtido na leira 2 apresentou no final do processo, uma grande quantidade de galhos que não foram degradados. O composto produzido nas leiras 1 e 3 também apresentaram textura de material fofo, porém a serragem e o bagaço de cana mantiveram-se com aspecto semelhante ao do início processo, tendo sido, provavelmente, degradado neste caso, apenas os resíduos da CEASA.

O material produzido na leira 5 apresentou inicialmente uma textura bastante pegajosa e com o tempo foi se tornando um material muito compacto. No final do processo, esse resíduo era formado por grandes torrões que precisaram ser triturados antes de sua utilização.

Houve pouco, ou praticamente nenhum, odor exalado durante os ensaios realizados. Em relação ao odor final, apenas os compostos produzidos na leira 2 e na vermicompostagem, apresentaram cheiro de terra mofada, típico do final da compostagem.

Quanto ao surgimento de insetos, puderam-se observar algumas aranhas na leira 2. Na leira 5, houve uma proliferação enorme de larvas brancas, que com o tempo se tornaram escuras e foram morrendo, sendo incorporadas à própria massa de resíduos. Essas larvas ficaram presentes por cerca de um mês na leira. Nas demais leiras, não foram observados insetos ou outros animais. Foram visualizados nas leiras 2 e 3, a presença de fungos de cor esbranquiçada, principalmente no primeiro mês de ensaio experimental.

4.3.10 – DENSIDADE

Na Tabela 4.8 estão apresentados os valores de densidade dos compostos produzidos.

Em relação aos resultados obtidos, pode-se dizer que a composição das leiras praticamente não influenciou na densidade final dos compostos produzidos, uma vez que todos os valores ficaram muito próximos a $1,0 \text{ g cm}^{-3}$.

De acordo com KIEHL (1985) a matéria orgânica reduz a densidade aparente do solo, trazendo benefícios e melhorando as características físicas do mesmo, sendo que em geral, os solos arenosos, de textura grosseira, apresentam densidade entre $1,4$ e $1,6 \text{ g cm}^{-3}$ e os solos argilosos, de textura fina, apresentam valores entre $1,2$ e $1,4 \text{ g cm}^{-3}$.

Tabela 4.8 – Densidade dos compostos produzidos

Ensaio	Densidade (g cm^{-3})
L1 – 50% RC; 50% SE	1,0166
L2 – 50% RC; 50% RPC	1,0579
L3 – 50% RC; 50% BC	1,1445
L4 – 50% RC; 30% CC; 20% RPC	0,9908
L5 – 50% RC; 30% TS; 20% RPC	0,9989
Vermicompostagem	1,0198

Segundo GROLLI (1991) o valor de densidade considerado satisfatório, para propagação de plantas, varia de $0,17$ a $1,0 \text{ g cm}^{-3}$. Assim, uma incorporação de qualquer um dos compostos orgânicos produzidos, provavelmente, reduziria um pouco a densidade do solo, apresentando vantagens.

BRITO (2008) em seu estudo de compostagem de resíduos de frutas e verduras, incorporados a resíduo de poda e capina, observou densidades variando entre 0,45 e 0,59 g cm⁻³, faixa bem menor que a obtida no presente trabalho.

4.3.11 – CONDUTIVIDADE ELÉTRICA

Na Tabela 4.9 estão apresentados os valores de condutividade elétrica dos compostos produzidos.

Tabela 4.9 – Condutividade elétrica dos compostos produzidos

Ensaio	Condutividade elétrica (dS m ⁻¹)
L1 – 50% RC; 50% SE	10,55
L2 – 50% RC; 50% RPC	9,49
L3 – 50% RC; 50% BC	6,00
L4 – 50% RC; 30% CC; 20% RPC	12,99
L5 – 50% RC; 30% TS; 20% RPC	10,59
Vermicompostagem	9,65

A condutividade elétrica é usada para medir a quantidade de sais presente em solução do solo. Quanto maior a quantidade de sais presente na solução, maior será o valor da condutividade elétrica. O excesso de sais na zona radicular, independentemente dos íons presentes, prejudica a germinação, desenvolvimento e produtividade das plantas. Isso porque uma maior concentração da solução, exige da planta um maior dispêndio de energia para conseguir absorver água (efeito osmótico), prejudicando seus processos metabólicos essenciais (BRANDÃO e LIMA, 2002).

Os resultados, obtidos no presente trabalho, indicaram que todos os compostos produzidos apresentaram uma condutividade elétrica relativamente elevada, o que pode ser explicada pelo fato de que ao longo do processo de compostagem, ocorre uma concentração de sais causada pela perda de massa decorrente da oxidação da matéria orgânica. Os valores obtidos ficaram em torno de 10,0 dS m⁻¹. Acredita-se que pelo fato da leira 4 apresentar uma maior concentração de cinzas, o valor da condutividade elétrica tenha sido o mais elevado. O valor de 6,0 dS m⁻¹ obtido para o composto produzido na leira 3 pode ter sido inferior ao valor real, uma vez que, durante a determinação analítica, houve bastante dificuldade de extração dos sais presentes no bagaço de cana.

De acordo com SILVA *et al.* (2002) a quantidade de sais solúveis presentes na solução do solo, deve ser mantida abaixo de $4,0 \text{ dS m}^{-1}$, assim, uma aplicação desses compostos no solo poderia causar uma salinização do meio.

De acordo com RIBEIRO (2007) são considerados normais, os valores de condutividade elétrica dos resíduos utilizados em áreas agrícolas na faixa de 0,64 a $6,85 \text{ dS m}^{-1}$, e em seu estudo de compostagem, de lodo de uma estação de tratamento de efluentes de uma indústria de gelatina misturados, com serragem e palha de café, obteve valores de condutividade elétrica variando de $4,53$ a $7,23 \text{ dS m}^{-1}$.

BRITO (2008) em seu estudo de compostagem de resíduos de frutas e verduras, incorporados a resíduo de poda e capina obteve valores em torno de $4,5 \text{ dS m}^{-1}$.

4.3.12 – RENDIMENTO E REDUÇÃO DA MASSA DE RESÍDUOS

A Tabela 4.10 apresenta o rendimento dos compostos produzidos e a redução da massa de resíduos.

Tabela 4.10 – Rendimento e redução da massa de resíduos

Ensaio	Massa Inicial (Kg)	Massa Final (Kg)	Rendimento (%)	Redução de resíduos (%)
L1 – 50% RC; 50% SE	154	42	27,27	72,73
L2 – 50% RC; 50% RPC	170	20	11,76	88,24
L3 – 50% RC; 50% BC	120	29	24,17	75,83
L4 – 50% RC; 30% CC; 20% RPC	150	53	35,33	64,67
L5 – 50% RC; 30% TS; 20% RPC	150	17	11,33	88,67
Vermicompostagem	102	35	34,31	65,69

Verifica-se que as leiras 2 e 5 foram aquelas que apresentaram as maiores reduções de massa, cerca de 88%. As leiras 1 e 3 apresentaram reduções de cerca de 75% e a leira 4 e a vermicompostagem apresentaram reduções de aproximadamente 65%.

O rendimento do composto produzido é inversamente proporcional à redução da massa de resíduos, assim, em termos de comercialização, seria mais viável a produção de

compostos orgânicos a partir da mistura de resíduos da CEASA com cinzas de caldeira e a partir da vermicompostagem. Em termos de disposição final de resíduos no ambiente, sem a preocupação de utilização dos compostos orgânicos, os tratamentos feitos nas leiras 2 e 5 seriam os mais interessantes.

VESPA e LUCAS JUNIOR (2006), estudando a compostagem de resíduos urbanos, obtiveram um rendimento do composto final de cerca de 40%.

BRITO (2008) em seu estudo de compostagem de resíduos de frutas e verduras, incorporados a resíduo de poda e capina, mostrou que, de maneira geral, as leiras apresentaram uma redução de cerca de 50% do volume inicial.

4.3.13 – CARACTERIZAÇÃO DO COMPOSTO FINAL

A Tabela 4.11 apresenta as características finais dos compostos produzidos durante o presente trabalho, bem como os valores estabelecidos pela Instrução Normativa nº 23 de 31/08/2005 do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, que determina as especificações técnicas para comercialização de fertilizantes orgânicos.

De acordo com a classificação estabelecida na Instrução Normativa nº 23 de 31/08/2005, definiu-se os compostos produzidos nas leiras 4 e 5 como sendo pertencentes à Classe A e os compostos produzidos nas leiras 1, 2 e 3 como sendo pertencentes à Classe C.

Assim, observando-se os resultados obtidos, pode-se dizer que todos os compostos produzidos estão dentro dos limites estabelecidos em relação à porcentagem de umidade, que deve ser inferior a 50%. Em relação ao teor de nitrogênio, pode-se dizer que os compostos produzidos na leira 1 (50% RC; 50% SE) e na leira 4 (50% RC; 30% CC; 20% RPC) não apresentam condições adequadas para comercialização, uma vez que o teor de nitrogênio obtido nesses compostos foi inferior a 1%. Um possível ajuste desse parâmetro poderia ser feito, adicionando-se, por exemplo, uréia ou outra fonte de nitrogênio aos compostos finais.

A análise da concentração de carbono orgânico indicou também, que o composto produzido na leira 4, não apresenta condições de comercialização, uma vez que o valor mínimo permitido de carbono orgânico é de 15% e nessa leira o valor obtido foi de 7,72%. Acredita-se que esse valor tenha sido causado pela rápida degradação da matéria orgânica ocorrida na leira 4.

Tabela 4.11 – Caracterização do composto orgânico produzido

Composto orgânico	PARÂMETRO				
	Umidade (%)	N total (%)	Carbono Orgânico (%)	pH	C/N
L1 – 50% RC; 50% SE	41,30	0,68	50,25	5,62	73,90
L2 – 50% RC; 50% RPC	44,79	3,56	42,25	7,11	11,87
L3 – 50% RC; 50% BC	42,90	1,09	43,29	6,33	39,72
L4 – 50% RC; 30% CC; 20% RPC	42,15	0,65	7,72	7,39	11,96
L5 – 50% RC; 30% TS; 20% RPC	48,82	4,50	32,04	7,34	7,12
Vermicompostagem	50,00	2,67	26,15	7,58	9,79
Composto orgânico Classe A (*)	50 (máx.)	1 (mín.)	15 (mín.)	6,0 (mín.)	18 (máx.)
Composto orgânico Classe C (*)	50 (máx.)	1 (mín.)	15 (mín.)	6,5 (mín.)	18 (máx.)
Vermicomposto Classes A, B, C, D (*)	50 (máx.)	1 (mín.)	10 (mín.)	6,0 (mín.)	12 (máx.)

(*) Valores estabelecidos pela Instrução Normativa nº 23 de 31/08/2005

Uma medida para manter essa porcentagem mais elevada seria cessar o processo de compostagem antes do período de 105 dias, que foi o tempo de operação da leira. No entanto, não se pode afirmar que, caso esse material fosse utilizado na agricultura o processo de decomposição da matéria orgânica não teria continuidade, reduzindo o teor de carbono orgânico no próprio solo.

A avaliação do pH final mostrou que o composto produzido na leira 1 não apresenta condições de comercialização, uma vez que seu valor foi inferior a 6,0, sendo, nesse caso, também possível a correção desse valor pela adição de substâncias alcalinizantes.

Os compostos produzidos na leira 1 e na leira 3 (50% RC; 50% BC) apresentaram valores de C/N muito superiores àquele legalmente permitido, que é de 18/1. Como essas duas leiras foram monitoradas por 150 dias e não havia indícios de possíveis reduções da matéria orgânica por mais tempo, acredita-se que somente um aumento do teor de nitrogênio, poderia reduzir a relação C/N para valores aceitáveis.

Assim, pode-se concluir que os compostos que não precisariam de ajustes para serem empregados na agricultura, em casos de comercialização, seriam os compostos produzidos nas leiras 2 (50% RC; 50% RPC) e 5 (50% RC; 30% TS; 20% RPC) e na vermicompostagem.

4.3.14 – APLICAÇÃO DO COMPOSTO ORGÂNICO PRODUZIDO

Após a realização e monitoramento dos ensaios experimentais de compostagem e vermicompostagem, os seis diferentes compostos orgânicos produzidos foram utilizados no plantio de mudas de milho. Os compostos orgânicos foram testados puros (100%) e misturados com terra (40% de composto orgânico e 60% de terra). Os resultados obtidos foram avaliados estatisticamente após se realizar o corte da parte aérea das mudas e a secagem das mesmas visando a determinação da biomassa seca das mudas produzidas.

A Figura 4.21 apresenta fotos feitas durante o acompanhamento do crescimento das mudas de milho.



Figura 4.21 – Evolução do crescimento das mudas de milho

Na Tabela 4.12 está apresentada a análise de variância, na qual os resultados indicam que o uso dos diferentes compostos orgânicos e a interação entre os fatores “porcentagem de composto orgânico e o uso de diferentes compostos orgânicos”, influenciaram estatisticamente na quantidade de biomassa seca produzida ao nível de 5% de significância.

Tabela 4.12 – Análise de variância da resposta “Biomassa seca produzida” variando a porcentagem de composto orgânico e os diferentes compostos orgânicos

Fonte de variação	P-valor para a resposta “Biomassa seca produzida”
Porcentagem de composto orgânico	0,6514
Diferentes compostos orgânicos	0,0651
Porcentagem de composto orgânico . Diferentes compostos orgânicos	0,1007

Na Tabela 4.13 estão apresentados os resultados obtidos no teste de Tukey referentes à determinação da biomassa seca produzida em função da porcentagem de composto orgânico.

Tabela 4.13 – Resultados do Teste de Tukey para a resposta “Biomassa seca produzida” variando a porcentagem de composto orgânico

Porcentagem de composto orgânico	Biomassa seca produzida (g) ^(*)
100%	0,6168 a
40%	0,5420 a

(*) Diferença Mínima Significante: 0,3271

Obs. Médias com letras iguais não diferem estatisticamente pelo teste Tukey ao nível de 5% de significância

Analisando-se os resultados, pode-se dizer que o uso de composto orgânico puro (100%) e o uso de 40% de composto orgânico com 60% de terra não influenciaram na produção das mudas de milho, pois não diferiram estatisticamente ao nível de 5% de significância, embora seus valores numéricos apresentem diferenças nos valores de biomassa seca para cada caso.

Assim, pode-se concluir que o uso do composto puro ou misturado com terra apresenta características adequadas para ser empregado na agricultura.

A Tabela 4.14 apresenta os resultados obtidos pelo teste de Tukey na determinação de biomassa seca produzida em função do tipo de composto orgânico empregado.

Observando-se os resultados pode-se dizer que o uso de diferentes compostos influenciou estatisticamente a produção das mudas de milho ao nível de 5% de significância.

Tabela 4.14 – Resultados do Teste de Tukey para a resposta “Biomassa seca produzida” variando o composto orgânico

Composto orgânico	Biomassa seca produzida (g) ^(*)
L4 – 50% RC; 30% CC; 20% RPC	1,0284 a
Vermicompostagem	0,7436 a b
L2 – 50% RC; 50% RPC	0,6525 a b
L3 – 50% RC; 50% BC	0,4506 a b
L5 – 50% RC; 30% TS; 20% RPC	0,4295 a b
L1 – 50% RC; 50% SE	0,1719 b

^(*) Diferença Mínima Significante: 0,8294

Obs. Médias com letras iguais não diferem estatisticamente pelo teste Tukey ao nível de 5% de significância

O composto orgânico produzido na leira 4 (50% RC; 30% CC; 20% RPC) foi o que produziu mudas com a maior biomassa, porém esse composto não diferiu estatisticamente dos compostos produzidos na vermicompostagem, na leira 2 (50% RC; 50% RPC), na leira 3 (50% RC; 50% BC) e na leira 5 (50% RC; 30% TS; 20% RPC), que apresentaram nessa sequência valores maiores de biomassas. O uso do composto produzido na leira 1 (50% RC; 50% SE) não diferiu estatisticamente dos resíduos produzidos na vermicompostagem e nas leiras 2, 3 e 5, porém foi o que apresentou um menor valor médio de produção de biomassa.

A Figura 4.22 apresenta o gráfico obtido na interação dos fatores porcentagem de composto orgânico e composto orgânico.

Os resultados obtidos indicam que a produção de mudas com maior biomassa ocorreu quando foi utilizado 40% do composto da leira 2 (50% RC; 50% RPC) e 100% do composto da leira 4 (50% RC; 30% CC; 20% RPC). Embora o composto da leira 4 não tenha apresentado as características mais adequadas de comercialização, esse composto foi um dos que melhor promoveu o crescimento das mudas de milho.

Ainda, pode-se dizer que utilizando 100% de composto orgânico, os melhores resultados em ordem decrescente, depois do composto da leira 4, foram o vermicomposto, o composto da leira 3, 5, 2 e 1. Quando foi utilizado 40% de composto orgânico e 60% de terra, os melhores resultados, depois do composto da leira 2, foram em ordem decrescente, os compostos da leira 4, o vermicomposto e os compostos da leira 5, 3 e 1.

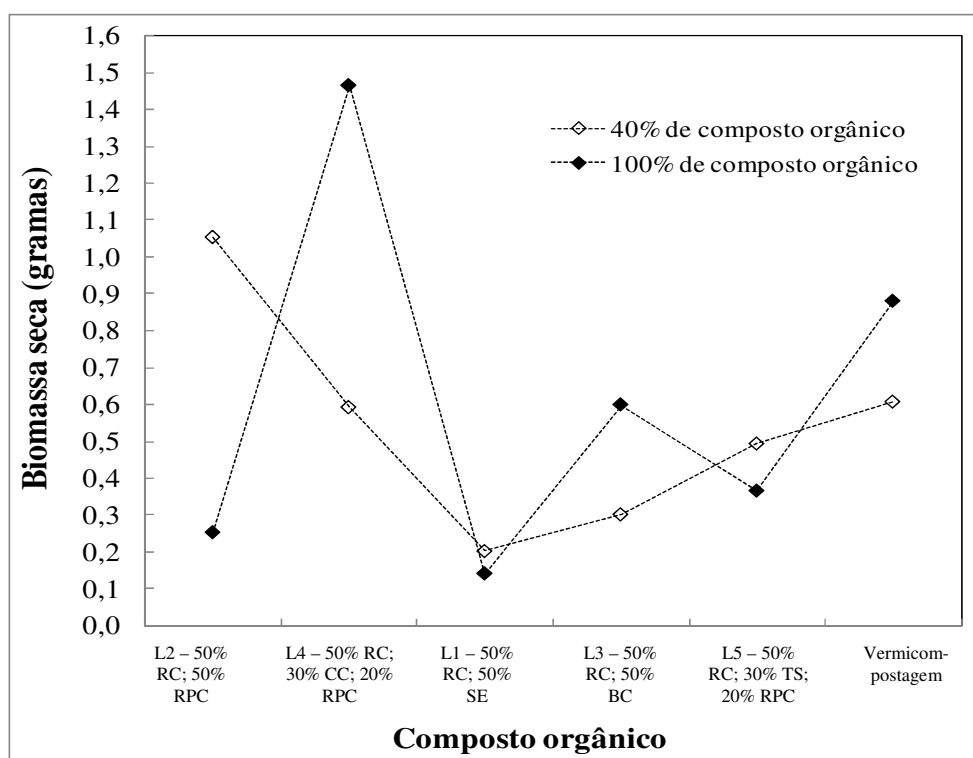


Figura 4.22 – Gráfico de interação para a resposta “Biomassa seca produzida”

Além dos resultados obtidos variando a porcentagem de composto orgânico e o composto orgânico, foram feitas comparações utilizando 100% de cada um dos compostos orgânicos, 100% de terra e 100% de adubo orgânico comercial. Os resultados obtidos indicaram que os diferentes materiais usados no plantio das mudas de milho exerceram influência ao nível de 5% de significância na quantidade de biomassa seca produzida. Esses resultados foram determinados pela análise de variância, que se encontra apresentada na Tabela 4.15.

Tabela 4.15 – Análise de variância da resposta “Biomassa seca produzida” variando os materiais puros usados no plantio

Fonte de variação	P-valor para a resposta “Biomassa seca”
Materiais puros usados no plantio	0,0314

A Tabela 4.16 apresenta os resultados obtidos pelo teste de Tukey na determinação da biomassa seca produzida, utilizando 100% de composto final, 100% de terra e 100% de adubo orgânico comercial.

Tabela 4.16 – Resultados do Teste de Tukey para a resposta “Biomassa seca produzida” variando os materiais puros usados no plantio

Materiais puros usados no plantio	Biomassa seca (g) ^(*)
L4 – 50% RC; 30% CC; 20% RPC	1,4643 a
Vermicompostagem	0,8798 a b
L3 – 50% RC; 50% BC	0,5988 a b
L5 – 50% RC; 30% TS; 20% RPC	0,3652 a b
Terra	0,3432 a b
Adubo orgânico comercial	0,3432 a b
L2 – 50% RC; 50% RPC	0,2522 a b
L1 – 50% RC; 50% SE	0,1407 b

^(*) Diferença Mínima Significante: 1,2488

Obs. Médias com letras iguais não diferem estatisticamente pelo teste Tukey ao nível de 5% de significância

Observando os resultados, pode-se dizer que ocorreu uma maior produção de biomassa seca utilizando o composto da leira 4, porém, o uso desse composto não apresentou diferença estatística em relação ao uso do vermicomposto, do composto da leira 3, da leira 5, de terra, de adubo orgânico comercial e do composto da leira 2, que apresentaram nessa sequência as maiores biomassas. O uso do composto produzido na leira 1 não diferiu estatisticamente em relação a todos os demais materiais, exceto ao composto produzido na leira 4, porém foi o que apresentou menor produção de biomassa.

Desta forma, pode-se dizer que o uso dos compostos orgânicos puros produzidos durante o desenvolvimento do presente trabalho, levou à uma boa capacidade produtiva de mudas de milho, pois, com exceção aos compostos puros produzidos nas leiras 1 e 2, verificou-se que foi mais vantajoso, do ponto de vista técnico, o emprego dos materiais obtidos nos processos de compostagem e vermicompostagem, do que somente o uso de terra ou adubo orgânico comercial.

4.4 – PROPOSIÇÃO DE UM SISTEMA DE TRATAMENTO

Após a apresentação e discussão dos resultados obtidos referentes ao tratamento dos resíduos da CEASA por meio dos processos de compostagem e digestão anaeróbia, propõe-se como sistema de tratamento para os resíduos da CEASA, o processo de compostagem, que se mostrou viável no tratamento desses resíduos, uma vez que foi de

simples operação, aparentemente não demandará altos custos, apresentou um tempo de operação de cerca de 90 dias e finalmente, foi capaz de produzir compostos orgânicos com características adequadas para sua utilização.

Dessa forma, propõe-se que o processo de compostagem seja realizado em um sistema com uma das seguintes características: leiras compostas de 50% RC; 50% RPC, ou com 50% RC; 30% TS; 20% RPC ou ainda, a vermicompostagem.

Esta proposta está baseada nos resultados obtidos, uma vez que a análise estatística mostrou que, os compostos produzidos nestas três condições se mostraram estaticamente iguais, assim, qualquer uma dessas condições poderia ser adotada.

Como, provavelmente, não seria tão fácil a obtenção de grandes quantidades de torta de soja, a opção pela leira com este resíduo estruturante poderia ser descartada, e como o processo de vermicompostagem demanda maiores custos, em função da necessidade de se construir composteiras para o tratamento dos resíduos, nesta proposta optou-se pelo tratamento feito com a adição de resíduo de poda e capina na proporção de 50%.

Uma das informações mais importantes a ser detalhada para que a proposta seja adequadamente realizada, refere-se à capacidade de tratamento do sistema, nesse sentido, foram feitas algumas considerações, descritas a seguir, a respeito da massa de resíduos a ser tratada.

Conforme citado anteriormente, a comercialização de produtos na CEASA Maringá, no ano de 2008, foi de aproximadamente 86 mil toneladas e, de acordo com os dados levantados de geração de resíduos, o valor médio gerado em 2006, foi de 0,64% do total comercializado. Considerando a mesma porcentagem de geração de resíduos em 2008, ter-se-ia uma geração de resíduos em torno de 550 toneladas. Considerando a geração de resíduos em 6 dias por semana, uma vez que o horário de funcionamento da CEASA Maringá é de segunda a sexta-feira, das 05:30 às 13:30 horas, e aos sábados das 05:30 às 10:00 horas, ter-se-ia uma geração diária de resíduos de 1.716 Kg.

Nesse sentido, o sistema de tratamento a ser proposto será projetado para tratar, no mínimo, 1.716 Kg de resíduos por dia.

No estudo de compostagem, realizado no presente trabalho, a leira contendo 50% de resíduo da CEASA e 50% de resíduo de poda e capina foi construída em uma área de 1 m², e com uma altura de aproximadamente 1 m, sendo que os resíduos foram empilhados de modo a se obter uma estrutura piramidal.

A massa de resíduos colocada na leira foi de 170 Kg (85 Kg de resíduo da CEASA e 85 Kg de resíduo de poda e capina). Como a geração diária de resíduos na CEASA é elevada, deveriam ser construídas leiras com dimensões maiores.

Vários estudos na literatura apontam dimensionamentos distintos, tais como PAIVA (2008) (1,5 m de altura e 2,5 m de largura); AQUINO *et al.* (2005) (1,0 a 1,5 m de altura e 1,5 a 2,0 m de largura); TEIXEIRA *et al.* (2002) (4,0 m de comprimento, 2,0 m de largura e 1,2 m de altura) e MATOS *et al.* (1998) (3,0 m de comprimento, 1,5 m de largura e 1,0 m de altura).

Assim, sugere-se a construção de leiras com 2,5 m de comprimento, 1,5 m de largura e 1,5 m de altura, na qual cada leira teria capacidade para tratar cerca de 956 Kg de resíduos (478 Kg de resíduo da CEASA e 478 Kg de resíduo de poda e capina).

Os resíduos de poda e capina poderiam ser fornecidos, sem custos, pelo próprio município, uma vez que o mesmo gera grandes quantidades desse material e também precisa apresentar uma destinação adequada para tal resíduo.

Dessa forma, seria necessária a construção de 3,6 leiras a cada dia de funcionamento.

É importante ressaltar que, conforme pode ser observado nos resultados do processo compostagem realizado, o monitoramento da leira que continha 50% RC; 50% RPC, foi feito durante 150 dias, porém, com 90 dias o composto já apresentava adequadas condições de uso.

Considerando cada ciclo de compostagem de 90 dias, seria possível o reaproveitamento da área de cada leira 4 vezes por ano. Porém, optou-se por adotar uma margem de erro na produção do composto orgânico e reaproveitar a área das leiras 3 vezes por ano (a cada 120 dias), uma vez que a compostagem é um processo de degradação biológica, dependente das condições climáticas e das características dos resíduos a serem degradados.

Deste modo, o número total de leiras necessário para o tratamento do resíduo da CEASA seria $\frac{3,6 \text{ leiras}}{\text{dia}} \times \frac{6 \text{ dias}}{\text{semana}} \times 16 \text{ semanas} \cong 345 \text{ leiras a cada 4 meses}.$

Assim, a área requerida para a construção das leiras deve ser de aproximadamente 1.292 m². No entanto, deve haver espaço entre as leiras para que seja possível a realização de revolvimentos dos resíduos, a circulação de funcionários e de carrinhos de mão para o transporte dos resíduos. Considerando as dimensões apresentadas na Figura 4.23, verifica-se que haveria a necessidade de uma área total de 5.056 m².

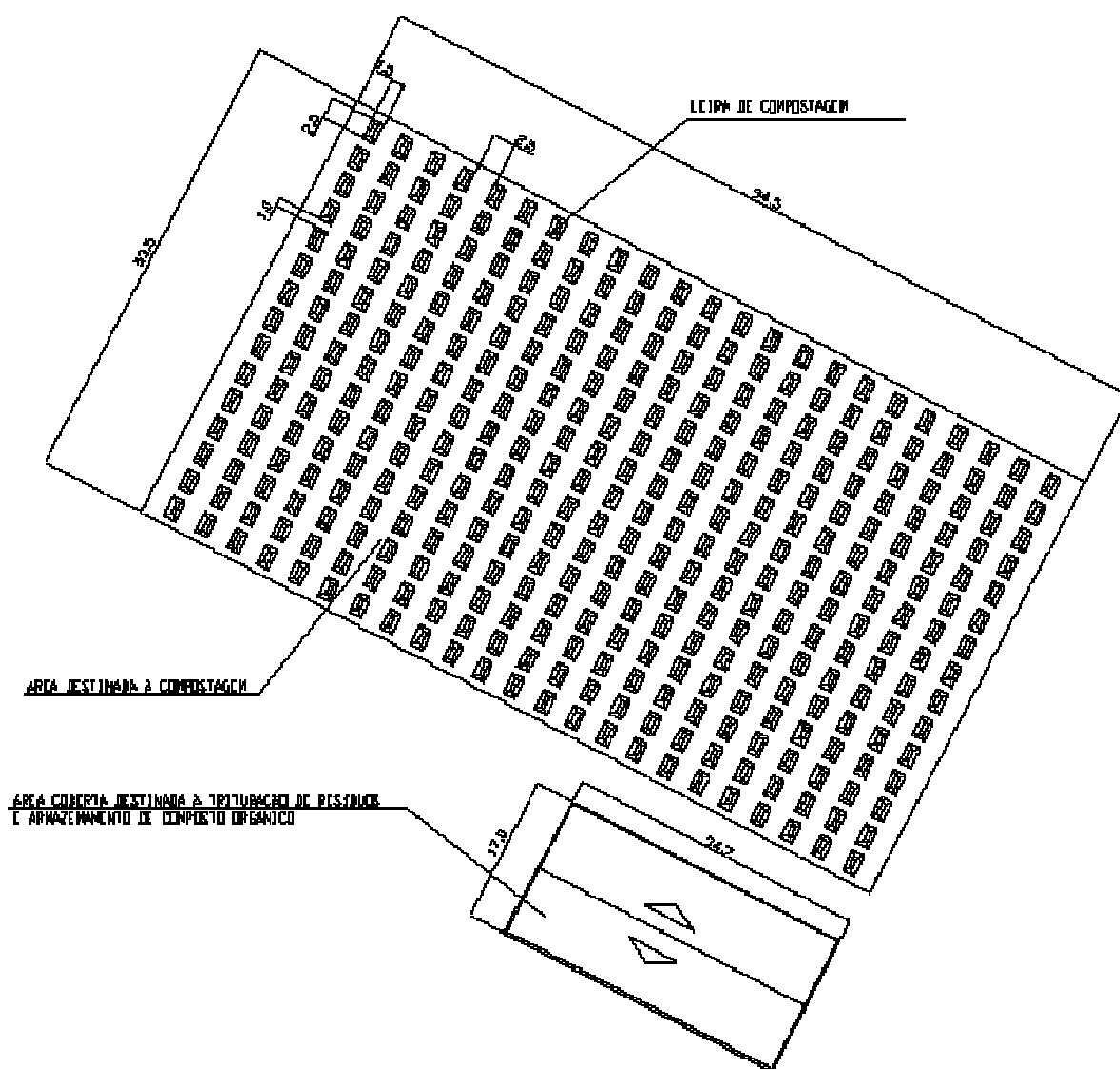


Figura 4.23 – Lay out da unidade de compostagem

Obs.: dimensões em metros

Na CEASA Maringá, a área total do terreno é de 211.750 m², sendo 17.972 m² de área construída. Assim, há disponibilidade de área livre para a instalação desse sistema de tratamento no local.

O pátio para a construção das leiras deverá ser pavimentado para evitar infiltrações do lixiviado e apresentar declividade mínima de 2% que permita o escoamento do chorume para um tanque de acúmulo onde o mesmo passará posteriormente por um processo de tratamento a ser definido.

Deverá ser avaliada também uma possibilidade de cobertura da área de compostagem, para que em dias de chuva o processo opere sem problemas.

Ainda, deverá ser prevista uma área coberta para a estocagem do composto orgânico pronto, e para a trituração dos resíduos da CEASA e dos resíduos de poda e capina, bem como uma área para armazenamento dos resíduos de poda e capina – não necessariamente coberta.

Informações referentes aos custos com funcionários, custos com obras civis, manutenção e aquisição de equipamentos deverão ser avaliados em etapas posteriores referentes ao projeto executivo, porém, pode-se dizer, inicialmente, que alguns dos principais equipamentos necessários para a operação desse processo seriam: balança eletrônica, termopar carrinhos de mão, containeres, garfos de jardinagem, moinho de martelos, pás manuais, peneiras, regadores, entre outros.

4.4.1 – DESCRIÇÃO DO PROCESSO DE TRATAMENTO

Os resíduos gerados na CEASA deverão ser encaminhados no final do turno para a área de compostagem, onde serão acondicionados em containeres para, então, serem triturados mecanicamente. Os resíduos de poda e capina poderão ser triturados previamente e armazenados no pátio da unidade de tratamento. Após, os resíduos da CEASA e de poda e capina deverão ser pesados e levados para as leiras, aonde serão colocados, com o auxílio de pás manuais, em camadas. Cada leira será formada pela mistura de 50% de resíduos da CEASA e 50% de resíduo de poda e capina.

Ao longo dos 90 dias de tratamento, cada leira deverá ser revolvida manualmente uma vez por semana. O revolvimento será realizado pelos funcionários com o auxílio de pás e garfos de jardinagem.

Deverão ser revolvidas diariamente 42 leiras, pois como o tempo de compostagem está superestimado, descontando-se 1 mês sem necessidade de revolvimento, tem-se:

$$\frac{4 \text{ leiras}}{\text{dia}} \times \frac{6 \text{ dias}}{\text{semana}} \times 4 \text{ semanas} = \frac{96 \text{ leiras}}{\text{mês}} \Rightarrow 345 - 96 = 249 \text{ leiras} \Rightarrow \frac{249 \text{ leiras}}{6 \text{ dias}} \cong \frac{42 \text{ leiras}}{\text{dia}}$$

O revolvimento de 42 leiras/dia deverá ser feito por aproximadamente 45 dias, quando o resíduo deverá atingir a estabilização parcial. Após, o revolvimento poderá ser feito a cada 15 dias, então, a necessidade de revolvimento será de aproximadamente 17 leiras/dia.

Nos dias de revolvimento das leiras, será monitorada a temperatura e verificado visualmente se o material encontra-se muito seco. Caso a umidade do resíduo esteja muito baixa, o mesmo deverá ser umedecido com água por meio de regadores.

Quando o composto orgânico estiver maturado, será peneirado e ensacado para então ser utilizado. O rejeito obtido no peneiramento do composto orgânico e os resíduos que não conseguirem ser triturados deverão ser encaminhados para o sistema de tratamento e disposição de resíduos do município.

O composto produzido poderá ser utilizado pelo próprio município nos parques, jardins e praças, ou, caso se encontre mercado, comercializado.

CAPÍTULO 5

CONCLUSÃO

Os principais resultados obtidos no processo de digestão anaeróbia para o tratamento dos resíduos da CEASA, permitem concluir que no ensaio em escala piloto, o processo, conforme foi desenvolvido, não levou a uma eficiente degradação dos resíduos frutihortícolas, pois houve um baixo consumo da acidez volátil do meio, fazendo com que a relação AV/AL e o pH não se estabilizassem ao longo dos 300 dias de monitoramento. Além disso, as remoções de DQO foram muito baixas, aproximadamente 30%. As remoções de carbono também foram de aproximadamente 30%, levando a uma intensa produção de biogás apenas no início do processo. O volume total de biogás produzido foi de 331,69 litros e a produção de biogás ficou em torno de $0,10 \text{ m}^3 \text{ Kg}^{-1}$ de sólidos totais voláteis, inferior à produção média geralmente encontrada na literatura.

Em relação ao processo de digestão anaeróbia em escala reduzida, pode-se dizer que os melhores resultados foram obtidos quando se diluiu os resíduos da CEASA com elevadas proporções de esgoto doméstico e dejetos de suíno, nos ensaios com agitação. Assim, mediante essas condições, os valores de pH e de AV/AL tenderam a uma estabilização, porém ainda estiveram distantes da faixa ideal; as remoções de DQO foram superiores a 60%; os valores de C/N apresentaram grande redução; e as produções de biogás foram em torno de $0,40 \text{ m}^3 \text{ Kg}^{-1}$ de sólidos totais voláteis, valores próximos da literatura. Entretanto, mesmo com esses resultados, o resíduo da CEASA atingiu apenas uma estabilização parcial, impossibilitando a adequada disposição no ambiente da grande quantidade de resíduo produzida no processo.

Os principais resultados obtidos no processo de compostagem, para o tratamento dos resíduos da CEASA, permitem concluir que o tratamento se mostrou viável, pois foi capaz de produzir compostos orgânicos passíveis de serem utilizados na agricultura. Todos os compostos produzidos apresentaram níveis de metais pesados muito inferiores aos estabelecidos teoricamente. Os compostos produzidos na leira 1 (50% RC; 50% SE), na leira 3 (50% RC; 50% BC) e na leira 4 (50% RC; 30% CC; 20% RPC) não apresentam condições adequadas para comercialização, já, os compostos produzidos nas leiras 2 (50%

RC; 50% RPC), na leira 5 (50% RC; 30% TS; 20% RPC) e na vermicompostagem apresentaram adequadas condições de comercialização. O composto orgânico produzido na leira 4 foi o que produziu mudas de milho com a maior biomassa, porém esse composto não diferiu estaticamente dos compostos produzidos na vermicompostagem, na leira 2, na leira 3 e na leira 5. O uso do composto produzido na leira 1 não diferiu estatisticamente dos resíduos produzidos na vermicompostagem e nas leiras 2, 3 e 5, porém foi o que apresentou um menor valor médio de produção de biomassa. Assim, pode-se concluir que os tratamentos mais indicados para o resíduo da CEASA seriam os realizados na leira 2, na leira 5 e na vermicompostagem.

CAPÍTULO 6

SUGESTÕES

Para a realização de trabalhos posteriores, sugere-se:

- Estudar, em escala piloto, a inoculação de resíduos frutihortícolas com esgoto doméstico e dejetos de suíno no processo de digestão anaeróbia.
- Estudar diferentes configurações de reatores anaeróbios no tratamento de resíduos frutihortícolas.
- Avaliar os microrganismos presentes nos processos de digestão anaeróbia e compostagem.
- Estudar o mercado, referente à utilização do adubo orgânico produzido no processo de compostagem.
- Estudar a viabilidade econômica da implantação do processo de compostagem.

CAPÍTULO 7

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABDULLAHI, Y. A., AKUNNA, J. C., WHITE, N. A., *et al.*, 2008, “Investigating the effects of anaerobic and aerobic post-treatment on quality and stability of organic fraction of municipal solid waste as soil amendment”, *Bioresource Technology*, v. 99, pp. 8631-8636.
- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. *NBR 10.004 – Resíduos Sólidos: Classificação*. Rio de Janeiro, 2004.
- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. *NBR 10.007 – Amostragem de Resíduos Sólidos*. Rio de Janeiro, 2004.
- ABRELPE – Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais, 2007. *Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil – 2007*. Disponível em: <http://www.abrelpe.org.br>. Acesso em 07/10/08.
- ADHIKARI, B. K., BARRINGTON, S., MARTINEZ, J., *et al.*, 2009, “Effectiveness of three bulking agents for food waste composting”, *Waste Management*, v. 29, pp. 197-203.
- ADHIKARI, B. K., BARRINGTON, S., MARTINEZ, J., *et al.*, 2008, “Characterization of food waste and bulking agents for composting”, *Waste Management*, v. 28, pp. 795–804.
- AGDAG, O. N., 2009, “Comparison of old and new municipal solid waste management systems in Denizli, Turkey”, *Waste Management*, v. 29, pp. 456-464.
- ALMEIDA, A., 2003, “Composto de Lixo Urbano na Composição Química do Solo e seus Efeitos no Desenvolvimento de Mudas de Maracujazeiro Amarelo (*Passiflora edulis f. flavicarpa L.*)”, *Revista Biociência*, v. 9, n. 2, pp. 7-15.
- ANDREOLI, C. V., 2001, *Resíduos sólidos do saneamento: processamento, reciclagem e disposição final*. Rio de Janeiro: ABES, RiMa – Projeto PROSAB.
- APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, 1998, *Standard methods for the examination of water and wastewater*. Washington D.C., 20th ed.

- APPELS, L., BAEYENS, J., DEGRÈVE, J. *et al.*, 2008, “Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge”, *Progress in Energy and Combustion Science*, v. 34, pp. 755-781.
- AQUINO, M. A., OLIVEIRA, A. M., LOUREIRO, D. C., 2005, “Integrando compostagem e vermicompostagem na reciclagem de resíduos orgânicos domésticos”, *Embrapa Agrobiologia – Circular Técnica 12*, pp. 1-4.
- BARROS JUNIOR, C., 2002, *Os resíduos sólidos urbanos na cidade de Maringá – um modelo de gestão*, Tese de Doutorado, UEM, Maringá, PR, Brasil.
- BENINCASA, M., 1997, *Caracterização do lixo de CEASA: como substrato para compostagem e biodigestão anaeróbia e como alimento animal*, Dissertação de M. Sc., UNESP, Botucatu, SP, Brasil.
- BELLOTE, A. F. J., SILVA, H. D., FERREIRA, C. A., *et al.*, 2003, “Utilização de resíduos da produção de celulose”, *Revista da Madeira*, v. 77.
- BIDONE, F. R. A., 2001, *Resíduos sólidos provenientes de coletas especiais: reciclagem e disposição final*. Rio de Janeiro: RIMA.
- BOUALLAGUI, H., CHEIKH, R. B., MAROUANI, L., *et al.*, 2003, “Mesophilic biogas production from fruit and vegetable waste in a tubular digester”, *Bioresource Technology*, v. 86, pp. 85-89.
- BOUALLAGUI, H., HAOURAI, O., TOUHAMI, Y., *et al.*, 2004, “Effect of temperature on the performance of an anaerobic tubular reactor treating fruit and vegetable waste”, *Process Biochemistry*, v. 39, pp. 2143-2148.
- BOUALLAGUI, H., TOUHAMI, Y., CHEIKH, R. B., *et al.*, 2005, “Bioreactor performance in anaerobic digestion of fruit and vegetable wastes”, *Process Biochemistry*, v. 40, pp. 989-995.
- BOUALLAGUI, H., LAHDHEB, H., BEN ROMDAN, E., *et al.*, 2009, “Improvement of fruit and vegetable waste anaerobic digestion performance and stability with co-substrates addition”, *Journal of Environmental Management*, v. xx, pp. 1-6.
- BRABER, K., 1995, “Anaerobic digestion of municipal solid waste: a modern waste disposal option on the verge of breakthrough”, *Biomass and Bioenergy*, v. 9, n. 1-5, pp. 365-376.
- BRANDÃO, S. L., LIMA, S. C., 2002, “pH e condutividade elétrica em solução do solo, em áreas de *pinus* e cerrado na chapada, em Uberlândia (MG)”, *Caminhos de Geografia*, v. 3, n. 6, pp. 46-56.

- BRASIL, 2005, Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento. Secretaria de Defesa Agropecuária. Instrução Normativa n. 23, de 31 de Agosto de 2005. Diário Oficial da República Federativa do Brasil. Poder Executivo, Brasília.
- BRITO, M. J. C., 2008, *Processo de compostagem de resíduos urbanos em pequena escala e potencial de utilização do composto como substrato*, Dissertação de M. Sc., UNIT, Aracajú, SE, Brasil.
- CALLAGHAN, F. J., WASEA, D. A. J., THAYANITHYA, K., *et al.*, 2002, “Continuous co-digestion of cattle slurry with fruit and vegetable wastes and chicken manure”, *Biomass and Bioenergy*, v. 27, p. 71-77.
- CAMPOS, J. R., 1999, *Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo*. Rio de Janeiro: ABES, RiMa – Projeto PROSAB.
- CASSINI, S. T., 2003, *Digestão de Resíduos Sólidos Orgânicos e Aproveitamento do Biogás*. Rio de Janeiro: ABES, RiMa – Projeto PROSAB.
- CELERE, M. S., OLIVEIRA, A. S., TREVILATO, T. M. B., *et al.*, 2007, “Metais presentes no chorume coletado no aterro sanitário de Ribeirão Preto, São Paulo, Brasil, e sua relevância para saúde pública”, *Caderno Saúde Pública*, v. 23(4), pp. 939-947.
- CHANG, J. I., TSAI, J. J, WU, K. H., 2006, “Thermophilic composting of food waste”, *Bioresource Technology*, v. 97, pp. 116-122.
- CHANG, J., I., HSU, T., 2008, “Effects of compositions on food waste composting”, *Bioresource Technology*, v. 99, pp. 8068-8074.
- CHEN, Y., CHENG, J. J., CREAMER, K. S., 2008, “Inhibition of anaerobic digestion process: A review”, *Bioresource Technology*, v. 99, pp. 4044-4064.
- CHERNICHARO, C. A. L., 1997, *Princípio do Tratamento Biológico de Águas Residuárias – Reatores Anaeróbios*. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG.
- ÇINAR, S., ONAY, T. T., ERDİNÇLER, A., 2004, “Co-disposal alternatives of various municipal wastewater treatment-plant sludges with refuse”, *Advances in Environmental Research*, v. 8, pp. 477-482.
- D’ALMEIDA, M. L. O., VILHENA, A., 2000, *Lixo Municipal: Manual de Gerenciamento de Resíduos*. 2ª edição. São Paulo: IPT/CEMPRE.
- D’IMPORZANO, G., CRIVELLI, F., ADANI, F., 2008, “Biological compost stability influences odor molecules production measured by electronic nose during food-waste high-rate composting”, *Science of the Total Environment*, v. 402, pp. 278-284.

- DALPIAN, J. J., 2004, *Compostagem de resíduos sólidos contendo gordura e celulose de indústria de produtos cárneos: valoração de resíduos à sub-produto*, Dissertação de M. Sc., Universidade de Santa Cruz do Sul, Santa Cruz do Sul, RS, Brasil.
- ENSINAS, A. V., 2003, *Estudo da geração de biogás no aterro sanitário Delta em Campinas – SP*, Dissertação de M. Sc., UNICAMP, Campinas, SP, Brasil.
- FERNÁNDEZ, A., SÁNCHEZ, A., FONT, X., 2005, “Anaerobic co-digestion of a simulated organic fraction of municipal solid wastes and fats of animal and vegetable origin”, *Biochemical Engineering Journal*, v. 26, pp. 22-28.
- GALLERT, C., HENNING, A., WINTER, J., 2003, “Scale-up of anaerobic digestion of the biowaste fraction from domestic wastes”, *Water Research*, v. 37, pp. 1433-1441.
- GODOY JUNIOR, E., SILVEIRA, J. L., GIACAGLIA, G. E. O., *et al.*, 2004, “Sistema de armazenamento e de filtragem de biogás de esgoto em PVC”, *IV Simpósio Internacional de Qualidade Ambiental – Qualidade Ambiental e Responsabilidade Social*, PUC / Porto Alegre – RS, 24-26 de maio. CD ROOM – trabalho 293.
- GURGEL, R. L. S., SOUZA, H. A., TEIXEIRA, G. A., *et al.*, 2007, “Adubação fosfatada e composto orgânico na produção de mudas de maracujazeiro-amarelo”, *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*, v. 2, n. 4, pp. 262-267.
- GRANT, C. A., FLATEN, D. N., TOMASIEWICZ, D. J., *et al.*, 2001, “A importância do fósforo no desenvolvimento inicial da planta”, *Informações Agrônomicas*, n. 95, pp. 1-5.
- GROLI, P. R., 1991, *Composto de lixo domiciliar urbano como condicionador de substratos para plantas arbóreas*. Dissertação de M. Sc., Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, Brasil.
- HANSEN, T. L., SCHMIDT, J. E., ANGELIDAKI, I., *et al.*, 2004, “Method for determination of methane potentials of solid organic waste”, *Waste Management*, v. 24, pp. 393-400.
- IAL – NORMAS ANALÍTICAS DO INSTITUTO ADOLFO LUTZ, 1985, *Métodos Químicos e Físicos para Análises de Alimentos*. São Paulo: 3ª edição, Editoração Débora D. Estrella Rebocho.
- KASHYAP, D. R., DADHICH, K. S., SHARMA, S. K., 2003, “Biomethanation under psychrophilic conditions: a review”, *Bioresource Technology*, v. 87, pp. 147-153.
- KHALIQ, A., ABBASI, M. K., HUSSAIN, T., 2006, “Effects of integrated use of organic and inorganic nutrient sources with effective microorganisms (EM) on seed cotton yield in Pakistan”, *Bioresource Technology*, v. 97, pp. 967-972.

- KIEHL, E. J. 2002, *Manual de Compostagem: Maturação e qualidade do composto*. Piracicaba: 3ª edição.
- KIEHL, E. J., 1985, *Fertilizantes Orgânicos*. São Paulo: Editora Agronômica – CERES.
- KLAFKE, G. J., BATISTA, V. J., CAMPANI, D. B., *et al.*, 2004, “Projeto piloto de beneficiamento industrial de resíduos sólidos gerados na CEASA/POA”. *IV Simpósio Internacional de Qualidade Ambiental – Qualidade Ambiental e Responsabilidade Social*, PUC / Porto Alegre – RS, 24-26 de maio. CD ROOM – trabalho 64.
- LASARIDI, K., PROTOPAPA, I., KOTSOU, M., *et al.*, 2006, “Quality assessment of composts in the Greek market: The need for standards and quality assurance”, *Journal of Environmental Management*, v. 80, pp. 58-65.
- LASTELLA, G., TESTA, C., CORNACCHIA G., *et al.*, 2002, “Anaerobic digestion of semi-solid organic waste: biogas production and its purification”, *Energy Conversion and Management*, v. 43, pp. 63-75.
- LEITE, V. D., LOPES, W., S., PRASAD, S., 2002, “Processo de tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos urbanos e rurais”, *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 7, n. 1 e 2, pp. 48-57.
- LEITE, V. D., SOUSA, J. T., PRASAD, S., *et al.*, 2003, “Tratamento de resíduos sólidos de centrais de abastecimento e feiras livres em reator anaeróbio de batelada”, *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 7, n. 2, pp. 318-322.
- LEITE, V. D., LOPES, W., S., SOUSA, J. T., *et al.*, 2004, “Tratamento anaeróbio de resíduos orgânicos com baixa concentração de sólidos”, *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 9, n. 4 e 2, pp. 280-284.
- LOUREIRO, D. C., AQUINO, A. M., ZONTA, E., *et al.*, 2007, “Compostagem e vermicompostagem de resíduos domiciliares com esterco bovino para a produção de insumo orgânico”, *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 42, n.7, pp.1043-1048.
- LUNA, M. L. D., 2003, *Tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos para pequenas comunidades*, Dissertação de M. Sc., Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande, PB, Brasil.
- MACIAS-CORRAL, M., SAMANI, Z., HANSON, A., *et al.*, 2008, “Anaerobic digestion of municipal solid waste and agricultural waste and the effect of co-digestion with dairy cow manure”, *Bioresource Technology*, v. 99, pp. 8288-8293.
- MAGALHÃES, M. A., MATOS, A. T., DENÍCULI, W., *et al.*, 2006, “Compostagem de bagaço de cana-de-açúcar triturado utilizado como material filtrante de águas

- residuárias da suinocultura”, *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.10, n.2, pp.466-471.
- MALAVOLTA, E., 1997, *Avaliação Nutricional das Plantas – Princípios e Aplicação*. Piracicaba: 2^o edição.
- MARAGNO, E. S., TROMBIN, D. F., VIANA, E., 2007, “O uso da serragem no processo de minicompostagem”, *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 12, n. 4, pp. 355-360.
- MATA-ALVAREZ, J., MACÉ, S., LLABRÉS, P., 2000, “Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives”, *Bioresource Technology*, v. 74, pp. 3-16.
- MATOS, A. T., VIDIGAL, S. M., SEDIYAMA, M. A. N., *et al.*, 1998, “Compostagem de alguns resíduos orgânicos, utilizando-se águas residuárias da suinocultura como fonte de nitrogênio”, *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 2, n. 2, pp. 199-203.
- MBULIGWE, S. E., KASSENKA, G. R., 2004, “Feasibility and strategies for anaerobic digestion of solid waste for energy production in Dar es Salaam city, Tanzania”, *Resources, Conservation and Recycling*, v. 42, pp. 183-203.
- MENDONÇA, V., ABREU, N. A. A., SOUZA, H. A., *et al.*, 2007, “Diferentes níveis de composto orgânico na formulação de substratos para a produção de mudas de mamoeiro “Formosa””, *Revista Caatinga*, v. 20, n. 1, pp. 49-53.
- MODESTO FILHO, P., 1998. *Obtenção de Húmus por Vermicompostagem a partir de Resíduos Sólidos Urbanos, Relatório Final*. PROSAB.
- MONTEIRO, J. H. P., FIGUEIREDO, C. E. M., MAGALHÃES, A. F., *et al.*, 2001, *Manual do Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos*. Rio de Janeiro: IBAM.
- NOGUEIRA, L. A. H, 1986, *Biodigestão – A Alternativa Energética*, São Paulo: Nobel.
- PAIVA, E. C. R., 2008, *Avaliação da compostagem de carcaças de frango pelos métodos da composteira e leiras estáticas aeradas*. Dissertação de M. Sc. Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, Brasil.
- PAPALÉO, F. A. S., 2003, *Encontro de Dirigentes e Técnicos das CEASAS brasileiras filiadas a ABRACEN*, Belo Horizonte – MG. Disponível em: www.ceasaminas.com.br/sistema/download/Abracen.ppt. Acesso em: 27/11/2004.
- PARAWIRA, W., MURTO, M., ZVAUYA, R., *et al.*, 2004, “Anaerobic batchdigestion of solid potato waste alone and in combination with sugar beet leaves”, *Renewable Energy*, v. 29, pp. 1811-1823.

- PEREIRA NETO, J. T., 1989, “Conceitos Modernos de Compostagem”, *Engenharia Sanitária*, v. 28, n. 3, pp. 104-109.
- RAO, M. S., SINGH, S. P., SINGH, A. K., *et al.*, 2000, “Bioenergy conversion studies of the organic fraction of MSW: assessment of ultimate bioenergy production potential of municipal garbage”, *Applied Energy*, v. 66, pp. 75-87.
- RAO, M. S., SINGH, S. P., 2004, “Bioenergy conversion studies of organic fraction of MSW: kinetic studies and gas yield–organic loading relationships for process optimization”, *Bioresource Technology*, v. 95, pp. 173-185.
- RIBEIRO, R. M., 2007, *Tratamento do resíduo da indústria de gelatina através da compostagem, com emprego de serragem e palha de café*, Dissertação de M. Sc., Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG, Brasil.
- RICCI, M. S. F., 2006, “A Importância da Matéria Orgânica para o Cafeeiro”, *Campo e Negócios*.
- RODELLA, A. A., ALCARDE, J. C., 1994, “Avaliação de materiais orgânicos empregados como fertilizantes”, *Ciências Agrícolas*, n. 21, pp. 556-562.
- ROMANO, R. T., ZHANG, R., 2007, “Co-digestion of onion juice and wastewater sludge using an anaerobic mixed biofilm reactor”, *Bioresource Technology*, v. 99, pp. 631-637.
- SANTOS, R. H., S., SILVA, F., CASALI, V. W. D., *et al.*, 2001, “Efeito residual da adubação com composto orgânico sobre o crescimento e produção de alface”, *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 36, n. 11, pp. 1395-1398.
- SHARMA, V. K., TESTA, C., CASTELLUCCIO, G., 1999, “Anaerobic treatment of semi-solid organic waste”, *Energy Conversion & Management*, v. 40, pp. 369-384.
- SILVA, M.O.S.A., 1977, *Análises Físico-Químicas para Controle das Estações de Tratamento de Esgotos*. São Paulo, Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental – CETESB.
- SILVA, F. C., BERTON, R. S., CHITOLINA, J. C., *et al.*, 2002, “Recomendações Técnicas para o Uso Agrícola do Composto de Lixo Urbano no Estado de São Paulo”, *Embrapa – Circular Técnica* 3, pp. 1-17.
- SILVA, L. I. D., CARNEIRO, M. C., EMÍDIO, V. S., *et al.*, 2006, “Determinação das formas de nitrogênio e nitrogênio total em rochas-reservatório de petróleo por destilação com arraste de vapor e método do Indofenol”, *Química Nova*, v. 29, n. 1, pp. 46-51.

- SILVA, M. L., LANGE, L. C., 2008, “Caracterização das cinzas de incineração de resíduos industriais e de serviços de saúde”, *Química Nova*, v. 31, n. 2, pp. 199-203.
- SILVEIRA, S., 2005, “Promoting bioenergy through the clean development mechanism”, *Biomass and Bioenergy*, v. 28, pp. 107-117.
- STROOT, P. G., McMAHON, K. D., MACKIE, R. I., *et al.*, 2001, “Anaerobic co-digestion of municipal solid waste and biosolids under various mixing conditions – I. Digester performance”, *Water Research*, v. 35, n. 7, pp. 1804-1816.
- SUSZEK, M., 2005, *Efeitos da inoculação na compostagem e vermicompostagem de resíduos sólidos verdes urbanos*, Dissertação de M. Sc., UNIOESTE, Cascavel, PR, Brasil.
- TALEGHANI, G., KIA, A. K., 2005, “Technical–economical analysis of the Saveh biogas power plant”, *Renewable Energy*, v. 30, pp. 441-446.
- TEIXEIRA, L. B., GERMANO, V. L. C., OLIVEIRA, R. F., *et al.*, 2002, “Processo de compostagem a partir de lixo orgânico urbano e caroço de açaí”, *Embrapa Amazônia Oriental – Circular Técnica* 29, pp. 1-8.
- TEIXEIRA, L. B., GERMANO, V. L. C., OLIVEIRA, R. F., *et al.*, 2004, “Características Químicas de Composto Orgânico Produzido com Lixo Orgânico, Caroço de Açaí, Capim e Serragem”, *Embrapa Amazônia Oriental – Circular Técnica* 105, pp. 1-4.
- TORRES, M. L., LLORÉNS, M. C., 2008, “Effect of alkaline pretreatment on anaerobic digestion of solid wastes”, *Waste Management*, v. 28, pp. 2229-2234.
- VAVILIN, V. A., LOKSHINA, L. Ya., JOKELA, J. P. Y., *et al.*, 2004, “Modeling solid waste decomposition”, *Bioresource Technology*, v. 94, pp. 69-81.
- VERAS, L. R. V., POVINELLI, J., 2004, “A vermicompostagem do lodo de lagoas de tratamento de efluentes industriais consorciada com composto de lixo urbano”, *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 9, n. 3, pp. 218-224.
- VESPA, I. C. G., LUCAS JUNIOR, J., 2006, “Características minerais e energéticas do lixo urbano em processos de compostagem e biodigestão anaeróbia”, *Energia Agrícola*, v. 21, n. 2, pp. 61-80.
- YEN, H., BRUNE, D. E., 2007, “Anaerobic co-digestion of algal sludge and waste paper to produce methane”, *Bioresource Technology*, v. 98, pp. 130-134.

Sites Consultados:

CEAGESP – São Paulo: <http://www.ceagesp.gov.br/>. Acesso em 10/11/2008

CEASA – Paraná: <http://celepar7.pr.gov.br/ceasa/cotacoes.html>. Acesso em: 03/01/2008

ANEXO I

ALCALINIDADE E ACIDEZ VOLÁTIL

(SILVA, 1977)

Centrifugue uma amostra, a 2500 rpm, durante 5 minutos até obter uma quantidade de aproximadamente 70 a 100 mL de sobrenadante. Filtre o sobrenadante em um papel de filtro qualitativo, recolhendo o filtrado em uma proveta graduada. Após, coloque o filtrado em um béquer. Meça o pH da amostra e titule com H_2SO_4 0,02 N até pH 4,0. O volume gasto na titulação é utilizado para calcular a alcalinidade total em CaCO_3 , com a seguinte equação.

$$\text{Alcalinidade (mg CaCO}_3\text{/L ou Kg)} = \frac{V_a \times N \times 50.000}{\text{amostra}}$$

Em que,

V_a : Volume de ácido sulfúrico gasto na titulação (mL);

N: Normalidade do ácido sulfúrico;

Amostra: Quantidade de amostra (mL ou g).

Adicionar H_2SO_4 0,02N até o pH 3,5 a 3,3. Coloque o béquer sobre uma tela de amianto e aqueça levemente (para eliminar o CO_2 formado na reação) em ebulição por exatamente 3 minutos. Esfrie em um banho de água até a temperatura ambiente.

Com NaOH 0,1N eleve o pH da solução para 4,0. Anote a leitura da bureta. Complete a titulação até pH 7,0. A acidez volátil será calculada com a fórmula abaixo.

$$\text{Acidez volátil (mg CH}_3\text{COOH /L ou Kg)} = \frac{V_b \times N \times 60.000}{\text{amostra}}$$

Em que,

V_b : Volume de hidróxido de sódio gasto na titulação (mL);

N: Normalidade do hidróxido de sódio;

Amostra: Quantidade de amostra (mL ou g).

ANEXO II

SÓLIDOS (APHA, 1998)

Procedimento para determinação dos sólidos suspensos:

Colocar um disco de papel de fibra de vidro no aparelho de sucção com a bomba de vácuo ligada, lavando o filtro com 3 sucessivos volumes de 20 mL de água destilada. Remover toda a água com a aplicação de vácuo.

Retirar o papel de filtro de fibra de vidro do aparelho e levar à estufa por uma hora e após, à mufla a 550°C por 30 minutos. Deixar no dessecador até resfriamento total.

Análise de sólidos suspensos totais:

Pesar o papel de fibra de vidro preparado acima, obtendo-se P_1 (g). Agitar a amostra e tomar 10 mL em uma proveta graduada e filtrar. Remover cuidadosamente o papel com o resíduo retido. Levar à estufa a 105-110°C durante 12 horas, ou até peso constante. Esfriar no dessecador e pesar, obtendo P_2 (g).

Para calcular os sólidos suspensos totais utiliza-se a fórmula:

$$SST(\text{mg/L}) = \frac{(P_2 - P_1) \times 1.000.000}{V_A}$$

Em que,

V_A : volume da amostra (mL).

Análise de sólidos suspensos fixos e voláteis:

Levar o papel com o resíduo à mufla a 550°C por 1 hora. Deixar em seguida no dessecador até esfriamento total, pesar, obtendo-se P_3 (g).

As equações para se determinar os sólidos suspensos fixos e voláteis são, respectivamente:

$$SSF(\text{mg/L}) = \frac{(P_3 - P_1) \times 1.000.000}{V_A}$$

$$SSV(mg / L) = \frac{(P_2 - P_3) \times 1.000.000}{V_A}$$

Em que, V_A é o volume da amostra (mL).

A metodologia para determinação dos sólidos dissolvidos é análoga à metodologia para a determinação dos sólidos suspensos, sendo que os sólidos dissolvidos são determinados pela amostra filtrada que passou pelo papel de filtro para a determinação dos sólidos suspensos.

Os sólidos totais podem ser determinados pelas seguintes equações:

Sólidos Totais (ST) = Sólidos Suspensos (SS) + Sólidos Dissolvidos (SD)

Sólidos Totais Fixos (STF) = Sólidos Suspensos Fixos (SDF) + Sólidos Dissolvidos Fixos (SDF)

Sólidos Totais Voláteis (STV) = Sólidos Suspensos Voláteis (SDV) + Sólidos Dissolvidos Voláteis (SDV)

ANEXO III**UMIDADE, MATÉRIA ORGÂNICA TOTAL, RESÍDUO MINERAL TOTAL,
CARBONO ORGÂNICO E RELAÇÃO C/N
(KIEHL, 1985)**

Lavar uma cápsula de porcelana com água destilada, levar à estufa por uma hora e após, à mufla a 550°C por 30 minutos e colocar no dessecador até resfriamento total. Pesquisar obtendo-se P_1 .

Análise da % de umidade:

Pesar uma porção de amostra, obtendo-se P_2 . Levar a cápsula contendo a amostra à estufa, graduada para a faixa de 100-110°C, permanecendo por mínimo 16 horas. Deixar esfriar no dessecador por 30 minutos e pesar obtendo-se P_3 .

$$\text{Umidade}(\%) = \frac{(P_2 - P_3) \times 100}{(P_2 - P_1)}$$

Análise de matéria orgânica total (MO):

Levar a cápsula com o material da análise de umidade à mufla e ligá-la mantendo a porta entreaberta para proporcionar aeração; a amostra deve ser aquecida lentamente para ser queimada sem inflamar, pois, se formar labareda poderá ocorrer perda de material; recomenda-se, neste caso, que o procedimento seja repetido. Fechada a porta e alcançada a temperatura de 550°C, manter nessa temperatura por 1 hora, retirar a cápsula, resfriar em um dessecador e pesar P_4 .

$$\text{MO}_{\text{Total}}(\%) = \frac{(P_3 - P_4) \times 100}{(P_3 - P_1)}$$

Análise de resíduo mineral total(RM):

O resíduo mineral que restou na cápsula é geralmente designado como cinza ou material não volátil ou resíduo mineral total. A determinação do resíduo total por simples cálculo a partir dos dados da análise de matéria orgânica total.

$$RM_{Total}(\%) = \frac{(P_4 - P_1) \times 100}{(P_3 - P_1)}$$

Análise de carbono orgânico (CO):

Segundo KIEHL (1985), a porcentagem de carbono orgânico possui um fator de conversão entre 1,724 e 1,923 que corresponde a 52 e 58%, respectivamente, de carbono contido na matéria orgânica degradada, assim:

$$CO(\%) = \frac{MO_{Total}(\%)}{1,8}$$

Análise da relação C/N:

A determinação da relação carbono/nitrogênio é um parâmetro que se obtém dividindo-se o teor de carbono orgânico pelo nitrogênio obtido na amostra, a partir do procedimento no anexo IX, representando-se o numerador da relação obtida sempre por um número inteiro.

$$C/N = \frac{CO(\%)}{N(\%)}$$

ANEXO VI**DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO (DQO)
(APHA, 1998)****Reagentes:****a) Solução Oxidante**

Dissolver em 500 mL de água destilada 10,216 g de $K_2Cr_2O_7$, previamente seco à 103°C por 2 h, 33,3 g de $HgSO_4$ e adicionar 167 mL de H_2SO_4 concentrado. Dissolver, esperar esfriar e após, completar o volume de 1000 mL com água destilada.

b) Solução Catálise

Dissolver 10 gramas de Sulfato de Prata (Ag_2SO_4) em 1 litro de ácido sulfúrico (H_2SO_4) concentrado.

c) Solução padrão

Pesar 0,8509 g de Biftalato de Potássio P.A. ($C_8H_5KO_4$) seco em estufa a 100°C por 2 horas e dissolver em água destilada, logo após completar o volume a 1000 mL. Esta solução corresponde a uma concentração de 1000 mg de $O_2 L^{-1}$.

Procedimento:**a) Preparação da curva de calibração**

Preparar uma série de soluções padrões de 100 a 700 mg de $O_2 L^{-1}$ a partir da solução padrão de acordo com a Tabela 1.

Tabela 1 - Série de soluções padrões de 100 a 700 mg de O₂ L⁻¹ a partir da solução padrão

Volume da solução padrão a elevar a 100 mL	Concentração (mg de O ₂ L ⁻¹)
10	100
20	200
30	300
40	400
50	500
60	600
70	700

Conhecida a concentração de oxigênio a ser oxidado em cada amostra, fazer o procedimento abaixo para cada solução e determinar a absorbância para solução e construir uma reta de calibração. O branco é preparado, substituindo-se a amostra por água destilada.

b) Determinação da DQO

Colocar em tubos de oxidação 1,5 mL de solução oxidante; 2,5 mL da amostra (DQO menor que 600 mg de O₂ L⁻¹); 3,5 mL de solução catálise. Fechar e agitar. Colocar no reator (COD – REACTOR HACH) à 150°C durante duas horas. Ler a absorbância a 620 nm após ligeiro resfriamento. Ler a curva de calibração e determinar a concentração de oxigênio necessário para oxidar a amostra.

Obs.: Se a amostra contiver íons Cl⁻, a leitura deve ser realizada a quente, pois os íons Cl⁻ precipitam com a prata, a frio, interferindo na leitura.

ANEXO V

NITROGÊNIO KJELDAHL (ADOLFO LUFT, 1985)

Preparo da amostra:

A amostra é seca em estufa à 105-110°C durante 12 horas, moída e deixada novamente na estufa até peso constante e deixada esfriar em dessecador.

Preparo da solução digestora:

Adicionar 100 partes de K_2SO_4 em 1 parte de $CuSO_4 \cdot 5H_2O$ e 0,8 partes de Se_8 .

Preparo da solução indicadora de ácido bórico:

Para 1000 mL de H_3BO_3 a 4%, adicionar 15 mL de vermelho de metila (0,1% em álcool) e 6 mL de verde de bromocresol (0,1% em álcool);

Solução de NaOH – 50%:

Adicionar 500 g de NaOH em 1000 mL de água destilada.

Digestão:

Pesar 0,5 g de amostra e introduzir em um tubo kjeldahl, adicionar de 1 a 2 g da mistura digestora e 12 mL de H_2SO_4 concentrado. Colocar os tubos no digestor e aquecê-los moderadamente no início, tendo o cuidado de utilizar capela, devido os vapores ácidos desprendidos. Continuar a digestão até que a solução torne-se incolor e a temperatura tenha 350°C. Em seguida aquecer os tubos por mais 30 minutos. Deixá-los esfriar.

Destilação:

Adicionar a cada tubo 10 mL de água destilada e acoplá-los ao aparelho de destilação. Adicionar 40 mL de solução de NaOH – 50% ao conjunto de destilação. Adicionar este moderadamente. Colocar um erlenmeyer de 250 mL contendo 25 mL de solução indicadora de ácido bórico na ponta do condensador para receber o NH_3 . Após a adição do NaOH iniciar a destilação. A ponta do condensador deve ser introduzida na solução para evitar perdas da amônia. Coletar um volume do destilado de 2 a 3 vezes maior do que o volume inicial.

Titulação:

Titular com uma solução de H_2SO_4 de normalidade padronizada. Para se obter a porcentagem de nitrogênio na amostra, utiliza-se

$$N(\%) = \frac{V \times N \times 14 \times 100}{P_A}$$

Em que,

V: volume do ácido titulado (mL);

N: normalidade do ácido;

P_A : peso da amostra (mg).

OBS: Para digestão de amostra líquida: 2 mL de amostra + 12 mL de H_2SO_4 . Aumentar a temperatura para 100°C por 30 minutos, elevar 50°C e permanecer por 30 minutos, assim sucessivamente, até 350°C permanecendo por 1 hora.

ANEXO VI

DENSIDADE (KIEHL, 1985)

Pesar um picnômetro vazio (P); tendo ao lado, 1 a 2 g de amostra de matéria seca em um vidro de relógio de tara conhecida (Pe); encher o picnômetro com água, colocar a tampa, enxugar com papel de filtro a água que transbordou do aparelho e pesar (Pa); retirar cerca da metade da água do picnômetro, passar cuidadosamente a amostra de matéria seca para o seu interior, completar o volume do picnômetro com água, colocar a tampa, enxugar por fora (Psa); sendo Dag a densidade da água na temperatura da determinação (obtido em tabelas de densidade), calcula-se a densidade real (Dr) pela fórmula:

$$Dr = \frac{Dag(Pa - P)}{(Pa - P) - (Psa - Pa)}$$

O método do picnômetro tem seu fundamento no fato de que a matéria seca adicionada ao aparelho vai ocupar um volume que será conhecido pela massa de água deslocada. Conhecendo-se a massa de água que corresponde ao volume de dejetos e sabendo-se sua densidade, tem-se o volume da amostra.

ANEXO VII

FÓSFORO (MALAVOLTA, 1997)

Preparo da amostra:

A amostra é seca em estufa à 105-110°C durante 12 horas, moída e deixada novamente na estufa até peso constante e deixada esfriar em dessecador.

Preparo da mistura para extração:

Preparar uma solução de proporção 2:1 (v/v) de HNO₃ e HCl.

Extração pela digestão ácida a quente (nítrico-clorídrica):

Passar uma quantidade de material seco e moído para tubo de digestão, anotar a massa da amostra. Adicionar 10 mL de mistura para extração. Levar para o bloco digestor aumentado gradativamente a temperatura até atingir 160°C e deixar nessa temperatura até o volume reduzir à metade. Aumentar a temperatura para 210°C e deixar nesta temperatura até o extrato apresentar-se sem sólidos. Caso preciso, adicionar um pouco mais de mistura para extração (mesma proporção inicial) para terminar a digestão, deixar reduzir o volume à 1 mL.

Esfriar, transferindo o extrato para um balão volumétrico de 50 mL. Completar o volume com água deionizada.

Preparo da solução aquosa de molibdato de amônio 5%, (NH₄)₆Mo₇O₂₄:

Em um béquer de 1000 mL colocar cerca de 400 mL de água destilada quente. A seguir, acrescentar aos poucos e agitando até dissolver 25 g de molibdato de amônio. Esperar esfriar e passar para um balão volumétrico de 500 mL, lavando o Becker com porções de água destilada fria até completar o volume do balão e homogeneizar. Guardar esse reativo em frasco âmbar.

Preparo da Solução de metavanato de amônio 0,25%, NH₄VO₃:

Em um béquer de 1000 mL colocar cerca de 200 mL de água destilada quente. A seguir, acrescentar aos poucos e agitando até dissolver 1,25 g de NH₄VO₃. Acrescentar 175 mL de HNO₃ concentrado e esfriar. Passar para um balão volumétrico de 500 mL, lavando

o béquer com porções de água destilada fria até completar o volume do balão e homogeneizar. Guardar esse reativo em frasco  mbar.

Preparo do reativo misturado:

Misturar partes iguais de molibdato de amônio 5% com metavanadato de amônio a 0,25%, homogeneizar e guardar em refrigerador, por uma semana. De preferência misturar o reativo um pouco antes de utiliz -lo.

Preparo da solução estoque de fósforo (80 ppm de P):

Em um balão volumétrico de 1000 mL contendo cerca de 300 mL de água destilada e 10 mL de H_2SO_4 10N (280 mL de H_2SO_4 concentrado/1) adicionar 0,3509 g de KH_2PO_4 (fosfato monobásico ou bi cido de potássio) seco em estufa por 2 horas a 70-80 C e resfriado em dessecador. Agitar e completar o volume com água destilada.

Preparo da solução padrão de fósforo:

Em um balão volumétrico de 100 mL adicionar através de uma bureta: 0, 5, 10, 15, 20 e 25 mL da solução estoque de P (80 ppm), 4 mL de H_2SO_4 10 N, completar o volume com água destilada e homogeneizar. Essas solu   es cont m, respectivamente, 0, 4, 8, 12, 16 e 20 ppm de P.

Prepar  o da curva padrão:

Pipetar 5 mL dos padrões para tubo. Adicionar 2 mL do reativo misturado e homogeneizar.

Deixar em repouso por 5 minutos e ler a absorv ncia em um comprimento de onda de 420 nm, sendo que essa leitura pode ser feita até 30 horas após a adição do reativo colorido; colocar em eixos coordenados, sendo as concentrações de fósforo na abscissa (0, 20, 40, 60, 80 e 100 $\mu\text{g P}/5\text{mL}$) e na ordenada as leituras obtidas (absorv ncia = A).

Análise de Fósforo no extrato da digestão ácida:

Pipetar 0,4 mL do extrato nítrico-clorídrica (extrato da digestão ácida) em um tubo. Adicionar 2 mL de água destilada, 2 mL de reativo colorido e homogeneizar; Deixar em repouso por 5 minutos e ler a absorv ncia em 420 nm.

Para os cálculos, pela quantidade de matéria seca (MS) utilizada, supondo ter-se utilizado 1 mL do extrato nítrico-perclórico (0,5 g MS/50 mL).

$$0,5 \text{ g MS} \longrightarrow 50 \text{ ml}$$

$$X \text{ g MS} \longrightarrow 1 \text{ ml}$$

$$X = 0,01 \text{ g MS}$$

$$0,01 \text{ g MS} \longrightarrow C \text{ (}\mu\text{g P / 5 ml)}$$

$$100 \text{ g MS} \longrightarrow \% \text{ P}$$

$$\% \text{ P} = 0,01 \times C$$

Em que C é a concentração de fósforo no extrato ($\mu\text{g P/5 mL}$) determinadas através da curva padrão.

OBS: Para a extração da amostra líquida: 10mL de amostra é seca, colocar 10 mL de HCl 10%, filtrar e completar com água deionizada em um balão de 25 mL. Base de cálculo utilizada 10 mL.

ANEXO VIII

METAIS PESADOS, MACRO E MICRONUTRIENTES (MALAVOLTA, 1997)

Preparo da mistura para extração:

Preparar uma solução de proporção 2:1 (v/v) de HNO_3 e HCl .

Extração pela digestão ácida a quente (nítrico-clorídrica)

Passar uma quantidade de material seco e moído para um tubo de digestão, anotar a massa da amostra. Adicionar 10 mL de mistura para extração. Levar para o bloco digestor aumentado gradativamente a temperatura até atingir 160°C e deixar nessa temperatura até o volume reduzir à metade. Aumentar a temperatura para 210°C e deixar nesta temperatura até o extrato apresentar-se sem sólidos. Caso preciso, adicionar um pouco mais de mistura para extração (mesma proporção inicial) para terminar a digestão, deixar reduzir o volume à 1 mL.

Esfriar, transferindo o extrato para um balão volumétrico de 50 mL. Completar o volume com água deionizada.

Determinação analítica dos elementos:

Realizada por meio do espectrômetro de absorção atômica segundo a metodologia descrita no manual do aparelho.

ANEXO IX

CONDUTIVIDADE ELÉTRICA

BRITO (2008)

Foi utilizado o método instrumental para determinação da condutividade elétrica em um extrato de água com substrato para planta (RODELLA e ALCARDE, 1994). A amostra foi extraída com solução de cloreto de potássio 0,100 mol/L em uma razão de extração 1:5 (v/v) para dissolver os eletrólitos. A condutividade elétrica específica do extrato foi determinada e o resultado foi ajustado para a temperatura de 25°C.

Reagentes:

- Água com condutividade $<0,2$ mS/m ($<0,02$ dS/m) a 25°C com $\text{pH} > 5,6$;
- Solução de cloreto de potássio 0,100 mol/L: dissolver 7,456g de KCl (previamente seco a 105°C por duas horas) em água e diluir a 1000 mL em um balão volumétrico;

Equipamentos:

- Condutivímetro com cela de condutividade e equipado com correção de temperatura automático e resolução menor que 0,01 dS/m a 25°C;
- Balança analítica com intervalo de escala de 0,01 g;
- Frascos de plástico ou vidro de tamanho suficiente para acomodar a suspensão mais 10% de volume de ar;
- Agitador de frascos tipo Wagner capaz de promover agitação da suspensão sem causar ruptura da estrutura da amostra (40 rpm);
- Papel de filtro faixa branca ou similar.

Determinação:

A amostra foi extraída com solução de cloreto de potássio 0,100 mol/L em uma razão de extração 1:5 (v/v). O recipiente onde foram colocadas a solução e a amostra foi coberto e mantido sob agitação por uma hora. Filtrou-se a suspensão descartando os primeiros 10 mL. Determinou-se a condutividade após uma hora de extração do filtrado em mS/cm ou dS/m de acordo com as instruções do fabricante do equipamento.

Livros Grátis

(<http://www.livrosgratis.com.br>)

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)
[Baixar livros de Matemática](#)
[Baixar livros de Medicina](#)
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)
[Baixar livros de Meteorologia](#)
[Baixar Monografias e TCC](#)
[Baixar livros Multidisciplinar](#)
[Baixar livros de Música](#)
[Baixar livros de Psicologia](#)
[Baixar livros de Química](#)
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)
[Baixar livros de Serviço Social](#)
[Baixar livros de Sociologia](#)
[Baixar livros de Teologia](#)
[Baixar livros de Trabalho](#)
[Baixar livros de Turismo](#)