ESTRATÉGIAS DE COMPOSTAGEM COMO PRÉ-TRATAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS ORGÂNICOS

Roberto Guião de Souza Lima Junior

Tese de Doutorado apresentada ao programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, COPPE, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Doutor em Engenharia Civil.

Orientador: Claudio Fernando Mahler

Rio de Janeiro

Março de 2015

ESTRATÉGIAS DE COMPOSTAGEM COMO PRÉ-TRATAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS ORGÂNICOS

Roberto Guião de Souza Lima Junior

TESE SUBMETIDA AO CORPO DOCENTE DO INSTITUTO ALBERTO LUIZ COIMBRA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA DE ENGENHARIA (COPPE) DA UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE DOUTOR EM CIÊNCIAS EM ENGENHARIA CIVIL.

Examinada por:

_____

Prof. Claudio Fernando Mahler, D.Sc.

_____

Prof[a]. Magali Christe Cammarota, D.Sc.

_____

Prof. Otto Corrêa Rotunno Filho, Ph.D.

_____

Prof[a]. Marcia Marques Gomes, Ph.D.

_____

Dr. Daniel Vidal Pérez, D.Sc.

_____

Dra. Karla Heloise Preussler, D.Sc.

RIO DE JANEIRO, RJ - BRASIL

MARÇO DE 2015

Lima Junior, Roberto Guião de Souza

Estratégias de compostagem como pré-tratamento de resíduos sólidos orgânicos/ Roberto Guião de Souza Lima Junior. – Rio de Janeiro: UFRJ/COPPE, 2015.

XVI, 209p.: il.; 29,7 cm.

Orientador: Claudio Fernando Mahler

Tese (doutorado) – UFRJ/ COPPE/ Programa de Engenharia Civil, 2015.

Referências Bibliográficas: p. 186 - 209.

1. Compostagem. 2. Digestão anaeróbia. 3. Pequena escala. I. Mahler, Claudio Fernando. II. Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE, Programa de Engenharia Civil. III. Titulo.

Dedicatória:

Dedico este trabalho aos que se empenham em minimizar nossa pegada ecológica e trabalham em prol do desenvolvimento sustentável.

Meus sinceros agradecimentos:

Aos meus familiares e amigos, especialmente a minha esposa Krishna Guimarães e a minha filha Marina Guião, que me acompanharam na Alemanha durante o estágio sanduiche, interrompendo trabalho e estudo, e tiveram toda paciência comigo durante o período da tese;

Ao meu pai, Sr. Roberto Guião, pelo apoio, sobretudo financeiro, após o corte da minha bolsa pela Capes;

Ao Sr. Luiz Toledo, por me apresentar a estratégia de compostagem à quase 20 anos;

Ao Sr. Luiz Cruz, pelo incentivo de iniciar esse trabalho aos 40;

Aos meus ex alunos do UniFOA, Albiane Dias, Vitor Lisboa, Wilker Jr. e Túlio Cezar, que manusearam comigo as 4 toneladas de resíduos orgânicos da compostagem;

Aos colegas Veit Grundmann, Lilli Brum, Daniel Schingnitz e Christoph Wuench, da Universidade de Dresden, Alemanha, pelo apoio e excelente receptividade no período em que estivemos por lá;

Aos colegas Katia Dantas, Adriana Schueler e Amarildo Ferraz, pelos conselhos e apoio moral, assim como a Marcus Costa, pelas risadas e apoio na estatística;

Ao Prof. Mahler, por me proporcionar a oportunidade de fazer este estudo, custeado parcialmente analises de laboratório e disponibilizando seus equipamentos;

Ao UniFOA, pelo auxílio financeiro de aperfeiçoamento docente;

A MACCAFERRI, que cedeu os materiais para o experimento de compostagem;

A Capes, por ter me concedido bolsa no período do sanduiche;

A FAPERJ, que custeou as análises de laboratório feitas na Alemanha e vem permitindo a continuidade deste trabalho;

Ao Luizão, técnico da Geotecnia, pelo bom humor e apoio com os equipamentos.

Resumo da Tese apresentada à COPPE/UFRJ como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de Doutor em Ciências (D.Sc.)

ESTRATÉGIAS DE COMPOSTAGEM COMO PRÉ-TRATAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS ORGÂNICOS

Roberto Guião de Souza Lima Junior

Março/2015

Orientador: Claudio Fernando Mahler

Programa: Engenharia Civil

Foram estudados equipamentos e técnicas de compostagem, estratégias de pré-tratamento de resíduos sólidos orgânicos antes da digestão anaeróbia e o startup de digestores anaeróbios, com foco no tratamento e aproveitamento energético descentralizado em pequena escala. Foram testadas duas composteiras com quatro formas de manejo e seis pré-tratamentos baseados em compostagem e adição de composto aos resíduos antes da digestão anaeróbia. As composteiras mantiveram-se termofílicas por mais de vinte dias, apresentaram percentuais não significativos de geração de CH_4, mantiveram-se aeróbias (sem aeração forçada) e não geraram chorume, aspectos atribuídos à suspensão sobre pallets, à composição de resíduos e às condições de contorno dos compartimentos. Os testes de aproveitamento energético na compostagem registraram aquecimento de água a 51°C após 24h de recirculação, apresentando-se como um recurso energético em potencial. O modelo de compostagem proposto é viável ambiental e economicamente, pois neutraliza emissões e lixiviados gerados em aterros ou em compostagem industrial, assim como apresenta custo competitivo com os aterros e pode ser mais barato que a compostagem industrial, embora tal avaliação seja dependente de questões de escala. Na etapa de digestão anaeróbia os pré-tratamentos aumentaram o volume de biogás e o percentual de CH_4 para resíduos de difícil degradação. Para resíduos de fácil degradação, os pré-tratamentos aumentaram o percentual de CH_4, embora sem diferenças significativas. Os pré-tratamentos também aceleraram significativamente a produção de CH_4 para os dois tipos de resíduos em teste. O startup e a estabilização do inóculo anaeróbio demandaram 24 dias e a alimentação contínua apresentou inibição com o aumento de carga orgânica de 100%.

Abstract of Thesis presented to COPPE/UFRJ as a partial fulfillment of the requirements for the degree of Doctor of Science (D.Sc.)

COMPOSTING STRATEGIES AS PRETREATMENT OF ORGANIC SOLID WASTE

Roberto Guião de Souza Lima Junior

March/2015

Advisor: Claudio Fernando Mahler

Department: Civil Engineering

This study tested equipment and techniques of composting, strategies of pretreatment of organic solid waste before anaerobic digestion and the start-up of anaerobic digesters, focused on decentralized treatment and energy recovery in small scale. Two types of composting systems with four types of management and six organic waste pretreatments based on composting and compost addition before anaerobic digestion were tested. The composting maintained the process thermophilic for more than twenty days, showed a non-significant CH_4 generation, maintained aerobic conditions by passive aeration, without leachate generation, which was attributed to the suspension of composters on pallets, the waste composition chosen in the experiment and the boundary conditions of the compartments. The test of energy recovery showed that the water reached temperatures up to 51°C after 24h of recirculation, demonstrating that this process can be a potential energy source. The proposed composting model is environmental and economically feasible, because it minimizes emissions and leachate generation compared to the landfill or to industrial composting plants and presents cost competitive with the landfill and can be even cheaper than the industrial composting, although such assessment is scale dependent. In the anaerobic digestion stage, pretreatments increased the biogas volume and the CH_4 percentage using non-easily degradable organic solid waste. Pretreatment with easily degradable organic waste increased slightly the CH_4 percentage, but the difference was statistically not significant. The pretreatments also increased the speed of biogas production significantly for both kinds of wastes. The start-up and inoculum stabilization demanded 24 days and the continuous feed showed inhibitory effect when the organic load increased up to 100%.

Sumário

Índice de títulos	**página**
1 Introdução	**1**
1.1 Relevância do tema e proposições	1
1.2 Objetivos	5
1.2.1 Objetivo geral	5
1.2.2 Objetivos específicos	5
1.2.2.1 Compostagem	5
1.2.2.2 Digestão anaeróbia	6
1.3 Fluxograma de trabalho	7
1.4 Revisão bibliográfica	**8**
1.4.1 Compostagem em pequena escala	**8**
1.4.1.1 Descrição da compostagem	8
1.4.1.2 Fases da compostagem	10
1.4.1.3 Classificação da compostagem	11
1.4.1.4 Fatores que afetam o processo da compostagem	11
1.4.1.5 Matéria prima utilizada	15
1.4.1.6 Uso de inoculantes	16
1.4.1.7 Emissões de gases indesejáveis	17
1.4.1.8 Sistemas de compostagem em pequena escala	19
1.4.1.9 Perspectivas de mercado da biodigestão como tratamento de RSO	28
1.4.1.10 Tratamento descentralizado de RSO	28
1.4.1.11 Aquecimento de água na compostagem	29
1.4.2 Digestão anaeróbia em pequena escala	**31**
1.4.2.1 Importância	31
1.4.2.2 Histórico do biogás	31
1.4.2.3 Potencial do biogás e utilização em pequena escala	32
1.4.2.4 Descritivo do processo de digestão anaeróbia	35
1.4.2.5 Principais parâmetros de importância para digestão a anaeróbica	36
1.4.2.5 Principais tipos de biodigestores para uso em pequena escala	38
1.4.2.5.1 Modelo Chinês / Digestores de domo fixo	38
1.4.2.5.2 Modelo Indiano / Digestores de domo flutuante	40
1.4.2.5.3 Modelo Tubular / Plug-flow	41
1.4.2.5.4 Outros digestores	42
1.4.2.6 Pré tratamento dos resíduos antes da digestão anaeróbia	46

2 Material e métodos **49**
2.1 Compostagem **49**
2.1.1 Descritivo das composteiras e estratégias de operação 49
2.1.2 Fonte e característica dos resíduos 54
2.1.3 Monitoramento 55
2.1.4 Teste de aquecimento de água 62
2.1.5 Avaliação econômica 64
2.1.6 Tratamento estatístico 65
2.2 Digestão anaeróbia **67**
2.2.1 Descritivo geral 67
2.2.2 Descritivo rodada 1 69
2.2.2.1 Pré-tratamento 71
2.2.2.2 Digestão anaeróbia 72
2.2.2.3 Monitoramento do biogás gerado 73
2.2.2.4 Monitoramento do inóculo, dos RSO e do digerido 73
2.2.2.5 Tratamento estatístico rodada 1 74
2.2.3 Descritivo rodada 2 75
2.2.3.1 Pré tratamento e tratamentos anexos 76
2.3.3.2 Digestão anaeróbia 79
2.3.3.3 Monitoramento do biogás gerado 80
2.3.3.4 Monitoramento do inóculo dos ROS e do digerido 81
2.3.3.5 Tratamento estatístico rodada 2 82
2.3.4 Start-up de inóculo e alimentação contínua de biodigestores têxteis 83
3 Resultados e discussão **85**
3.1 Compostagem **85**
3.1.1 Temperatura 85
3.1.2 Geração de metano 90
3.1.3 Oxigênio 96
3.1.4 Umidade 101
3.1.5 Gás Carbônico 106
3.1.6 Emissões gasosas 111
3.1.7 Parâmetros do composto após 60 dias em compostagem 112
3.1.7.1 Teor de nutrientes 112
3.1.7.2 Relação C/N 113
3.1.7.3 Carbono orgânico total (COT) 116
3.1.7.4 pH 119

3.1.8 Parâmetros dos lixiviados após 60 dias em compostagem 122
3.1.8.1 DQO 122
3.1.8.2 pH 124
3.1.9 Aspectos complementares 125
3.1.10 Aquecimento de água na compostagem 126
3.1.11 Avaliação econômica 128
3.2 Digestão anaeróbia 131
3.2.1 Rodada 1 131
3.2.1.1 Produtividade 131
3.2.1.2 Demais gases 135
3.2.1.3 Degradação de matéria orgânica 140
3.2.2 Rodada 2 147
3.2.2.1 Produtividade 147
3.2.2.2 Outros gases 155
3.2.2.3 Distribuição temporal da produtividade e composição dos gases 161
3.2.2.4 Degradação de matéria orgânica 168
3.2.3 Start-up do inóculo e alimentação contínua de digestores têxteis 173
3.2.3.1 Start-up do inóculo 173
3.2.3.2 Alimentação contínua 177
4 Conclusões 180
4.1 Compostagem 180
4.2 Digestão anaeróbia 181
4.2.1 Rodada 1 181
4.2.2 Rodada 2 182
4.2.3 Start-up do inóculo e alimentação contínua 183
5 Recomendações para estudos futuros 184
5.1 Compostagem 184
5.2 Digestão anaeróbia 184
6 Aferição dos objetivos 185
6.1 Compostagem 185
6.2 Digestão anaeróbia 185

Referências bibliográficas 186

Índice de figuras **página**

Introdução

Figura 1 Fluxograma de trabalho 7
Figura 2 Caixa Neozelandeza 20
Figura 3 Composteira com manilhas ou gradeados 21
Figura 4 Composteira em tambor rotatório 21
Figura 5 Decomposteira em vazo / Volta Redonda-RJ 22
Figura 6 Decomposteira em bombona de 40l / Volta Redonda-RJ 23
Figura 7 Decomposteira com tijolos deitados / Angra dos Reis-RJ 23
Figura 8 Leiras de compostagem utilizando o método de Inácio & Miller 24
Figura 9 Esquema da composteira automática 25
Figura 10 Vermicompostagem. 26
Figura 11 Compostagem aeróbica & anaeróbica 27
Figura 12 Jean Pain e dois de seus Biomeilers em 1972 29
Figura 13 Biomeiler construido na Alemanha em 2012 30
Figura 14 Esquema do biodigestor modelo chinês 39
Figura 15 Esquema do digestor modelo indiano 40
Figura 16 Esquema do digestor tubular plug flow 42
Figura 17 Digestor tubular plug flow 42
Figura 18 Lagoa com cobertura de membrana 43
Figura 19 Lagoa com cobertura de membrana 43
Figura 20 Biodigestor em membrana com 100m³ / Fábrica da FOV - Boras-Suécia 44
Figura 21 Biodigestor em membrana com 150m³ / Fábrica da FOV – Boras-Suécia 45
Figura 22 Digestores de 2m^3 / UFRJ - Rio de Janeiro - RJ 45
Figura 23 Digestores de 80l / UniFOA - Volta Redonda - RJ 46
Figura 24 Composteira 1 e seus compartimentos A,B,C,D 49
Figura 25 Composteira 2 e seus compartimentos A,B,C,D 49
Figura 26 Detalhe da manta de drenagem com suas paredes e núcleo 50
Figura 27 Esquema da manta de drenagem 50
Figura 28 Preparação do solo com manta de PEAD 51
Figura 29 Composteiras e bombonas coletoras de lixiviados 51
Figura 30 Detalhe da estrutura de aeração interna composteira 1 53
Figura 31 Preparação dos RSO para aporte 55
Figura 32 Pontos de amostragem pontuais para temperatura e umidade 56
Figura 33 Pontos de amostragem pontuais para gases 57
Figura 34 Operação de amostragem pontual de gases 57

Figura 35a Câmara de fluxo instalada em compartimento da compostaira 2 58
Figura 35b Câmara de fluxo instalada em compartimento da compostaira 1 58
Figura 36 Processo de quarteamento de amostras 60
Figura 37 Vista geral do pátio de compostagem e sistema de drenagem 61
Figura 38 Composteira com leito PEAD e bombona coletora de lixiviado 61
Figura 39 Composteira montada com pallets e revestida com manta de drenagem 63
Figura 40 Serpentinas de cobre posicionadas sobre os RSO 63
Figura 41 Composteira, bomba elétrica e boiler anexo 63
Figura 42 Biodigestores, aparato de aquecimento e controle de misturadores 68
Figura 43 Bolsa coletora de gás acoplada a biodigestor 68
Figura 44 Equipamento de medição de volume e composição de biogás 69
Figura 45 Triagem dos ROS oriundos da coleta seletiva da Dresden 70
Figura 46 Material não digerível separado na etapa de pré tratamento 70
Figura 47 Composteira estática e pontos de aferição de temperatura 71
Figura 48 Gaveta e ponto de coleta de RSO na base da composteira 72
Figura 49 RSO preparados em laboratório 76
Figura 50 Sacos de sisal preparados contendo RSO 78
Figura 51 Aporte dos sacos de sisal no interior de leira de compostagem industrial 78
Figura 52 Local de coleta do composto utilizado com inóculo no pré-tratamento 79
Figura 53 Processo de quarteamento de RSO antes da digestão anaeróbia 80
Figura 54 Temperaturas médias, mínimas e máximas por compartimento em °C 85
Figura 55 Dados de temperatura logaritmizados por compartimento 86
Figura 56 Temperaturas médias, mínimas e máximas nas composteiras em °C 86
Figura 57 Dados de temperatura logaritmizados por composteira 87
Figura 58 Médias de temperatura em °C a 10, 25 e 50 cm de distância da parede dos compartimentos e a 25, 50 e 75 cm de profundidade 89
Figura 59 Percentuais de CH_4 no interior dos compartimentos 90
Figura 60 Dados do percentual de CH_4 logaritmizados por compartimento 91
Figura 61 Percentuais de CH_4 no interior das composteiras 93
Figura 62 Dados do percentual de CH_4 logaritmizados por composteira 93
Figura 63 Percentuais médios de CH_4 a 10, 25 e 50cm de distância da parede dos compartimentos e a 30 e 60cm de profundidade 95
Figura 64 Percentuais medos de O_2 no interior dos compartimentos 96
Figura 65 Percentuais medos de O_2 no interior das composteiras 96
Figura 66 Dados do percentual de O_2 logaritmizados por compartimento 97
Figura 67 Dados do percentual de O_2 logaritmizados por composteira 97

Figura 68 Percentuais médios de O_2 a 10, 25 e 50 cm de distância da parede dos compartimentos e a 30 e 60 cm de profundidade 100
Figura 69 Unidades de referência de umidade no interior dos compartimentos 101
Figura 70 Dados de referência de umidade logaritmizados por compartimento 102
Figura 71 Unidades de referência de umidade no interior das composteiras 102
Figura 72 Dados de referência de umidade logaritmizados por composteira 103
Figura 73 Unidades de referência de umidade a 10, 25 e 50 cm de distância da parede dos compartimentos e a 25, 50 e 75 cm de profundidade 105
Figura 74 Percentuais de CO_2 no interior dos compartimentos 106
Figura 75 Percentuais médios de CO_2 no interior das composteiras 107
Figura 76 Dados do percentual de CO_2 logaritmizados por compartimento 108
Figura 77 Dados do percentual de CO_2 logaritmizados por composteira 108
Figura 78 Percentuais médios de CO_2 a 10, 25 e 50 cm de distância da parede dos compartimentos e a 30 e 60 cm de profundidade 110
Figura 79 Relação C/N após 60 dias em compostagem por compartimento 114
Figura 80 Dados da relação C/N logaritmizados por compartimento 114
Figura 81 Relação C/N média após 60 dias em compostagem por composteira 115
Figura 82 Dados da relação C/N logaritmizados por composteira 115
Figura 83 COT em g/kg após 60 dias em compostagem por compartimento 116
Figura 84 Dados logaritmizados para COT após 60 dias por compartimento 117
Figura 85 COT em g/kg após 60 dias em compostagem por composteira 117
Figura 86 Dados logaritmizados para COT após 60 dias por composteira 118
Figura 87 pH após 60 dias em compostagem por compartimento 120
Figura 88 Dados logaritmizados de pH após 60 dias por compartimento 120
Figura 89 pH após 60 dias em compostagem por composteira 121
Figura 90 Dados logaritmizados de pH após 60 dias por composteira 121
Figura 91 DQO em mg/l de lixiviado por composteira após 60 dias 123
Figura 92 Dados logaritmizados de DQO dos lixiviados após 60 dias 123
Figura 93 pH do lixiviado por composteira após 60 dias em compostagem 124
Figura 94 Dados logaritmizados de pH dos lixiviados após 60 dias 125
Figura 95 Percentual médio e desvio padrão de CH_4 133
Figura 96 Produção de biogás em NL/gsv adicionado 134
Figura 97 Produção de CH_4 em NL/gsv adicionado 134
Figura 98 Percentual médio de CH_4, dados logaritmizados, tratamentos 1, 3 e 6 135
Figura 99 Produção média de biogás, dados logaritmizados, tratamentos 1, 3 e 6 135
Figura 100 Produção média de CH_4, dados logaritmizados, tratamentos 1, 3 e 6 136

Figura 101 Percentual médio e desvio padrão de O_2 em todos os tratamentos 138
Figura 102 Dados logaritmizados do percentual médio e erro padrão de O_2 nos três principais tratamentos 138
Figura 103 Percentual médio e desvio padrão de CO_2 em todos os tratamentos 139
Figura 104 Dados logaritmizados do percentual médio e erro padrão de CO_2 nos três principais tratamentos 140
Figura 105 Médias e desvio padrão em pmm de H_2S em todos os tratamentos 140
Figura 106 Dados logaritmizados das médias e erro padrão em ppm de H_2S nos três principais tratamentos 141
Figura 107 Médias e desvio padrão em pmm de H_2 em todos os tratamentos 142
Figura 108 Dados logaritmizados das médias e erro padrão em ppm de H_2 nos três principais tratamentos 143
Figura 109 Percentual de degradação de SV após 23 dias em digestão anaeróbia 144
Figura 110 Dados logaritmizados do percentual de degradação de SV após 23 dias em DA 144
Figura 111 Média e desvio padrão de COD em mg/L no digerido após DA. 145
Figura 112 Dados logaritmizados de média e desvio padrão de COD, em mg/L, no digerido após DA. 146
Figura 113 Média e desvio padrão de AV em mg/L no digerido após DA. 146
Figura 114 Dados logaritmizados de média e desvio padrão de AV, em mg/L, no digerido após DA. 147
Figura 115 Produção média e desvio padrão de biogás em NL/gsv 149
Figura 116 Dados logaritmizados com média e erro padrão da produção de biogás em litros 150
Figura 117 Percentual médio e desvio padrão de CH_4 150
Figura 118 Dados logaritmizados da média e erro padrão do percentual de CH_4 151
Figura 119 Produção média e desvio padrão de CH_4 em NL/gsv 151
Figura 120 Dados logaritmizados com média e erro padrão da produção de CH_4 em litros 152
Figura 121 Média e desvio padrão do percentual de O_2 157
Figura 122 Dados logaritmizados da média e erro padrão do percentual de O_2 158
Figura 123 Média e desvio padrão do percentual de CO_2 159
Figura 124 Dados logaritmizados da média e erro padrão do percentual de CO_2 159
Figura 125 Média e desvio padrão de H_2S em ppm 160
Figura 126 Dados logaritmizados da média e erro padrão de H_2S 161
Figura 127 Média e desvio padrão de H_2 em ppm 162

Figura 128 Dados logaritmizados da média e erro padrão de H_2 162
Figura 129 Produção de biogás em litros / dia 164
Figura 130 Percentual de CH_4 / dia 165
Figura 131 Produção de CH_4 em litros / dia 165
Figura 132 Percentual de CO_2 / dia 166
Figura 133 Percentual de O_2 / dia 166
Figura 134 ppm de H_2S / dia 167
Figura 135 ppm de H_2 / dia 167
Figura 136 Percentual da produção total de CH_4 liberado à 5,10,15 e 21 dias em DA 169
Figura 137 Dados logaritmizados do percentual de produção total de CH_4 liberado ao 5° dia em DA 169
Figura 138 Percentual de degradação de SV após 21 dias em DA. 170
Figura 139 Consumo percentual de matéria orgânica (COD, NKT, P tot e $SO4_2^-$) por tratamento. 171
Figura 140 Média e desvio das concentrações de ácidos voláteis em mg/L. 171
Figura 141 Média e desvio da DQO em mg/L por tratamento e no inóculo 172
Figura 142 Percentual de CH_4 entre o 6° e o 24° dia de start-up do inóculo 174
Figura 143 pH entre o 6° e o 24° dia de start-up do inóculo 174
Figura 144 ppm de H_2S entre o 6° e o 24° dia de start-up do inóculo 175
Figura 145 Percentual de O_2 entre o 6° e o 24° dia de start-up do inóculo 176
Figura 146 Percentual de CO_2 entre o 6° e o 24° dia de start-up do inóculo 176
Figura 147 Produção de biogás em litros (média e desvio padrão por semana) 178
Figura 148 Percentual de CO_2 no biogás (média e desvio padrão por semana) 178
Figura 149 Percentual de CH_4 no biogás (média e desvio padrão por semana) 179
Figura 150 pH do digerido (média e desvio padrão por semana) 179

Índice de tabelas **Página**

Tabela 1 Teor de material putrescível nos RSO de cidades no Brasil e no mundo. 2

Tabela 2 Percentual de nutrientes nos sólidos totais e pH dos RSO antes e após 60 dias em compostagem 113

Tabela 3 Itens e preços demandados para montagem e operação de um sistema de tratamento de resíduos orgânicos em compostagem para 834L / 215kg de resíduos orgânicos sólidos por dia. 128

Tabela 4 Valores para coleta, transporte e aterramento e valores para coleta, transporte e compostagem. 129

Tabela 5 Valores de mercado e valor final médio do adubo orgânico produzido. 129

Tabela 6 Valores para coleta, transporte e aterramento (A) e coleta, transporte e compostagem (B). 130

Tabela 7 Rodada 1 / Características físico-químicas iniciais e finais por tratamento 148

Tabela 8 Rodada 2 / Características físico-químicas iniciais e finais por tratamento 156

Tabela 9 Carbono total (CT), carbono orgânico total (COT) e nitrogênio kjeldahl total (NKT) em mg/g nos ROS por tratamento e no inóculo aeróbio (composto orgânico) antes da digestão anaeróbia. 157

1) Introdução

1.1) Relevância do tema

A geração de resíduos sólidos urbanos (RSU) cresce a cada ano no Brasil, à medida que o país cresce economicamente e em população. Os últimos relatórios da ABRELPE (2009, 2010, 2011, 2012 e 2013) indicam que a geração de RSU cresceu 10,9% entre 2009 e 2013. Entre 2012 e 2013 esse crescimento foi de 4%, com o último relatório contabilizando a geração de 209.280 ton./dia de RSU.

Os últimos dados oficiais divulgados pelo IBGE apontam para um crescimento de aproximadamente 19% na geração de RSU entre 2002 e 2008, passando de 149.094 ton./dia de RSU em 2002 para 183.481 ton./dia em 2008 (IBGE, 2002, IBGE, 2008). Obviamente este número já é maior em 2015, embora a continuidade de seu incremento dependa diretamente de fatores como a atual crise econômica. Contudo, a ausência de fontes oficiais atualizadas sugere a utilização de dados do IBGE (2008).

Infelizmente o aterramento ainda é a forma predominante de destinação final destes resíduos, com 58,3% em peso sendo dispostos em aterros sanitários, 19,8 % em lixões e 19,4 % em aterros controlados (IBGE, 2008). Este quadro altera-se se avaliado por número de municípios, onde 50,5 % dispõem seus resíduos em lixões, 22,5 % em aterros controlados e 27,7 % em aterros sanitários (IBGE, 2008).

Neste caso, a desatualização do dado com relação a 2015 tende a alterar os percentuais entre as formas de destinação final existentes, diminuindo-se o percentual de lixões e aterros controlados e aumentando-se o de aterros sanitários, mas não incluem formas mais tecnológicas de destinação final como tratamento térmico, compostagem, biodigestão anaeróbia e outras. Com exceção do estado de São Paulo não há uma boa definição do que seja aterro sanitário ou aterro adequado, de forma que boa parte dos sanitários são apenas pseudo sanitários. O último relatório governamental produzido pelo IPEA (2012), citando dados do IBGE (2002) e IBGE (2008), aponta inclusive para uma diminuição dos pequenos percentuais de destinação final relativos a compostagem, reciclagem e tratamento térmico existentes em 2002 para os de 2008. Segundo este relatório, em 2002, 4,5%, 1,5% e 0,3% dos resíduos, em peso, eram enviados para compostagem, reciclagem ou tratamento térmico respectivamente, em contraste com os 0,8%, 1,4% e 0,1% observados em 2008.

Tal quadro é agravado devido ao expressivo percentual de resíduos sólidos orgânicos (RSO) nos RSU brasileiros, chegando a 58% (IBGE, 2002),

aproximadamente 38.800.000 ton./ano de RSO. Somam-se a isso 185.000 ton./ano de lodo de esgoto em base seca (PEDROSA *et al*., 2010), 140.000.000 ton./ano de resíduos da agroindústria (MAHLER, 2012) e ainda os RSO de processos industriais diversos. O mesmo padrão já era observado há mais de uma década nas cidades da maioria dos países em desenvolvimento, como observado na tabela 1.

Tabela 1: Teor de material putrescível nos RSO de cidades no Brasil e no mundo.

Cidades do mundo	Teor de Matéria Orgânica (Peso %)	Cidades Brasileiras	Teor de Matéria Orgânica (Peso %)
Nairobi (1)	74%	Salvador - BA (2)	*70%*
Cochabamba (1)	71%	São Paulo - SP (3)	*52%*
Istambul (1)	61%	Recife - PE (4)	*60%*
Atenas (1)	59%	Manaus - AM (3)	*51%*
Pequim (1)	45%	Laranjal do Jarí (5)	*61%*
Bancoc (1)	44%	Quatis - RJ (5)	*59%*
Genebra (1)	28%	Paracambi - RJ (6)	*63%*
Nova Iorque (1)	20%	Rio de Janeiro - RJ (7)	*53%*
Hong-Kong (1)	*15%*	*Dourados - MS (8)*	*58%*

Fonte: (MAHLER, 2012). (1) (MANASSERO *et al.,* 1996), (2)/(3)/(4) (SANTOS & PRESA, 1998), (SODRÉ & ORTH, 1998), (MARIANO & JUCÁ, 1995) apud (ABREU, 2000); (5) (MAHLER, 2001a) (MAHLER, 2001b); (6) (SILVEIRA, 2004), (7) (COMLURB, 2003), (8) (PREFEITURA MUNICIPAL DE DOURADOS, 2004).

Dados mais atuais de outras 20 grandes cidades do planeta apresentam percentual médio de 47,5% de orgânicos em seus RSU. Em cinco cidades da Europa, EUA e Austrália esse percentual varia de 24–34% (média 28%) e nas quinze cidades dos países em desenvolvimento a variação é entre 48–81% (média 67%) (WILSON *et al.*,2012).

A tabela 1, com dados mais antigos, sugere uma média de 52% de resíduos orgânicos sólidos nas cidades amostradas, com 36% delas em países desenvolvidos e 59% em países em desenvolvimento. Isto aponta para uma diminuição no percentual de resíduos orgânicos descartados nas grandes cidades dos países desenvolvidos (36% para 28%) nos últimos anos.

Por outro lado, observa-se um acréscimo no percentual de orgânicos nos resíduos dos países em desenvolvimento (59% para 67%). Porém, tal crescimento

pode ter sido influenciado pelo maior número de cidades asiáticas amostradas no estudo de 2012, que apresentam, em geral, grandes percentuais de RSO. Entre elas estão Kathmandu (Nepal) 71%, Can Tho (Vietnam) 80,02% e Chittagong (Bangladesh) 62%, estudadas por DANGI *et al.* (2011), THANH *et al.* (2010) e SUJAUDDIN *et al.* (2008) respectivamente. Contudo, o percentual geral de orgânicos nos RSU não apresentou grandes alterações nos últimos anos (52% para 47,5%), considerando-se em conjunto grandes cidades do mundo desenvolvido e em desenvolvimento.

Por outro lado, vale observar que à medida que a separação na fonte (coleta seletiva) cresce e as frações recicláveis são retiradas dos RSU, tem-se um aumento dos valores percentuais dos RSO, o que pode mascarar os resultados. Frente a isso, comentários sobre percentuais de quantidade de resíduos devem ser cuidadosos e jamais definitivos, tendo em vista fatores locais que impedem certas comparações entre cidades de um mesmo país, e muito mais de países, culturas e administrações publicas completamente diferentes (MAHLER, 2012).

De qualquer forma, há uma necessidade urgente de adequação das técnicas de coleta, tratamento e disposição final, considerando-se os impactos ambientais a curto, médio e longo prazo.

A fração orgânica dos resíduos tem especial interesse, pois além do desperdício de seu potencial agrícola e energético, ela é responsável pela geração de gases de efeito estufa (GEE), principalmente CH_4 (21 x CO_2 eq.) e N_2O (298 x CO_2 eq.), e lixiviado nas práticas de aterramento de RSU, como resultante da conjunção de fatores físicos, químicos e biológicos. Mesmo os aterros modernos, que apresentam sistema de captação de biogás, recolhem no máximo 60% dos gases gerados, sendo responsáveis por 20% de todo o CH_4 emitido no planeta (ANDERSEN *et al.,* 2012, USEPA, 2005, IPCC, 2006, TEIXEIRA *et al.,* 2009). Estudos de ADHIKARI *et al.,* 2006 e LIMA, 2002 também apontam os RSU como uma das principais fontes de emissão de CH_4 antropogênico e de contaminação de solo e água.

Do ponto de vista da saúde pública, ou da ausência desta, é fácil notar sua correlação com os resíduos sólidos observando-se dados de mortalidade infantil no Norte e Nordeste do Brasil. Nestas regiões, que apresentaram taxas de mortalidade infantil 4 a 5 vezes maiores que a Região Sul, respectivamente (BUHLER *et al*., 2014), nota-se igualmente os menores índices de saneamento básico e cuidados com resíduos sólidos dentre todas as outras regiões do país (IBGE, 2008).

Tal correlação não é recente, pois há mais de 10 anos cerca de 1000 crianças morriam todos os dias no Brasil vitimas dos lixões, dos esgotos a céu aberto e dos

resíduos industriais dispersos no ambiente sem controle e devida intervenção (LIMA, 2002).

Futuramente os aterros deverão receber apenas inertes, de forma que as próximas gerações não sejam prejudicadas pelos danos ambientais causados pelos resíduos das sociedades anteriores, incluindo os custos de manutenção e monitoramento dos mesmos (MAHLER, 2012).

No Brasil, mesmo com algumas diretrizes apontando neste sentido pela nova Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS, 2010), questões econômicas, culturais e visão administrativa de curto prazo têm impedido a implantação de novas tecnologias em larga escala, no nível de políticas públicas, sendo necessário torná-las mais atrativas econômica e tecnicamente para incentivar sua adoção (MAHLER, 2012).

Infelizmente corroboram com este quadro as tentativas de prorrogação do prazo estabelecido para o fim dos lixões nas cidades brasileiras, originalmente fixado para agosto de 2014, que vem sendo feitas através de medidas provisórias no Congresso Nacional, cedendo a pressões da Confederação Nacional dos Municípios, com aprovação pelo Senado Federal.

Felizmente, até o presente momento, um veto da presidência da republica em 17 de novembro de 2014 manteve os termos originais da PNRS (2010).

Por outro lado, geradores pontuais de RSU tem hoje autonomia para implantação de sistemas de gestão ecologicamente correta de seus resíduos, independentes de ações em grande escala por parte do poder público, como residências, comunidades, propriedades rurais, universidades, empresas, condomínios, shoppings e outros. Muitos destes já vêm se expressando positivamente nesse sentido à medida que implantam suas coletas seletivas e direcionam seus resíduos para reciclagem. Contudo, na maioria dos casos a fração orgânica dos RSU continua sendo tratada como rejeito e destinada a aterros sanitários, lixões e aterros controlados, o que pode ser atribuído a custos e/ou dificuldades operacionais da compostagem tradicional, relativos a espaço, demanda de manejo intensivo e efeitos colaterais indesejáveis como proliferação de moscas e odores desagradáveis. O mesmo pode ser dito com relação à digestão anaeróbia com práticas tradicionais de instalação e operação, que demandam investimentos iniciais relativamente altos de material e mão de obra, manejo cuidadoso e apresentam, em geral, pouco rendimento em relação à produção de biogás.

1.2) Objetivos

1.2.1) Objetivo geral

O presente estudo objetivou testar estratégias de manejo e equipamentos que facilitem a adoção da compostagem e da digestão anaeróbia (DA) por geradores descentralizados, em pequena escala, incentivando desta forma usuários a adotarem o auto processamento de RSO localmente, poupando recursos de transporte e destinação final para aterros e/ou plantas centralizadas de tratamento de RSO.

Concomitantemente, o processamento descentralizado de RSO permite o aproveitamento do composto orgânico, do biogás e do fertilizante líquido, fechando ciclos ecológicos e minimizando impactos ambientais relativos ao transporte e às práticas de disposição final em aterros sanitários, principalmente as menos tecnológicas.

1.2.2) Objetivos específicos

1.2.2.1 Compostagem:

Com relação à compostagem, o presente estudo teve como objetivos específicos:

a) Testar dois tipos de composteiras de operação semi-estática e de aeração passiva;
b) Testar quatro estratégias de manejo distintas com relação à inoculação;
c) Testar o aproveitamento do calor liberado pelas reações exotérmicas do metabolismo microbiano da compostagem para aquecimento de água.

Tal experimentação incluiu inovações e adaptações no uso de materiais e práticas, com objetivo de desenvolver equipamentos de compostagem eficientes técnica e ambientalmente, com custo final competitivo em comparação aos custos de transporte e disposição final dos RSO em aterros sanitários, o que inclui minimização de mão de obra, de gasto energético e de equipamentos acessórios. Outras questões como minimização de proliferação de moscas, odores desagradáveis, lixiviados e dependência de espaço, também foram objetivos aqui considerados por serem decisivos para a adoção ou não de tais sistemas, colaborando no cômputo geral para implantação de estratégias de coleta seletiva, inclusive de inorgânicos.

1.2.2.2 Digestão anaeróbia:

Com relação à digestão anaeróbia, o presente estudo teve como objetivo específico testar estratégias de pré-tratamento de RSO simples, baratas e acessíveis ao público leigo, buscando aumentar a performance da DA no que tange a produtividade e a degradabilidade dos RSO, sendo:

a) Pré-tratamento térmico e enzimático através da permanência dos RSO em compostagem aeróbia aerada passivamente via convecção térmica espontânea, através do “efeito chaminé”. Esta estratégia utiliza-se do estabelecimento de um fluxo de ar espontâneo, impulsionado passivamente via diferença de temperatura interna e externa entre a massa de resíduos em compostagem e o ambiente circunvizinho. Este fenômeno proporciona aeração, tratamento térmico e enzimático simultaneamente, utilizando-se do calor e das enzimas liberados pela comunidade microbiana envolvida no processo de compostagem sem gasto energético externo;

b) Pré-tratamento com inoculação de composto maturado, utilizando-se de pequenas porções de composto em maturação proveniente de leiras de compostagem previamente estabelecidas;

c) Pré-tratamento térmico e enzimático através da permanência dos RSO no interior de uma leira de compostagem aeróbia industrial e com adição de composto em maturação previamente preparado, proporcionando aeração, tratamento térmico e enzimático simultaneamente, sem gasto energético. Tecnicamente, o mesmo objetivo aplica-se a proposição de soluções de baixo custo para um dos gargalos técnicos da digestão anaeróbia de RSO, relativo à dificuldade de degradação de lignina, celulose e gorduras na etapa de hidrólise (FDÉZ-GUELFO *et al.,* 2011a).

d) O quarto objetivo específico foi definir parâmetros de startup de inóculo e de alimentação contínua de digestores anaeróbios fabricados com material têxtil, operados em temperatura ambiente e sem misturadores.

1.3) Fluxograma de trabalho

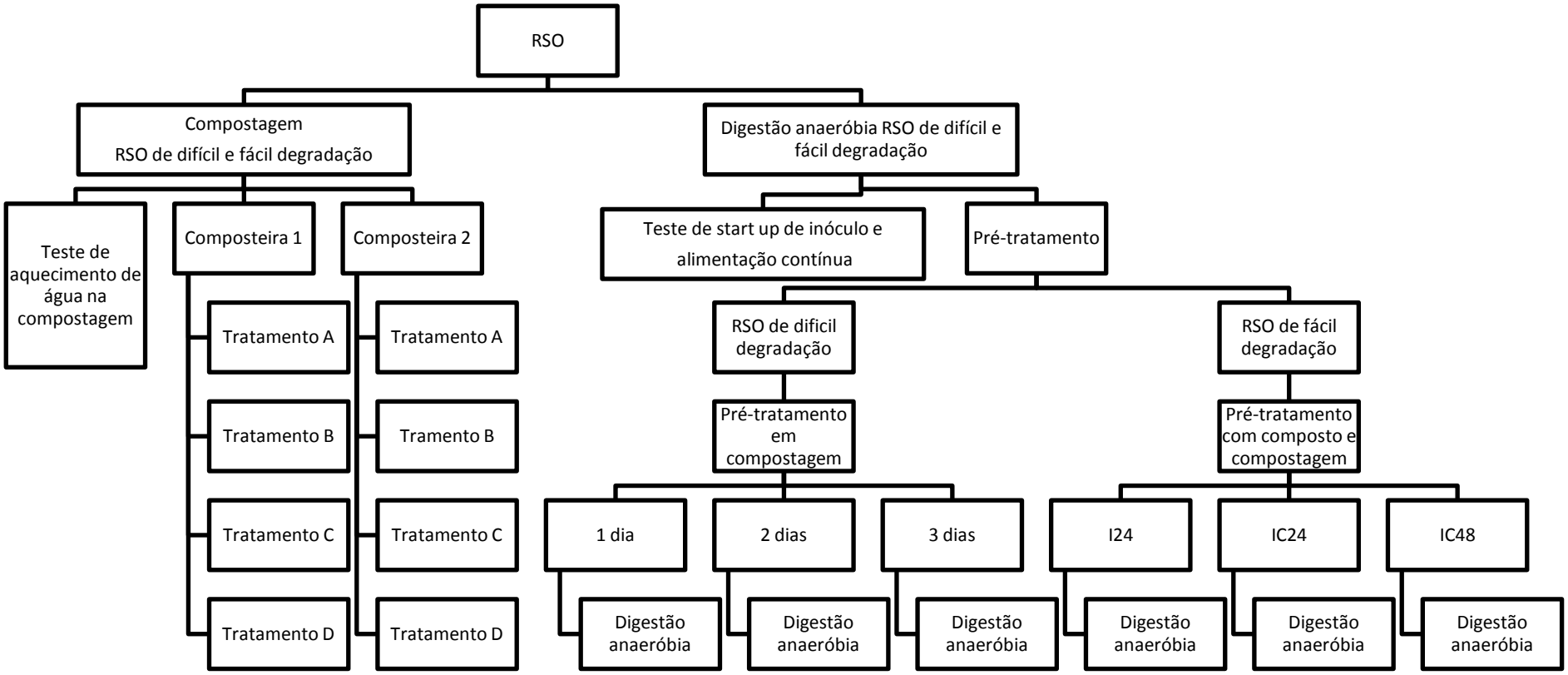

Figura 1: Fluxograma de trabalho.

1.4) Revisão bibliográfica

1.4.1 Compostagem em pequena escala

1.4.1.1 Descrição:

A compostagem é uma forma de reciclagem na qual a fração orgânica dos resíduos é transformada em composto orgânico com inúmeras aplicações, desde a fertilização agrícola à diferentes melhorias em sua estrutura do solo (KIEHL, 1998).

Este processo se dá através de complexas interações e processos de sucessão entre diferentes grupos de microrganismos, os quais transformam o substrato e alteram as condições físicas e bioquímicas do meio, ao mesmo tempo em que são por elas também influenciados. Uma espécie de “sucessão ecológica”, que se diferencia da simples decomposição de materiais na natureza por ocorrer em temperaturas termofílicas e mesofílicas (MILLER, 1993).

O composto é um adubo preparado com matéria orgânica humificada através de um processo bioquímico de decomposição, originando uma fração coloidal, de constituição diferente da matéria-prima original. É capaz de proporcionar melhoria ao solo em termos de suas propriedades físicas, químicas e físico-químicas, além de conter sais minerais que servem como nutrientes às plantas (KIEHL, 1998).

Por ser predominantemente aeróbia a compostagem também é vantajosa ambientalmente, pois diminui o potencial de emissões gasosas e a produção de lixiviado dos RSU dispostos em aterros (PIRES *et al.,* 2011).

Quanto mais matéria orgânica no solo, mais produtivo ele tende a ser. O composto orgânico, constituído fundamentalmente de matéria orgânica decomposta e estabilizada, possui macro e micronutrientes que influenciam diretamente a fertilidade química do solo. No entanto, o maior valor de um composto reside na sua porção humificada, principal responsável por sua ação melhoradora do solo. A matéria orgânica crua, que não sofreu o processo de fermentação e humificação, tem pouca eficiência como fertilizante. O mesmo acontece com as folhas mortas que caem e estão na superfície do solo. As folhas que estão por cima encontram-se em estado cru e são de pouco valor. As folhas que estão em baixo, no entanto, formam uma massa preta, com alto valor nutritivo que, aos poucos, se integra à terra (KIEHL, 1998).

Os solos tropicais são formados de argilas de baixa capacidade de troca catiônica e a matéria orgânica humificada ajuda no aumento desta troca, sendo um importante fator de melhoria do aproveitamento agrícola (TCHOBANOGLOUS *et al.,* 1993).

O composto torna a terra mais solta, porosa e menos densa. As terras mais soltas são mais fáceis de serem aradas e os torrões se desfazem melhor, as raízes caminham com mais facilidade e encontram mais ar à sua disposição. Uma terra rica de matéria orgânica é menos dura quando seca e menos pegajosa quando molhada. Quando usado sistematicamente como adubo e condicionador do solo, o composto, como outras matérias orgânicas, dá à terra certa elasticidade. Assim, passando sobre tal solo uma máquina pesada, ele se comprime, mas tem a tendência de retomar a forma primitiva, resistindo mais à compactação que igual solo sem matéria orgânica (KIEHL, 1998).

Outras propriedades do composto orgânico:

- Formação de agregados de solo, com transformação de partículas em grânulos;
- Aumento da capacidade de absorção e armazenamento de água no solo;
- Redução radical da erosão evitando o deslocamento violento de água e amortecendo o impacto das gotas de chuva na superfície dos solos;
- Aumento da estabilidade do pH do solo;
- Aumento da retenção dos macronutrientes, impedindo seu arraste pela chuva;
- Formação de quelatos, que aprisionam os micronutrientes (Fe, Zn, Cu, Mn, etc.) que serão absorvidos apenas pelas raízes das plantas;
- Fornecimento de nutrientes às plantas, como nitrogênio, fósforo, potássio, enxofre, cálcio e magnésio, em quantidade total em torno de 6% de seu peso;
- Melhoria da drenagem de água no solo;
- Aumento da retenção do nitrogênio no solo;
- Diversificação da oferta e reaproveitamento de nutrientes como alternativa à adubação química tradicional, a qual experimenta aumentos de preços anuais, principalmente o potássio (150% ao ano);
- Diminuição das emissões de gases de efeito estufa associados à adubação química tradicional via substituição gradativa pelo composto orgânico (KIEHL, 1985).

A compostagem pode ser utilizada para a decomposição e humificação de grandes volumes de matéria orgânica fora do solo, em usinas específicas para essa técnica, ou em menor escala, bastando apenas que haja um bom controle dos fatores que condicionam esse processo.

1.4.1.2 Fases da compostagem:

A transformação do resíduo orgânico em húmus se dá basicamente em dois estágios:

Digestão: Fase inicial da degradação. Inicia-se com a colonização e multiplicação dos micro-organismos mesofílicos na massa de resíduos, resultando em elevação da temperatura para cerca de 45°C em 24 horas. Variando obviamente de acordo com a característica dos resíduos e da metodologia empregada.

A fase termofílica inicia-se quando as temperaturas atingem a faixa entre 50°C a 70°C, com predominância de micro-organismos termofílicos. Além das altas temperaturas, esta fase apresenta formação de água metabólica, vapor d'água, estabelecimento de um fluxo de ar em meio à massa de resíduos e intensa decomposição, podendo resultar em falta de oxigênio devido ao colapso da estrutura dos resíduos.

Esta etapa finaliza-se quando o material retorna ao estágio mesofílico, com a queda da temperatura até a faixa de 35ºC a 45ºC. Nesta fase os micro-organismos diversificam-se, contando com maior presença de actinomicetos e fungos, contrastando com a dominância bactériana da fase anterior. O tempo necessário gasto nessa fase depende de diversos fatores, entre eles questões ambientais e climáticas, técnicas-operacionais e processo utilizado. A digestão completa chega a durar de 60 a 90 dias, quando a compostagem é natural, ou seja, sem intervenção externa. Esta faixa de tempo tende a baixar quando são utilizadas técnicas como o revolvimento, oxigenação forçada ou passiva e/ou inoculação de cepas de micro-organismos preselecionadas. Nesse estágio o material encontra-se bioestabilizado, ou seja, o composto não é mais tóxico mas ainda não é ideal para aplicação ao solo (KIEHL, 1998).

Maturação ou humificação: É um período usualmente compreendido entre 30 a 60 dias. A temperatura vai baixando de < de 35° C, até atingir a tempetatura ambiente e perder totalmente seu potencial de auto-aquecimento. A massa em degradação torna-se paulatinamente mais humificada, ou seja, com mais nutrientes que passaram da forma orgânica para mineral, podendo ser assimilados pelas raízes, e com maior teor de material coloidal, responsável pela capacidade "melhoradora" do solo. O material torna-se bem decomposto e dificilmente pode-se identificar a matéria-prima original (KIEHL, 1985), (INACIO & MILLER, 2009), (USCOUNCIL, 1999), (EMBRAPA, 2009).

1.4.1.3 Classificação da Compostagem:

Classificação quanto à biologia:

Processo aeróbio: ocorre quando a degradação da matéria orgânica se dá na presença de O_2. A decomposição aeróbia por micro-organismos leva à formação de produtos finais oxigenados tais como dióxido de carbono, água, sulfatos, etc. Geralmente considerados estáveis e relativamente inofensivos.

Classificação quanto ao ambiente:

Processos Abertos: A compostagem é realizada em pátios a céu aberto ou com cobertura, para maior controle das variáveis ambientais.

Processos Fechados: A compostagem é feita por meio de dispositivos especiais. Exemplo: composteiras, digestores, bioestabilizadores, torres, células de fermentação e outros.

Classificação quanto ao processamento:

Processos Estáticos: Não há revolvimento da massa em degradação, contando ou não com um sistema de aeração direcionada, que pode ser com ou sem gasto energético.

Processos Semi-dinâmicos: O revolvimento da massa em degradação é feito esporadicamente ou superficialmente.

Processos Dinâmicos: A massa em degradação é revolvida continuamente, favorecendo a aeração, a atividade e o controle biológico (INACIO & MULLER, 2009), (USEPA, 1999).

1.4.1.4 Fatores que afetam o processo da compostagem:

Por ser um processo biológico, a compostagem é influenciada pela umidade, oxigenação, temperatura e matéria prima utilizada.

Umidade:

Os nutrientes necessários ao desenvolvimento dos micro-organismos devem estar disponíveis sob a forma de solução em água para que possam ser absorvidos. O teor de umidade deve estar em equilíbrio com a taxa de oxigênio da massa em decomposição. Segundo KIEHL (1998), teores acima de 70% prejudicam o processo, já que a água ocupa os macroporos e impede o oxigênio de circular. No processo aeróbio de compostagem, se o teor de oxigênio se torna baixo, inferior a 5%, os micro-organismos aeróbios morrem e são substituídos pelos anaeróbios, os quais não decompõem a matéria orgânica com tanta rapidez e ainda produzem maus odores e lixiviados. Se o teor de umidade estiver abaixo de 40%, ocorrerá redução do número

de micro-organismos decompositores, inibindo o processo de decomposição, mesmo que a taxa de oxigênio e a temperatura interna do material estejam adequados, podendo chegar a mumificação do material quando em extremos de baixa umidade.

O teor ideal de umidade deve variar de 50% a 70%, para que os micro-organismos se desenvolvam ao máximo. Mesmo se a umidade for ótima a temperatura e a oxigenação devem ser monitoradas e mantidos em níveis satisfatórios, pois, caso contrário, prejudicam da mesma forma o processo.

A umidade excessiva não serve como mecanismo para reduzir a temperatura da massa em decomposição. Seu excesso poderá até baixar a temperatura, mas antes disso ocasionará anaerobiose com a consequente paralisação do processo de decomposição aeróbia em decorrência da falta de oxigenação da massa (JIANG *et al.,* 2011)

Oxigenação:

Na compostagem aeróbia a oxigenação pode ser feita pelo reviramento do material, por injeção forçada de ar, por ventilação estática através de sistemas do tipo chaminé ou por simples difusão do ar em meio à massa de resíduos, caso a morfologia da mesma e a atividade termofílica favoreçam o estabelecimento de um padrão circulatório de ar ascendente satisfatório.

A aeração é a melhor forma de controlar a temperatura para que ela não se eleve a ponto de prejudicar o desenvolvimento dos micro-organismos, incrementando a velocidade de oxidação do material, diminuindo o impacto da geração de odores e auxiliando no controle do excesso de umidade. O consumo máximo de oxigênio ocorre quando a temperatura do material está em torno de 55°C a 60°C, estando os outros fatores em equilíbrio, coincidindo com a atividade máxima dos micro-organismos decompositores termofílicos (BAPTISTA, 2001).

Quando a aeração é feita por reviramento, o material em decomposição fica muito exposto ao meio externo, havendo troca térmica entre ambos. Essa exposição excessiva acarreta a formação de vapores orgânicos, causada pelas diferenças entre a temperatura do material (55° a 75°C) e do ambiente externo (20° a 35°C). Estes vapores orgânicos constituem-se basicamente de água vaporizada e gases gerados durante o processo. Isso significa perda de umidade e dissipação de odores ao ambiente externo (BAPTISTA, 2001).

Na aeração forçada ou espontânea direcionada (aproveitando-se da diferença de temperatura entre o meio interno e externo da massa em decomposição), realizada em leiras, pilhas estáticas ou “silos” de compostagem, minimiza-se a exposição do material ao meio externo. A injeção de ar no interior do material contribui para a

diminuição da umidade, uma vez que a entrada de ar frio (temperatura ambiente) proporciona a formação de vapores orgânicos quando entram em contato com o ar quente do material em decomposição. Nesse caso, o mais importante é a calibragem ideal entre o volume de ar necessário para proporcionar a troca térmica e, consequentemente, a diminuição da temperatura interna do material sem ressecá-lo (PUYUELO *et al.,* 2010).

Temperatura:

A temperatura é o fator mais importante na indicação do equilíbrio biológico do material em decomposição e da fase de estabilização. Reflete a eficiência do processo, além de influenciar no controle da proliferação de vetores, sementes de ervas e micro-organismos patogênicos (INACIO & MILLER, 2009)

Na fase inicial do processo de decomposição a temperatura do material eleva-se significativamente a um estágio mesofílico nas primeiras 24 horas, atingindo o estágio termofílico (> 50° a 70°C) dois ou três dias depois, devido à presença de grande quantidade de carbono disponível, embora dependente de nitrogênio para otimizar sua degradação e consequente liberação de calor. À medida que a quantidade de carbono decresce e as populações de microrganismos se sucedem, a temperatura vai baixando até atingir a faixa entre 45°C e 35°C, estado mesofilico, evoluindo para o estado psicrofílico, 35°C ou menos, atingindo a temperatura ambiente posteriormente à medida que o processo de humificação avança.

A diminuição de temperatura pode ocorrer também pela falta de controle sobre um ou mais fatores (oxigenação, umidade, carbono disponível e outros), fazendo com que os micro-organismos entrem em estado de latência e paralisem precocemente o processo. Nesse caso, pode-se supor que temperaturas na faixa dos 40°C indiquem o fim da fase de decomposição, o que não é correto. No momento em que houver um reequilíbrio na taxa de oxigenação, no teor de umidade ou na disponibilidade de carbono, o processo de decomposição será reativado com a intensidade proporcional à correção do problema gerador da paralisação. Haverá novamente o aumento da temperatura interna do material e a consequente eliminação dos micro-organismos mesofílicos que haviam se reproduzido quando a temperatura estava em torno de 40°C.

A falta de controle de alguns fatores pode também aumentar a temperatura a níveis impróprios (>75°C), acarretando a morte dos micro-organismos termofílicos. O excesso de umidade em conjunto com a falta de oxigenação da massa acarreta a inibição da troca térmica e a liberação de vapores orgânicos ao meio externo,

ajudando a manter a umidade e a temperatura elevados (INACIO & MILLER, 2009, BAPTISTA, 2001).

Terminada a fase termofílica, predomina a decomposição de materiais mais resistentes, sendo fundamental a presença de micro-organismos com mais especificidade de atuação (os mesofílicos) e a ocorrência de uma temperatura menor.

Estudos realizados por KRAUS (1992) apud BAPTISTA (2001) indicam que temperaturas maiores que 70°C podem ocasionar a formação de odores identificados como forte cheiro de componentes de Maillard, que são compostos de aroma adocicado e resultantes de um complexo de reações químicas denominadas reações de Maillard (ligações de furanos, furanonas, piranonas) que ocorrem durante o processo de decomposição do material orgânico. As principais características dessas reações são odores produzidos pelo aquecimento ou superaquecimento (70° a 80°C) de substâncias naturais, como proteínas, açucares, amido e outras. Alguns exemplos destes compostos são maltol (odor de caramelo); 3,4-dimetil-tiofeno (odor de cebola assada) e 2,4-dimetil-3-oxazolina (odor de carne cozida). Algumas dessas substâncias podem apresentar odor agradável em certas situações, porém, na maioria das vezes apresentam odor desagradável.

A presença de odores desagradáveis é consequência, dentre outros fatores, de elevadas temperaturas ou de excesso de umidade, caracterizando certo descontrole sobre um ou mais fatores que influenciam o processo.

A condição anaeróbia, independente do fator que a tenha causado, também gera odores fétidos típicos do processo de putrefação, com a liberação das enzimas putrescina e cadaverina, além de gases malcheirosos tipicamente oriundos desse processo como o SO_2 (INACIO & MILLER, 2009).

pH:

O pH se eleva durante o processo de compostagem, situando-se entre 4,5 e 5,4 no início do processo para ROS domiciliares, aumentando para uma faixa entre 7,0 e 8,0 quando curado (IPT/CEMPRE, 2000), embora outros autores sugiram 6,5 a 9,6 como faixa de pH mais adequada à atividade de organismos termofílicos (EPSTEN, 1997). Especial atenção deve ser dada a este parâmetro, evitando que ele assuma valores extremos de acidez ou basicidade, pois pouquíssimas espécies de microrganismos atuam em faixas extremas. Felizmente correções de pH podem ser facilmente feitas com adição de materiais alternativos como cinzas para obtenção de pH básico ou cascas de batatas para pH ácido.

1.4.1.5 Matéria Prima Utilizada:

O lixo urbano, assim como esterco, borras, resíduos de processamentos, lodos, entre outros, podem ser utilizados para a produção de composto orgânico. Essas fontes geralmente entram como componentes em misturas com várias fontes orgânicas, onde cada uma possui alguma característica desejável (USCOUNCIL, 1999).

As principais características que devem ser observadas na matéria-prima são:

Granulometria:

Quanto menor for o tamanho das partículas, maior será sua superfície específica e, consequentemente, a área para o ataque pelos micro-organismos. Por outro lado, grãos muito finos diminuem a dimensão dos poros existentes, aumentando a probabilidade do processo entrar em anaerobiose, pela deficiência na drenagem de líquidos e/ou insuficiente oxigenação. No caso específico do lixo urbano, a granulometria ideal situa-se entre 1,2 e 50 mm (IPT/CEMPRE, 2000). Para restos de culturas agrícolas, constituídos de material com alta C/N, RYNK (1992) apud INACIO & MILLER (2009) recomenda uma menor variação no tamanho das partículas, sugerindo a faixa entre 3 e 15 mm como adequada, embora ressaltando que esta recomendação é bastante variável dependendo dos materiais usados, tamanho das leiras e condições ambientais vigentes.

Composição química da matéria-prima:

A composição química tem dupla relevância, relativa ao fornecimento de nutrientes essenciais (macro e micronutrientes) para as plantas e para os microrganismos envolvidos no processo. O material orgânico pobre em nutrientes dificulta o desenvolvimento dos micro-organismos. O lixo urbano tem como uma das suas principais vantagens a heterogeneidade em sua composição gravimétrica, o que aumenta a chance de ter um balanço nutricional estável.

Alguns estudos sugerem proporções de 3 partes de material marrom, rico em carbono (cascas secas, folhas secas, cavacos de madeira e/ou mix de papéis), 1 parte de material verde (folhas verdes ou restos de alimentos já processados), rico em nitrogênio, adicionados de 10% de material inoculante, que pode ser o próprio composto em estágios adiantados de decomposição, porém antes da humificação completa (USCOUNCIL, 1999, USEPA, 2003). Nesse tópico é importante ressaltar a importância da utilização dos agentes estruturantes (cama de frango, cavacos de madeira, gravetos, vagens de árvore, etc.), mais resistentes à degradação que os demais, garantindo condições aeróbias na massa em compostagem após o colapso estrutural ocorrente na etapa termofílica, o que poderia resultar em minimização dos

poros da massa em compostagem e estabelecimento de condições anaeróbias indesejáveis (CHANG & CHENG, 2010). Este material também é vantajoso por ser fonte de nutrientes por mais tempo ao longo do processo de decomposição (LOPES *et al.,* 2010).

Compostagens caseiras, principalmente em domicílios urbanos, contam com grande percentual de resíduos "verdes" (restos de cozinha), sendo imperativa sua mistura com materiais "marrons", folhas secas ou outros, para que o processo transcorra sem efeitos colaterais indesejáveis como odores, vetores e lixiviados (ANDERSEN *et al.,* 2011).

Relação carbono/nitrogênio:

Representada pelos símbolos desses elementos químicos (C/N), é um índice que indica se a matéria orgânica está na forma crua, bioestabilizada (semicurada) ou humificada (curada). Depois de passar por um processo de triagem, no qual são retiradas as frações inorgânicas e indesejáveis à compostagem, a relação C/N no lixo urbano situa-se na faixa de 30/1 (IPT/CEMPRE, 2000). Essa é a relação C/N esperada no início do processo de compostagem. Caso ela não se apresente é necessário "criá-la" artificialmente via mistura de resíduos "verdes ou marrons". Ao fim do processo espera-se uma relação C/N abaixo de 20/1 no Brasil (BRASIL, 2009) ou ainda mais exigentemente, entre 10 e 15/1 (USEPA, 2003), a qual vem sendo inclusive um dos parâmetros de monitoramento do grau de degradação do composto.

Contudo, a relação C/N é muito mais que um índice, representando a correta proporção destes elementos para o estabelecimento e o desenvolvimento da microbiota da compostagem. Vale ressaltar a importância da utilização de materiais com diferentes tempos de decomposição na compostagem, o que garantirá disponibilidade de nutrientes ao longo do processo. Assim, quanto mais diversa for à oferta de materiais mais saudável torna-se o processo, desde que mantida a relação C/N ideal (JIANG *et al.,* 2011).

Dados sobre a composição dos resíduos orgânicos ainda são escassos no Brasil. Nos EUA, de maneira geral, sugere-se que 65% dos resíduos orgânicos urbanos sejam provenientes de podas vegetais, 29% de restos de cozinha e 6% de um mix de resíduos orgânicos (USCOUNCIL, 1999).

1.4.1.6 Uso de inoculantes:

Sobre a inoculação de micro-organismos de origem externa, conhecidos comercialmente como biocatalisadores, existe uma lacuna científica na disponibilização de dados que comprovem efetivamente sua eficiência, embora sejam

conhecidas algumas experiências de sucesso no país utilizando esta tecnologia, principalmente para resíduos agrosilvopastoris, como as utilizadas pela GEOCICLO e BIOEXTON.

As bases de sua utilização residem sobre o aporte de microrganismos específicos para cada tipo de substrato, otimizando a degradação do mesmo, principalmente suas frações de mais difícil digestão. A exclusão competitiva de micro-organismos patogênicos e/ou anaeróbios e o aporte de micronutrientes que favoreçam as populações dos micro-organismos mais desejáveis no processo também fazem parte da estratégia de funcionamento dos biocatalisadores. EPSTEN (1997) considera mínimas as chances de melhorias no processo de compostagem relativas a inoculação externa e INACIO & MILLER (2009) sugerem que essa técnica, natural ou artificial, seja relevante somente para acelerar o início da etapa termofílica, fazendo com que está se estabeleça logo nas primeiras 24 horas, não exercendo vantagem sobre as demais etapas do processo.

Contudo, a prática do presente autor em compostagem caseira usando inoculação do próprio composto, baseando-se no princípio ecológico de que no composto já estejam estabelecidas e selecionadas populações de micro-organismos para os resíduos e condições de operação em questão, tem se mostrado promissora.

1.4.1.7 Emissões de gases indesejáveis:

A diminuição das emissões de gases do efeito estufa, principalmente CH_4 (21 x CO_2 eq.) e N_2O (298 x CO_2 eq.), são uma das maiores vantagens ambientais da compostagem com relação ao aterramento sanitário (ANDERSEN *et al.,* 2012), uma vez que uma tonelada de resíduo orgânico sólido emite cerca de 600 kg de CO_2 eq. se aterrado, contra 200 kg de CO_2 eq. se compostado (DIAZ, 2011).

Contudo, embora predominantemente aeróbico, o processo de compostagem pode ser fonte de emissões de CH_4 e outros gases tóxicos como NH_3, NO_2, SO_2, N_2O e Compostos Orgânicos Voláteis (COV) de origem biogênica. Por outro lado, tais emissões podem ser minimizadas ou mesmo evitadas de acordo com o manejo aplicado ao processo, o que está principalmente relacionado ao ajuste granulométrico e da relação C/N, ao controle de umidade e de temperatura e a um correto dimensionamento, estratégia de aeração ou revolvimento, o que pode ser observado nos estudos de ANDERSEN *et al.* (2012), USEPA (2003), CADENA *et al.* (2009), AMLINGER & PEYR (2008), ERMOLAEV *et al.* (2014), AHN *et al.* (2011), ANDERSEN *et al*. (2010a), ANDERSEN *et al*. (2010b) e ZUOKAITE & ZIGMONTIENE (2013).

Mais especificamente com relação ao CH_4, estudado nesse capítulo, tais emissões podem ser explicadas pela dificuldade em se manter a homogeneidade de condições ambientais ideais em toda a massa de resíduos na fermentação em estado sólido, contribuindo para a formação de sítios de menor oxigenação que resultam em formação de CH_4, o qual acaba tendo sua liberação facilitada pelo revolvimento (DURAND, 2003).

Estudos de análise de ciclo de vida de compostagens caseiras (descentralizadas) e compostagens centralizadas (plantas comerciais), feitos por MARTINEZ-BLANCO *et al.* (2010), evidenciam as vantagens ambientais da compostagem descentralizada pelo fato do resíduo não precisar ser transportado para uma planta central de tratamento. Contudo, descontando-se as emissões do transporte, as emissões de GEE da compostagem caseira com revolvimento foram surpreendentemente maiores proporcionalmente às da compostagem industrial (ANDERSEN *et al.,* 2012). Porém, os últimos autores observaram menores emissões de GEE em operações de compostagem caseira com menos frequência de revolvimento, fato também observado por AHN *et al.* (2011), corroborando para evidenciar as vantagens ambientais da compostagem estática. Este fato causa certa surpresa, principalmente com relação ao CH_4, pois se acreditava que quanto mais revolvimentos mais aerobiose e menos formação de CH_4 (ANDERSEN *et al.,* 2012, ANH *et al.,* 2011, ANDERSEN *et al.,* 2010a, ERMOLAEV *et al.,* 2014).

Por este antigo ponto de vista o processo de compostagem não poderia ser melhorado por exclusão de parâmetros, ou seja, as emissões de CH_4 aconteceriam por falta ou excesso de revolvimento.

AHN *et al.* (2011) descrevem ainda que as maiores emissões de CH_4 se dão no início do processo de compostagem, especificamente nas primeiras quatro semanas, mais ou menos coincidente com a fase termofilica, e que as emissões de N_2O sejam maiores nos períodos posteriores.

O exposto sugere que os processos de compostagem estática, aerados eficientemente por processos espontâneos ou com gasto energético, sejam mais eficientes em termos ambientais que os processos que envolvam revolvimento. Caso o revolvimento seja necessário, este deve ser adiado para a quinta semana de compostagem, permitindo que as bactérias metanotróficas oxidem até 98% do CH_4, como foi observado por JACKEL *et al.* (2005) e INÁCIO & MULLER (2009). Assim, é importante lançar mão de outras estratégias, que não o revolvimento, para manutenção das condições ideais de temperatura e oxigenação, evitando os

problemas de emissões relatados, o que demanda um manejo cuidadoso, mais facilmente alcançado em operações mais artesanais, em pequena escala.

Assim, acredita-se que o somatório das emissões evitadas pela ausência de transporte dos ROS para aterros ou plantas de compostagem centralizadas e o manejo cuidadoso, referente à compostagem descentralizada em pequena escala, represente uma opção mais ecológica e economicamente viável para o tratamento e o aproveitamento de ROS do que sua simples disposição final em aterros sanitários ou tratamento em plantas de compostagem industriais.

Diferentes instalações de compostagem descentralizada podem ainda, em conjunto, pleitear créditos de carbono por somatório de emissões evitadas, seguindo metodologias simplificadas de submissão de processos de MDL aos organismos de credenciamento. Em 2009, 25 projetos de compostagem brasileiros estavam registrados como Mecanismos de Desenvolvimento Limpo (MDL) no UNFCCC, sob metodologias para pequena escala (AMS.III.F), gerando reduções certificadas de carbono (RCE) anuais de 58.7015 t CO_2eq., UNFCCC (2009), como descrito em Inacio *et al.* (2009 a).

Uma vez aprovada a metodologia outros mitigadores podem ser incluídos, sem necessidade de nova aprovação e credenciamento, facilitando e incentivando estas práticas

1.4.1.8 Sistemas de Compostagem em pequena escala:

Existem várias tecnologias para a produção de composto orgânico, desde composteiras caseiras (produção de 10 a 50 kg/mês) até processos em escala industrial utilizados para grandes volumes, > 300 t/ dia (IPT/CEMPRE, 2000). Expoencialmente, as duas maiores usinas de compostagem e compostagem conjugada com digestão anaeróbia são as usinas de Edmonton, Alberta, Canadá e Keppel Seghers no Qatar, com capacidade de processamento de 663 e 800 ton/dia, respectivamente, de resíduos orgânicos (EDMONTON e KEPPEL SEGHERS).

Com foco em alternativas de compostagem em pequena escala, serão aqui apresentados alguns equipamentos e estratégias de operação que as viabilizem, embora muitos outros estejam disponíveis no comércio das grandes cidades ou possam ser facilmente construidos a partir de conhecimentos básicos sobre o processo de compostagem e com adaptação de materiais novos ou reaproveitados como bombonas, tambores, madeiras, pallets e outros.

Caixa Neozelandesa (Nova Zelândia, década de 40):

É um engradado sem fundo nem tampa, medindo 1m x 1m x 1m, cujas laterais são compostas de tábuas removíveis (encaixadas), o que permite a circulação de ar pelas laterais. Depois de cheia, a caixa é desmontada e remontada ao lado. A matéria orgânica é transferida para a caixa remontada, sendo, ao mesmo tempo, revolvida.

Técnica semelhante tem sido usada com sucesso desde 1980 em São Paulo. Neste caso são dispostas em forma sequencial 10 manilhas. A matéria orgânica é depositada na primeira manilha junto com o acelerador de decomposição (massa inoculada com micro-organismos). Semanalmente a mistura é transferida para a manilha seguinte, sendo revolvida e aerada nesse processo. Ao final das 10 manilhas (10 semanas) o composto está pronto para ser utilizado (MAHLER, 2012). As figuras 2 e 3 ilustram a caixa neozelandeza e a técnica com manilhas.

Figura 2: Caixa Neozelandeza. Fonte: www.arteplural.com.br

Figura 3: Composteira com manilhas ou gradeados. Fonte: Mahler (2012).

Composteira com tambor rotatório:

Neste sistema, desenvolvido pela equipe do GETRES, UFRJ, os resíduos são depositados em batelada em um tambor rotatório com uma série de perfurações laterais. Este, ao ser periodicamente girado, promove o revolvimento / aeração dos resíduos, o que pode ser observado na figura 4.

Figura 4: Composteira em tambor rotatório. Fonte: www.getres.ufrj.br/

Decomposteiras sem revolvimento ou com revolvimento superficial:

Neste sistema o material fresco é continuamente aportado na parte superior dos recipientes e vai sendo retirado em sua escotilha inferior, após ter sido parcialmente decomposto à medida que se move em sentido descendente, sendo por isso chamado de “decomposteira”. Após essa etapa o material fica em maturação praticamente sem demandar cuidados até a cura total.

A aeração se faz espontaneamente, por diferença de temperatura entre o meio interno e externo, o que pode ser auxiliado pela utilização de estruturas de aeração central, sendo sua utilização ou não determinada pelo dimensionamento da mesma.

Esse sistema, que vem sendo desenvolvido e adaptado no presente trabalho, foi criado originalmente pelo Prof. Luiz Toledo, Volta Redonda / RJ, um dos grandes desenvolvedores e incentivadores da compostagem caseira no Brasil há décadas.

Essas decomposteiras também podem ser operadas com aporte contínuo, sem retirada de material, até completar o volume da câmara de digestão. Sendo todo o material retirado de uma só vez ao final do processo de digestão.

Outras vantagens são o pequeno espaço requerido, a demanda mínima de mão de obra e a independência de demanda energética.

Ambientalmente estes sistemas são mais eficientes que as plantas centralizadas de compostagem, que demandam maquinário pesado, energia e o permanente transporte dos resíduos até elas. As figuras 5, 6 e 7 ilustram as decomposteiras estáticas supracitadas, as quais encontram-se em operação em uma praça e em uma residência do município de Volta Redonda / RJ e em um condomínio em Angra dos Reis / RJ, respectivamente.

Figura 5: Decomposteira em vazo de concreto em operação há 4 anos em praça de Volta Redonda / RJ. Detalhe da estrutura de aeração central. Fonte: Acervo do autor.

Figura 6: Decomposteira em bombona de 40L em operação residencial em Volta Redonda / RJ, com detalhe da estrutura de aeração central. Fonte: Acervo do autor.

Figura 7: Decomposteira com tijolos deitados em operação há 6 anos em um condomínio em Angra dos Reis, com detalhe da estrutura de aeração central interna. Fonte: Acervo do autor.

Leiras semi estáticas:

Outro sistema descentralizado e eficiente, descrito em INACIO & MULLER (2009), baseia-se em leiras retangulares envolvidas por uma camada de palha seca de aproximadamente 20 cm. Neste sistema os resíduos são aportados continuamente, porém em dias alternados em diferentes leiras, permitindo que os microrganismos colonizem a massa de RSO em compostagem mais eficientemente, mantendo altas temperaturas iniciais e evitando a proliferação de vetores indesejáveis. Este sistema funciona semi estaticamente, ou seja, somente um revolvimento superficial de cada leira é feito no momento do aporte de material frescos, aumentando a possibilidade de contado entre materiais novos e os já em compostagem. A figura 8 exemplifica a estratégia de compostagem em leiras estáticas supracitada.

Figura 8: Leiras de compostagem utilizando o método de Inácio & Miller. Fonte: (Inácio & Miller, 2009).

Composteira automática:

Um exemplo dentre muitos sistemas mais mecanizados e tecnológicos pode ser encontrado no descritivo de patente de invenção INPI PI0905297-6 A2, de Henrique Luis Bastos Lemos, observado na figura 9. Neste sistema, que utiliza trituração, aeração forçada, aquecimento, revolvimento e recirculação mecânica de resíduos e lixiviados, há uma sensível diminuição do tempo de compostagem para 20 dias. Contudo, demanda gasto energético constante e maiores investimentos iniciais.

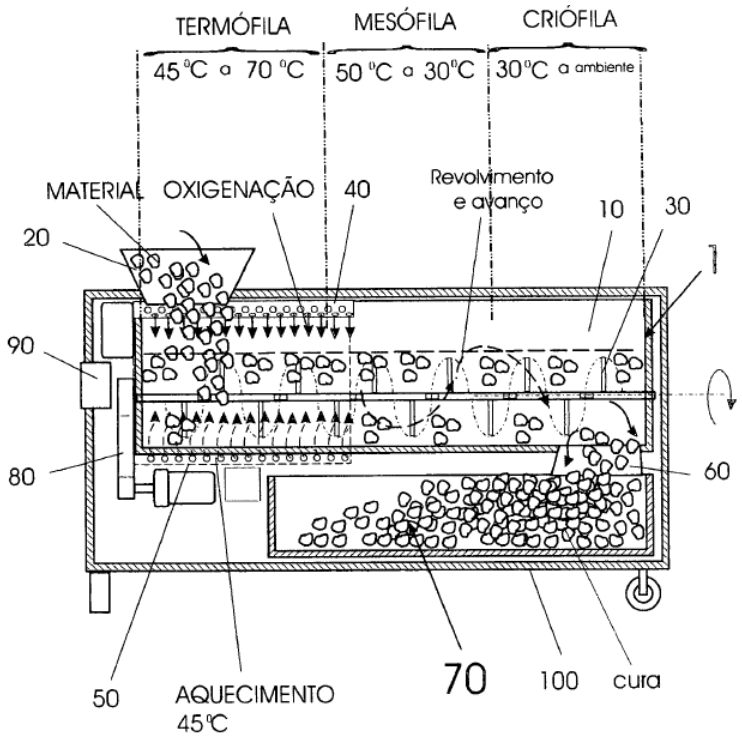

Figura 9: Esquema da composteira automática. Fonte: Patente de invenção INPI PI0905297-6 A2.

Vermicompostagem:

Sistema bastante interessante que envolve minhocas no processamento dos resíduos orgânicos, os quais são depositados na caixa superior e processados pelas minhocas que se deslocam verticalmente entre esta e a segunda caixa. A caixa de baixo é em geral utilizada para coleta de lixiviado, que pode ser utilizado como fertilizante líquido, figura 10.

Existem diversas marcas e modelos deste tipo no mercado brasileiro, gerando um produto final de melhor qualidade nutricional a aparência que o composto tradicionalmente obtido. Contudo alguns inconvenientes práticos devem ser observados, como a dificuldade em processar restos de carne e derivados de leite, assim como eventuais problemas de transferência das minhocas entre caixas.

Felizmente este processo começou a ser implantado na cidade de São Paulo em junho de 2014, onde 2000 equipamentos de vermicompostagem foram distribuídos gratuitamente para a população, contribuindo para implantação da compostagem descentralizada no país e minimizando a disposição de RSO em aterros sanitários.

Figura 10: Vermicompostagem. Fonte: www.compostasaopaulo.eco.br

Compostagem aeróbica & anaeróbica em composteira de fabricação ecológica:

Trata-se de um sistema de uso doméstico, uni familiar (até 5 pessoas por composteira), bastante elegante e de manejo simples, composto por dois vasos (composteiras) fabricadas com compósitos poliméricos reforçados por fibras naturais, como visto na figura 11. O uso deste modelo de composteira é justificado pelo conceito de biodegradabilidade do material que a constitui, e também pelo design facilmente adaptável a residências com pouco espaço. Sua forma de prisma auxilia o usuário a escolher um canto da casa como espaço para a compostagem. A cor do material se assemelha a um móvel de madeira, fazendo com que a decoração do domicílio não seja prejudicada.

Em sua operação os RSO vão sendo depositados dia a dia em um único vaso, intercalados com camadas de terra vegetal, criando um sistema aeróbico / anaeróbico a medida que este vai se enchendo. Uma vez completada a capacidade de um dos vasos aguarda-se o período de compostagem, de até 120 dias, enquanto outro vaso vai sendo preenchido.

Aspectos relativos a emissões indesejáveis, principalmente de CH_4, devem ser investigados neste sistema devido a sua vertente anaeróbica.

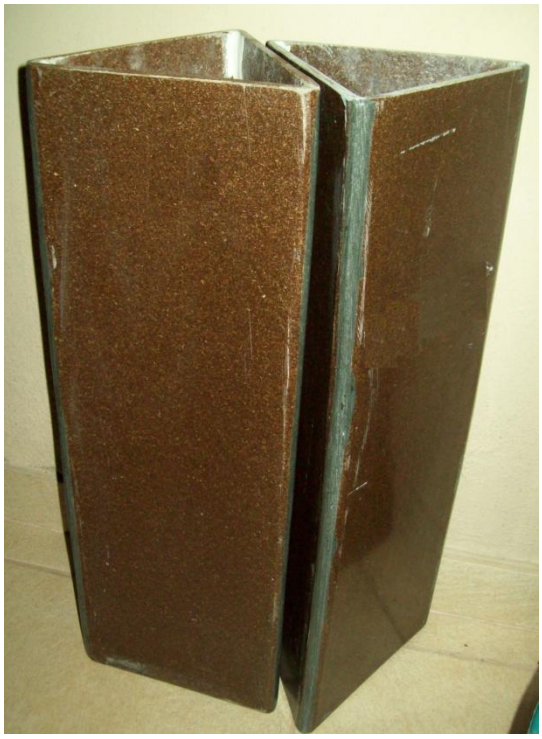

Figura 11: Composteira feita com polímeros e fibras naturais (Projeto e foto: Marina Jardim / Volta Redonda - RJ).

Como visto, diferentes métodos e equipamentos podem ser utilizados na compostagem descentralizada. A escolha de um deles deve levar em consideração o volume e a composição dos resíduos produzidos, periodicidade de geração, tamanho e características da área disponível, assim como mão de obra e recursos financeiros disponíveis.

1.4.1.9 Perspectivas de mercado da compostagem como tratamento dos resíduos sólidos orgânicos:

Embora ainda pequeno no Brasil, representando 0,8 % do total de resíduos orgânicos produzidos no país (IBGE, 2008), esse mercado encontra-se em ascensão nos países desenvolvidos, o que deve-se às prerrogativas legais para adoção de um correto gerenciamento dos ROS urbanos, os ganhos institucionais para quem os pratica e a crescente demanda por fontes alternativas de energia e nutrientes.

Isso pode ser evidenciado pela evolução do montante de resíduos encaminhados para compostagem na União Européia, o qual cresceu 224% entre 1995 e 2009. O oposto foi observado com relação ao montante de resíduos aterrados, o qual diminuiu 35% no mesmo período após a implantação das diretrizes européias para resíduos sólidos 2001/77/CE (EUROSTAT 2013).

Crescimento semelhante tem sido observado nos EUA, país que passou de 750 plantas comerciais de compostagem em 1988 para 3.500 plantas em 2007, segundo DIAZ (2011).

Como visto, o cenário mundial que se descortina é favorável para o desenvolvimento de soluções unifamiliares, de pequenas comunidades e plantas de compostagem de resíduos orgânicos industriais.

1.4.1.10 Tratamento descentralizado de RSO:

Específicamente com relação à compostagem em pequena escala, o somatório de diferentes pequenas plantas setoriais pode representar redução considerável em emissões indesejáveis, como descrito em INACIO *et al.* (2009a). Além disso, tal processo permite a recuperação de produtos como adubo e biogás, assim como estimula, como qualquer outra ação de caráter sustentável, a formação de consciência ambiental ao funcionar como tema gerador de educação ambiental.

1.4.1.11 Aquecimento de água na compostagem:

O calor liberado pelas reações exotérmicas do metabolismo microbiano da compostagem pode atingir temperaturas de até 82 °C (MILLER, 1993) apud (INACIO & MILLER, 2009), embora transcorra mais eficientemente próximo aos 70°C (INACIO & MILLER, 2009). KLEJMENT & ROSINSKI (2008) encontraram valores de mais de 1.000 kcal / kg de matéria seca em energia térmica na compostagem, o que indica um recurso energético em potencial ainda não explorado no Brasil.

Por outro lado, técnicas de aquecimento de água utilizando o calor da compostagem vêm sendo utilizadas desde a década de 60 na França, com foco na fração grosseira de podas florestais, como descrito em JEAN PAIN (1972), precursor dessa técnica. Mais recentemente na Alemanha, em estudos conduzidos pela NATIVE POWER, novos e mais eficientes arranjos têm sido encontrados, incentivando sua utilização para aquecimento de residências especialmente no inverno (NATIVE POWER).

As figuras 12 e 13, datadas de 1972 e 2012 respectivamente, ilustram processos de aquecimento de água utilizando o calor da compostagem na técnica conhecida como “biomeiler”. A figura de 1972 ilustra inclusive o posicionamento de um biodigestor anaeróbio no centro dos resíduos em compostagem, beneficiando-se do calor dos resíduos para aquecer o biodigestor a temperaturas termofílicas (JEAN PAIN, 1972).

Figura 12: Jean Pain e dois de seus Biomeilers em 1972. Fonte: JEAN PAIN (1972).

Figura 13: Biomeiler construido na Alemanha em 2012. Fonte: Acervo do autor.

Nota: Os melhores resultados obtidos neste estudo conduziram aos pedidos de patente de uma das composteiras e estratégias de manejo testadas, com e sem o sistema de aquecimento de água citado, registradas no Instituto Nacional da Propriedade Industrial sob os números BR102013011979 2 e BR102014022882 9.

1.4.2 Digestão anaeróbia em pequena escala

1.4.2.1 Importância:

A utilização da digestão anaeróbia como tratamento e aproveitamento energético descentralizado de RSO deve ser considerada também como alternativa energética renovável e não monopolizada, frente ao crescente aumento de preços dos combustíveis fósseis e os problemas ambientais de sua utilização, os quais vem interferindo negativamente no funcionamento dos processos naturais que sustentam a vida no planeta (IPCC, 2014, LI *et al.,* 2007, LI *et al.,* 2009, GIJZEN, 2002).

Outro aspecto relevante é a demanda por energia em áreas rurais, onde o biogás pode contribuir significativamente para substituição da lenha para cozimento, ainda utilizada por 3 bilhões de pessoas em todo o mundo (OMS, 2014). No Brasil, 8,3% da energia consumida vêm de fontes como lenha e carvão vegetal segundo o Balanço Energético Nacional BEM (MME, 2014).

Mudanças nesse cenário tornam-se mais urgentes quando este quadro é avaliado no nível de saúde pública. Dados da OMS indicam que o cozimento com fogão a lenha tradicional é a 4° ameaça a saúde das populações mais pobres, causando a morte prematura de 4 milhões de pessoas anualmente no planeta, principalmente mulheres e crianças (OMS, 2014). Somam-se a isso os impactos oriundos da extração de madeira nos diferentes biomas que abrigam essas populações, sendo a Caatinga o principal deles no Brasil (SFB, 2014), e tem-se um quadro crítico onde a utilização do biogás pode representar uma alternativa interessante.

1.4.2.2 Histórico do biogás:

A produção de gás a partir de resíduos orgânicos animais e vegetais foi verificada pela primeira vez por Robert Boyle em 1682, sendo sua identificação como combustível verificada por Alessandro Volta na Itália em 1776 (JOHN, 2004).

A participação de microrganismos no processo foi descoberta somente no final do século XIX e a primeira descrição de formação do CH_4 foi verificada por Bechamp em 1867, tendo etanol como substrato. Mais tarde Hope-Seyler produziu CH_4 diretamente do acetato, e em 1906 este gás foi formado a partir de CO_2 e H_2 (STAFFORD *et al*., 1980, apud JOHN, 2004).

Comercialmente, as primeiras utilizações do biogás foram feitas para iluminação da cidade de Exeter, Inglaterra, em 1896, tendo lodo de esgoto como substrato (NOGUEIRA, 1986, STANIFORTH & KENDALL, 1998, apud JOHN, 2004).

A digestão anaeróbia ganhou força após a Segunda Guerra Mundial, popularizou-se com a crise energética na década de 70 e desde então vem sendo usada para tratamento de resíduos líquidos ou pastosos, como dejetos animais, esgotos domésticos, industriais e lodos provenientes de diferentes processos (MATA-ALVAREZ, 2003).

Os primeiros estudos sobre digestão anaeróbia de ROS foram conduzidos por Golueke em 1970 e McGauhen em 1971, na Universidade da Califórnia, misturando-os com resíduos animais e lodo de esgoto (MATA-ALVAREZ, 2003). Logo após KISPERT *et al.,* (1975) apud MATA-ALVAREZ (2003) iniciaram estudos de biometanização em aterros de RSU como um todo, e na década de 80 iniciam-se na Europa os estudos de digestão anaeróbia especificamente dedicados a fração orgânica dos RSU (MATA-ALVAREZ, 2003), embora haja registros de operações de digestores anaeróbios em escala comercial desde 1936 (SWITZEMBAUM, 1995, apud JOHN 2004).

1.4.2.3 Potencial do biogás e utilização em pequena escala:

Duas características importantes devem ser evidenciadas no que tange a produção de biogás. Facilidade de obtenção e possibilidade de operação em praticamente qualquer local (GIJZEN, 2001).

Com relação ao aproveitamento energético e agrícola, a energia contida em 1m³ de biogás purificado equivale-se a 1.1L de gasolina, 1.7L de bioetanol ou 0.97m³ de gás natural (NEVES *et al.,* 2009).

O material digerido é rico em N, P, K e matéria orgânica estabilizada, constituindo excelente fertilizante para os solos agrícolas, além de ser de fácil aplicação por apresentar-se em estado líquido e bem homogeneizado (MADSEN *et al.,* 2011).

Assim, muitos biodigestores em pequena escala estão em funcionamento há décadas no mundo, principalmente na Ásia, envolvendo resíduos agrosilvopastoris, esgotos domésticos e residuos sólidos urbanos (SHIAN *et al.,* 1979).

O biogás é uma fonte sustentável de energia, não produzindo efeitos negativos na saúde da população ou impactos ambientais negativos se manejado adequadamente (GREEN & SIBISI, 2002, HALL & MOSS, 1983). Contudo, construções complicadas e operações sofisticadas implicam em altos custos de investimento e manutenção, levando produtores rurais a adotarem sistemas simples e baratos (GEORGAKAKIS *et al.,* 2003).

Considerando os países asiáticos, antigos adeptos dos biodigestores em pequena escala, existem 30 milhões de digestores na China, 3,8 milhões na Índia, 0,2

milhões no Nepal e 60.000 em Bangladesh. Dentre estes a China vem se destacando pelos investimentos de infraestrutura no setor, sendo prevista a operação de 80 milhões de biodigestores caseiros até 2020, atendendo a 300 milhões de pessoas (JIANG *et al.,* 2011). A Índia também vem investindo no setor desde a metade do séc. XX, instalando plantas de biogás em diferentes escalas, assim como o Vietnã, onde foram instaladas 23.300 pequenas plantas nos últimos anos pela SNV WORLD, uma ONG Holandesa (SARKAR, 1982, THIEN *et al.,* 2012).

Nos EUA, 162 plantas de biodigestão estavam em operação tratando resíduos agrosilvopastoris em propriedades rurais em 2010, gerando energia para 41.000 residências, e outras 17 estavam em operação no Canadá no mesmo período.

O número destes digestores também é expressivo na Europa, com mais de 4000 plantas na Alemanha, 350 na Áustria, 72 na Suíça, 65 na Inglaterra e 12 na Suécia. A Dinamarca conta com 21 plantas de biodigestão de resíduos agrícolas de grande porte, 60 plantas em propriedades rurais em menor escala, 20 plantas tratando resíduos de comunidades, 59 plantas de tratamento de esgotos e 4 plantas de tratamento de resíduos industriais (USEPA, 2010, WILKINSON, 2011, RAVEN & GREGERSEN, 2007, IEA-BIOGAS, 2008, DANISH ENERGY AGENCY, 2009 apud MADSEN *et al.,* 2011). Contudo, na União Europeia são mais comuns as plantas de digestão anaeróbia em grande escala, com até 10.000 m³, onde foram digeridas 8,3 milhões de toneladas de resíduos orgânicos sólidos em 2010 (LOMBARDI *et al.,* 2011). Como perspectiva, a contribuição do biogas na matriz energética européia pode chegar até 1,5 % em 2020, correspondendo a 5% do gás consumido na região (EUROPEAN BIOGAS ASSOCIATION, 2014).

Com relação à África, as tecnologias de biogás em pequena escala ainda são incipientes na maioria de seus países (AMIGUN & BLOTTNITZ, 2009). No Kenya e na Etiópia foram registradas 1884 e 1140 plantas residenciais, respectivamente, em 2012, embora outras também tenham sido implantadas e desativadas em outros países por dificuldades de orientação técnica, baixa qualidade dos materiais empregados e insuficiência de conhecimento prático, reflexo da falta de universidades e pesquisas no tema nesta região (AFRICA BIOGAS, 2012, PARAWIRA, 2009).

Nota-se no Brasil a mesma incipiência no aproveitamento do biogás, principalmente com relação a RSO urbanos, considerando as similaridades relativas ao alto percentual de RSO nos RSU, as demandas relativas ao uso de energias renováveis, tratamento e disposição final de resíduos já discutidos anteriormente. Isso pode ser atribuído a limitações econômicas e, principalmente, culturais, demandando

maiores esforços no desenvolvimento de práticas e materiais alternativos que auxiliem a transposição de tais limitações.

De qualquer forma, experiências de sucesso têm sido observadas no Brasil, principalmente na Região Sul e com resíduos agrosilvopastoris, orientadas pela EMBRAPA. Como exemplo cita-se o Condomínio Ajuriçaba no Paraná, onde 33 produtores rurais tratam resíduos de suinocultura para evitar a eutrofização do Rio Ajuriçaba, um dos afluentes do lago de Itaipu, com apoio de técnicos do projeto ITAIPU / BIOGÁS e da EMBRAPA. Este condomínio foi conectado em 2014 ao Sistema Interligado Nacional (SIN), abastecendo a rede de energia da Copel – PR com energia suficiente para abastecimento de 150 casas (EMBRAPA, 2014). Da mesma forma têm-se inúmeros biodigestores instalados em fazendas de produção de suínos no estado de Santa Catarina, estado com potencial de produção de biogás na ordem de 493,03 milhões de m^3 / ano (GUSMÃO, 2008). A EMBRAPA (1981) também vem orientando projetos com biodigestão de resíduos agrosilvopastoris na região sudeste, a exemplo do desenvolvido na cidade de Cabrália Paulista – SP (CAVARSAN, 2011), assim como desenvolvendo há décadas estas tecnologias em outras regiões do país. Ainda nesta região, mais especificamente em Campanha, sul de Minas Gerais, tem-se um dos maiores sistemas de digestão anaeróbia de resíduos agrosilvopastoris do Brasil, instalado na Granja Mantiqueira, com capacidade de digerir 100 ton de dejetos de frango de alta umidade e águas residuárias por dia (comunicação pessoal de José Neto, 2015, Biólogo Granja Mantiqueira). Contudo, este sistema é ainda um piloto, visando o estabelecer parâmetros de projeto para biodigestão anaeróbia de 500ton/dia.

Experiências com tratamento e aproveitamento do biogás de esgotos, em pequena e média escala, têm sido realizadas com sucesso na Região Serrana do Rio de Janeiro pela ONG OIA “O Instituto Ambiental”, assim como em grande escala na estação de tratamento de esgotos de Arrudas, Belo Horizonte, suprindo 90% da demanda energética desta estação, responsável pelo tratamento do esgoto de 1 milhão de habitantes (COPASA).

Com relação à RSU, alguns exemplos de aproveitamento energético de biogás podem ser vistos nos aterros Bandeirantes e São João, no município de São Paulo, no aterro de Belo Horizonte – MG e no aterro de Salvador - BA. Outros dois aterros, Minas do Leão – RS e Caieiras – SP, tem início de operação de aproveitamento energético do biogás esperado para maio e agosto de 2015, respectivamente (MMA, 2014, ABES - MG, 2011, BEZERRA, 2014), embora não haja ainda registros de plantas comerciais de digestão anaeróbica da fração orgânica dos RSU propriamente

ditos. Embora o aproveitamento energético seja ainda subaproveitado, o Brasil apresentou um potencial de geração de 288MW de biogás de RSU e esgoto em 2014, equivalente à demanda energética de 5,2 milhões de habitantes e a 11.251.782 t CO_2/eq. em emissões evitadas (MMA, 2010). Neste cenário surge a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS, 2010), mandatória após agosto de 2014, como um importante incentivo à adoção de formas mais tecnológicas de tratamento dos RSO, estimulando a reciclagem, o tratamento e o aproveitamento energético de RSU.

1.4.2.4 Descritivo do processo de digestão anaeróbia:

A digestão anaeróbia (DA) ocorre quando a degradação da matéria orgânica acontece sem O_2, produzindo o biogás, uma mistura de CH_4 e CO_2 com pequenas quantidades de H_2S, H_2 e produtos químicos reduzidos como ácidos graxos, aldeídos, alcoóis e outros (HIREMATH *et al.,* 2009, MCKENDRY, 2002). O efluente final, comumente chamado "digerido", é rico em N e outros nutrientes utilizados como fertilizante orgânico (SINGH, 1973, SANTERRE & SMITH, 1982).

A formação de CH_4 envolve diferentes etapas, resumidamente representadas por: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese. Em cada etapa, diferentes grupos de bactérias trabalham sintroficamente relacionadas e diretamente dependentes dos parâmetros ambientais ocorrentes no interior da(s) câmara(s) de digestão, como pH, temperatura, teor de ST, SV, C/N, concentração de hidrogênio e outros subprodutos do processo.

Hidrólise: Na hidrólise, carboidratos complexos, gorduras e proteínas são hidrolisados às suas formas monoméricas como ácidos orgânicos, aminoácidos e açucares por exoenzimas e bactérias hidrolíticas. Estas bactérias podem ser classificadas de acordo com o tipo de exoenzima liberada, e sua atividade pode ser inibida pelo acumulo dos açúcares e aminoácidos produzidos por elas mesmas (MATA-ALVAREZ, 2003).

Acidogênese: Na acidogênese, os monômeros são degradados em ácidos de cadeias curtas, como ácido acético, ácido propiônico, ácido butirico, ácido valérico, ácido isovalérico, ácido caprionico e outros produtos como hidrogênio, alcoóis, cetonas, ácido lático e CO_2, através de bactérias fermentativas ou acidogênicas (MATA-ALVAREZ, 2003).

Acetogênese: Na acetogênese, os produtos da etapa anterior são convertidos em acetato, hidrogênio e CO_2 pelas bactérias acetogênicas produtoras de acetato. Os ácidos de cadeias curtas funcionam como doadores de elétrons para produção de CO_2 durante sua degradação, assim como receptores de elétrons na transformação de H+

em H_2. Por outro lado, o CO_2 é um receptor de elétrons, sendo convertido a CH_4 via áqueas metanogênicas hidrogenotróficas, utilizando-se de elétrons doados pelo hidrogênio. Assim, áqueas metanogênicas hidrogenotróficas e bactérias acetogênicas produtoras de acetato crescem em interação sintrófica, permitindo que a acetogênese seja considerada juntamente com a metanogênese hidrogenotrófica (MATA-ALVAREZ, 2003).

Metanogênese: A mais importante etapa para formação de CH_4 é chamada metanogênese acetoclástica, onde o acetato é utilizado para produção de CH_4 por arquéias matanogênicas acetoclásticas, assim como através da redução do CO_2 a CH_4 promovida pelas arqueias hidrogenotróficas em menor proporção, na chamada respiração metanogênica. Muitos produtos atuam como reagentes, inclusive inibidores, nas diferentes etapas do processo. O CH_4 é o único produto que não atua como reagente, sendo considerado produto final da DA (MATA-ALVAREZ, 2003).

1.4.2.4 Principais parâmetros de importância para a digestão anaeróbia:

A digestão anaeróbia (DA) depende de uma série de fatores para atingir um bom desempenho, o que está relacionado ao estabelecimento de condições favoráveis à manutenção do equilíbrio da multiplicidade de microorganismos envolvidos no processo. Os principais parâmetros são pH, temperatura, taxa de mistura, relação carbono nitrogênio (C/N), tempo de retenção hidráulica (TRH), teor de sólidos totais (ST), sólidos voláteis (SV) e tamanho das partículas em digestão (DEUBLEIN & STEINHAUSER, 2008)

A DA depende de um período entre três e cinco semanas para se equilibrar quando estabelecida em regime de alimentação contínua, demandando o mesmo tempo de adaptação para pequenas alterações de temperatura, carga orgânica ou tempo de retenção hidráulico (VDI 4630, 2006). O start up de um novo inóculo ou alterações mais abruptas, como mudança do tipo de substrato utilizado ou de temperatura mesofílica para termofílica, por exemplo, podem demandar até oito meses (250 dias) de adaptação (FDÉZ.-GUELFO *et al.,* 2010). Experimentos de DA em alimentação contínua, desenvolvidos pelo presente autor (dados ainda não publicados), demandaram 70 dias (10 semanas) do start up até a estabilização, envolvendo um inóculo produzido com excrementos bovinos e alimentado com resíduos orgânicos sólidos urbanos (restos de alimentos e folhas secas). O tempo de estabilização foi definido quando o percentual de CH_4 no biogás ultrapassou os 65% e o pH do efluente dos digestores atingiu a neutralidade, valor 7. Tal experimento vem sendo conduzido no Laboratório de Biogás do UniFOA, em Volta Redonda, utilizando

digestores de tecido sintético, em condições climáticas locais e sem utilização de aparatos técnicos de mistura ou aquecimento.

Uma relação sintrófica é necessária entre as bactérias hidrogenotróficas produtoras de acetato e as hidrogenotróficas metanogênicas, além de um pH entre 6.7 e 7.5, favorável às metanogênicas. O controle de temperatura também é bastante relevante, uma vez que as bactérias acidogênicas preferem condições mesofílicas e as arqueas metanogênicas apresentam melhor desempenho em temperaturas termofílicas, embora se desenvolvam bem em ambiente mesofílico (DEUBLEIN & STEINHAUSER, 2008).

Parâmetros de mistura / agitação também são importantes. Muita agitação estressa por demais os microorganismos, podendo inclusive matá-los por lise celular caso o formato das ferramentas de agitação apresentem características cortantes. Pouca agitação pode implicar em formação de escuma na superfície do material em digestão, diminuindo a gaseificação pelo isolamento das frações liquida e gasosa no interior do digestor ou pelo não aproveitamento da biomassa imobilizada em forma de escuma. O estabelecimento deste parâmetro dependerá principalmente do tipo de substrato a ser digerido e deve ser adaptado caso a caso (VDI 4630, 2006).

Microorganismos formadores de metano crescem lentamente, dobrando de tamanho a cada 15 dias aproximadamente. Assim, o tempo de retenção hidráulico deve ser de no mínimo 15 dias para evitar a perda de populações metanogênicas. Caso os objetivos ou condições de operação do sistema demandem um menor tempo de retenção hidráulico, sugere-se o uso de ferramentas de retenção de biomassa ativa, como por exemplo membranas, para evitar a perda de microorganismos metanogênicos (STUCKEY, 2012, DEUBLEIN & STEINHAUSER, 2008).

O balanço entre os nutrientes é de fundamental importância para a DA, assim como para qualquer processo biológico. A relação carbono nitrogênio C/N é a mais importante, embora os níveis de enxofre e fósforo também sejam relevantes. Relações C/N entre 16/1 – 25/1 ou até 30/1 são as mais indicadas para o processo, e variações para mais ou para menos podem interferir significativamente na produção de biogás (DEUBLEIN & STEINHAUSER, 2008, LI *et at.*, 2011).

A concentração de sólidos totais deve variar entre 5% - 12%, com ótimo sugerido entre 7% - 9%, considerando-se digestão úmida / estado líquido (DEUBLEIN & STEINHAUSER, 2008, MATA-ALVAREZ, 2003), podendo atingir até 15% de ST (PROSAB, 2003).

Segundo DEUBLEIN & STEINHAUSER (2008), o tamanho das partículas do substrato não é tão relevante se comparado aos outros parâmetros supra citados.

Contudo, o manual alemão de digestão anaeróbia (VDI 4630, 2006) sugere partículas de no máximo 10 mm para um melhor desempenho de produção de biogás. Outros estudos conduzidos por IZUMI *et al.* (2010), trabalhando especificamente com digestão anaeróbia de restos de alimentos, sugerem 0,71mm como ótimo tamanho de partículas, produzindo 28% mais CH_4 que partículas de 0,88mm. KIM *et al.* (2000) apud IZUMI *et al.* (2010) observaram o dobro da taxa de utilização do substrato em experimentos que contavam com partículas de 1.02mm se comparadas a outros com partículas de 2.14mm. Por outro lado, uma maior redução no tamanho das partículas resulta em excesso de liberação de ácidos voláteis e consequente queda de pH, podendo causar inibições indesejáveis.

1.4.2.5 Principais tipos de biodigestores para uso em pequena escala:

Considerando biodigestores em pequena escala, com câmara única, para operação em estado líquido e com reduzidos artefatos técnicos de operação e controle, foco do presente estudo, os sistemas mais tradicionais em todo o mundo são os digestores chineses e indianos, conhecidos como digestor de domo fixo e de domo flutuante, respectivamente (BIN, 1989, ZHANG, 1989, CETEC 1981, CAEEB 1980).

Os digestores tubulares, tipo “plug flow” (fluxo pistonado), ou variações, construídos parcial ou totalmente em material têxtil, têm também sido bastante difundidos devido a sua portabilidade, fácil instalação, operação e baixo custo (FRY,1975). A publicação online da FAO intitulada “Biogas processes for sustainable development” contém toda informação histórica, biológica e técnica sobre estes tipos de digestores e suas variações, cuja escolha para implementação depende de uma série de aspectos como localização geográfica, disponibilidade e tipo de substrato, disponibilidade de materiais para construção, condições climáticas, tipo de solo na região, recursos financeiros, disponibilidade de mão de obra e outros.

1.4.2.5.1 Modelo Chinês / Digestores de domo fixo

O digestor de domo fixo, também chamado “digestor chinês”, figura 14, é abastecido por uma tubulação de entrada até que o nível da câmara de digestão atinja o fundo da câmara de expansão. O biogás produzido é acumulado na parte de cima do digestor, chamada câmara de estocagem, o qual pressiona para baixo o nível do material na câmara de digestão. O material na câmara de digestão pressiona então o material na câmara de expansão, criando uma diferença de nível que pressuriza o biogás. Quando o gás é liberado cessa-se a pressão do material da câmara de digestão sobre o da câmara de expansão, igualando seus níveis (SASSE *et al.,* 1991).

Estes digestores são em geral construídos abaixo do solo e seu tamanho depende obviamente do volume de resíduos disponível para aporte. Como exemplo, seu tamanho costuma variar entre 4 e 20m³ no Nepal (GAUTAM *et al.,* 2009), entre 6 e 10m³ na China (DAXIONG *et al.,* 1990) e entre 1 e 150m³ na Índia (TOMAR, 1994). Na Nigéria comumente são construídos com 6m³ para cada 9 pessoas (ADEOTI *et al.,* 2000) e no Brasil 3m³ para famílias de até 4 pessoas, para tratamento de esgoto doméstico, como os implantados pela ONG OIA na região serrana do estado Rio de Janeiro. Quando possível estes digestores são construídos comunitariamente, ou seja, para atender a um grupo de residências, ao invés de um digestor por residência. Esta prática é muito comum na Nigéria devido ao adensamento das residências (AKINBAMI *et al.,* 2001), característica também comum em áreas urbanas de baixa renda no Brasil, o que facilitaria a implantação de biodigestores comunitários.

Adaptações do modelo chinês foram feitas em muitos países, incluindo a colocação de uma parede divisória na câmara de digestão para diminuir o arraste de sólidos para fora do digestor, diminuição do volume da câmara de estocagem de biogás para barateamento da construção, construção mais estreita e alta, com domo em forma de sino para adaptação a terrenos rochosos e outras (ABURAS *et al.,* 1996, KANWAR *et al.*, 1994, JASH & BASU, 1999).

Modificações mais recentes substituem a alvenaria da câmara de digestão e de estocagem por paredes de aço e membrana em PVC, respectivamente, criando o chamado modelo “Francês” (SASSE *et al.,* 1991, MOHAMMAD, 1991).

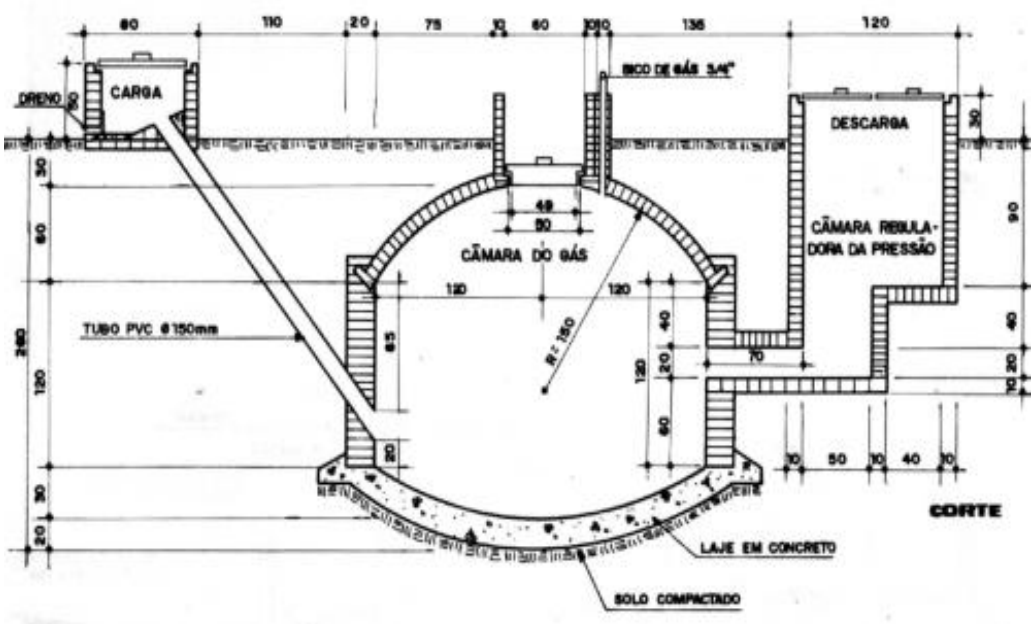

Figura 14: Biodigestor modelo chinês. Fonte: Imagens biodigestor chinês / Google.

1.4.2.5.2 Modelo Indiano / Digestores de domo flutuante

O modelo indiano é um dos mais usados para digestão em pequena escala na Índia, contando com um domo de aço flutuante que sobe e desce à medida que aumenta ou diminui a quantidade de biogás em seu interior, funcionando como armazenador e mantenedor da pressurização do biogás (SINGH & SOOCH, 2004).

Estes digestores produzem biogás a pressão constante, com volumes variáveis, o qual pode ser detectado de acordo com a posição, mais alta ou mais baixa, do domo flutuante (GREEN & SIBISI, 2002).

Um dos inconvenientes é o acúmulo de materiais fibrosos na superfície do material em digestão, o que pode bloquear os movimentos de sobe e desce do domo flutuante, demandando cuidados constantes (WERNER *et al.,* 1989). Uma estratégia simples para contornar tal problema é girar o domo flutuante no próprio eixo diariamente, como sugerido no relatório CETEC (1981). A figura 15 apresenta um esquema de um digestor de domo flutuante.

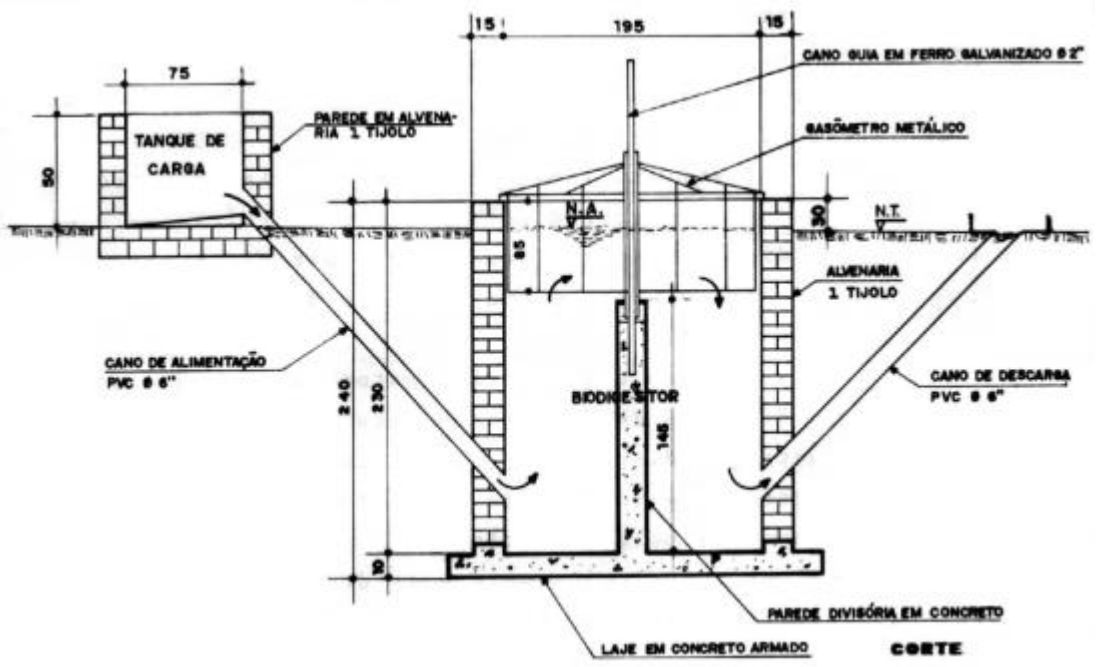

Figura 15: Esquema de um digestor modelo “indiano”, de domo flutuante. Fonte: Imagens biodigestor indiano / Google.

1.4.2.5.3 Modelo Tubular / Plug-flow

Os biodigestores tubulares, modelo “plug flow”, caracterizam-se pelo formato longo e estreito, na razão de 5:1 (comprimento: largura), e pela produção de biogás com pressões variáveis (GREEN & SIBISI, 2002).

São em geral construídos em material plástico, PVC ou outros, tendo os dutos de alimentação e descarga posicionados em lados opostos e acima do solo, enquanto o corpo do digestor é parcialmente enterrado, exibindo leve inclinação no sentido da lateral de descarga. A inclinação e o comprimento objetivam separar parcialmente as etapas acidogênica e metanogênica, contribuindo para um melhor desempenho do sistema. Normalmente estes digestores são abrigados sobre um telhado ou qualquer outro tipo de cobertura, com objetivo de minimizar as variações de temperatura entre noite e dia, e vem sendo estudados por vários pesquisadores (FERRER *et al.,* 2011, BOUALLAGUI *et al.,* 2003, FERRER *et al.,* 2009, GARFI *et al.,* 2011, AN *et al.,* 1997, LANSING *et al.,* 2008, KARAGIANNIDIS, 2012).

Considerando a operação com dejetos animais, estes digestores operam com regime de sólidos entre 11 e 14% e demandam entre 20 e 30 dias de tempo de retenção hidráulica (LUSK, 1998, CANTRELL *et al.,* 2008).

A popularidade destes digestores tem crescido no últimos anos no Peru e em outros países da América do Sul, principalmente devido ao baixo custo de instalação e portabilidade. Além do reduzido custo de material, a construção destes digestores é barateada pela facilidade de transporte do material para construção, principalmente considerando regiões de difícil acesso, além da diminuição do tamanho das escavações necessárias para acomodá-los comparando-se aos modelos chinês e indiano. Este aspecto é bastante relevante em regiões montanhosas, as quais contêm em geral grande quantidade de rochas no solo, dificultando escavações (FERRER *et al*., 2011, KALIA & KANWAR, 1998).

Outra vantagem é que estes digestores não têm partes móveis, reduzindo o risco de falhas. Por outro lado, deve-se considerar a desvantagem da fragilidade do material, o que demanda um bom isolamento da área (BEDDOES *et al.,* 2007).

Este modelo de digestor, embora aparentemente frágil, vem sendo há anos testado com sucesso, uma vez que mais da metade dos biodigestores instalados pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos em seu programa de biogás em áreas rurais foram do modelo plug flow (USEPA, 2007).

Estes digestores também foram instalados e testados com sucesso nas Filipinas no fim dos anos 90, pois das 99 unidades instaladas uma não produziu biogás e outras três apresentaram produção lenta (MOOG *et al.,* 1997).

As figuras 16 e 17 ilustram um esquema e um digestor tubular, plug flow, respectivamente, construído em membrana.

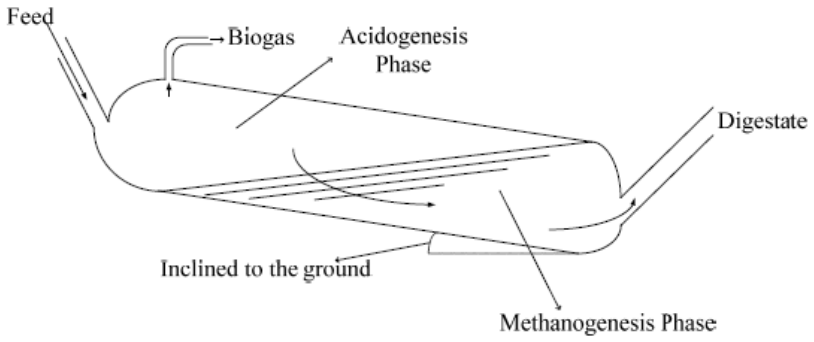

Figura 16: Esquema de um digestor tubular “plug flow”. Fonte: Imagens biodigestor tubular / Google.

Figura 17: Digestor tubular “plug flow”. Fonte: Imagens biodigestor tubular / Google.

1.4.2.5.4 Outros digestores:

Digestores em estado sólido, em pequena escala, foram também construídos na Índia visando, principalmente, economia de água. Estes foram construídos utilizando um cilindro vertical com um cone no fundo, apoiado sobre um tripé (SINGH & ANAND, 1994). Contudo, digestores em estado sólido, > de 15% de ST, apresentam tempo de retenção hidráulico três vezes maior que dos digestores em estado líquido, tornando sua adoção mais específica, sendo em geral indicados para tratamentos em

grande escala, com maior aparato tecnológico e estratégias de otimização inseridas no processo (LI *et al.,* 2011).

Lagoas com cobertura de membrana também são uma opção para biodigestão, principalmente de dejetos animais em áreas rurais, devido ao seu baixo custo (SAFLEY & WESTERMAN, 1992). Tais modelos são os mais representativos em uso no Brasil para resíduos agrosilvopastoris diversos, sendo exemplificados nas figuras 18 e 19.

Figura 18: Lagoa com cobertura de membrana. Fonte: Imagens / Google.

Figura 19: Lagoa com cobertura de membrana. Fonte: www.bioter.com.br

Atualmente, muitas opções de digestores estão disponíveis no mercado ou podem ser feitas através de adaptações relativamente simples, incluindo digestores feitos de materiais como bombonas, caixas d'água, recipientes em fibra de vidro, metal, plástico rígido, materiais têxteis diversos, e quaisquer outros reservatórios de líquidos que permitam adaptações de tubos e conexões sem vazamentos.

Um sistema novo e igualmente simples são os digestores de membrana de alta resistência, fabricados pela companhia sueca FOV BIOGÁS, com primeiros testes publicados em RAJERDAN *et al.* (2013).

A maior diferença entre estes digestores e os digestores de membrana comuns é a resistência do material, permitindo exposição direta ao sol por até 10 anos (FOV, 2014) e independência de enterramento parcial, como observado nas figuras 20 e 21.

Testes de start up desses reatores foram operados pelo presente autor também na UFRJ, em projeto de cooperação técnica entre o Departamento de Recursos Hídricos e Meio Ambiente (DHIRMA / UFRJ) e a Universidade de Boras, Suécia, sendo usados dois digestores de 2m³ cada, inoculados com lodo de esgoto e alimentados com RSO urbanos, figura 22.

Figura 20: Biodigestor em membrana com 100m³ em teste na fábrica da FOV, Boras, Suécia. Fonte: Acervo do autor.

Figura 21: Biodigestor em membrana com 150m³ em teste na fábrica da FOV, Boras, Suécia. Fonte: www.fovbiogas.com

Figura 22: Digestores de material têxtil, com 2m^3 cada, UFRJ.
Fonte: Acervo do autor.

Atualmente novos testes com estes digestores vêm sendo feitos no UniFOA em Volta Redonda, pelo presente autor, avaliando-se o start up e a operação contínua dos mesmos, os quais são ilustrados pela figura 23.

Figura 23: Digestores de 80L em operação no UniFOA. Fonte: Acervo do autor.

1.4.2.6 Pré-tratamento dos resíduos antes da digestão anaeróbia:

EASTMAN & FERGUSON (1981) apud MATA-ALVAREZ (2003) já discutiam desde 1981 as limitações de acesso enfrentadas pelos micro-organismos hidrolíticos aos materiais em estado sólido, assim como as dificuldades em hidrolisar polímeros complexos, identificando a hidrólise como etapa limitante da digestão anaeróbia de RSO. Iniciam-se então as pesquisas relativas ao pré-tratamento dos RSO antes de seu aporte em digestores anaeróbios, por via mecânica, biológica, física e química, objetivando aumentar a superfície de exposição das partículas e/ou a taxa de hidrólise promovidas por micro-organismos e enzimas específicas (MATA-ALVAREZ, 2003).

Inicialmente foram utilizados pré-tratamentos mecânicos, com intuito de reduzir o tamanho das partículas, como nos estudos de HILLS & NAKANO (1984), SHARMA *et al.* (1988), PALMOWISKI & MULLER (1999), HARTMANN *et al.* (1999) apud MATA-ALVAREZ (2003). Estes autores trabalharam com resíduos de tomates, resíduos agrícolas e florestais, folhas, sementes, hastes de feno e com excrementos animais

ricos em fibras, respectivamente. Todos obtiveram sucesso com relação ao aumento da produção de biogás e redução do tempo de digestão necessário para estabilização dos substratos.

Diferentes pré-tratamentos biológicos, físicos e químicos também tem sido usados com sucesso ao longo dos anos, incluindo diluição em ácidos (SCHELL *et al.,* 2003), exposição a vapor (CHANDRA *et al.,* 2007), banho de cal (CHANG *et al.,* 1998), tratamento com amônia (KIM *et al.,* 2003) e outros, com objetivo de diminuir o grau de polimerização de substratos complexos, quebrando as ligações químicas entre lignina, hemicelulose, celulose e aumentando a superfície de contato disponível para ação bactériana e enzimática (FDÉZ-GUELFO *et al.,* 2011a).

ELIASON (2010) testou o pré-tratamento de RSO utilizando uma prensa parafuso e uma peneira, promovendo a quebra mecânica dos RSO antes da digestão anaeróbia, obtendo incremento da produção de biogás e da degradabilidade do material.

ROMANO *et al.* (2009) testaram pré-tratamentos enzimáticos de podas vegetais, mais especificamente de uma espécie de grama, utilizando as enzimas celulase, hemicelulase e β-glicosidase. Foi observado um aumento de solubilização do substrato, porém, não foram obtidas vantagens relativas a incremento de produção de biogás, CH_4 ou redução de sólidos voláteis em comparação ao tratamento controle.

SHAHRIARI *et al.* (2011) testaram o pré-tratamento de RSO utilizando altas temperaturas via micro-ondas e peróxido de hidrogênio. O tratamento com micro-ondas foi eficiente para otimizar a produção de biogás, porém o tratamento com peróxido de hidrogênio não atingiu o desempenho do tratamento controle.

Outro estudo conduzido por CHARLES *et al.* (2009) testou a pré aeração dos ROS como estratégia de pré-tratamento, utilizando um reator com aeração forçada variando entre 1 e 6 dias, obtendo os melhores resultados com 2 dias de pré aeração com relação a otimização de produção de CH_4.

DI MARIA & VALENTINI (2011) também testaram o pré-tratamento baseado em aeração forçada, porém utilizando resíduos orgânicos e inorgânicos em conjunto, simulando o pré-tratamento de resíduos antes de seu aporte em um aterro biorreator. O objetivo era aumentar a velocidade de produção de biogás e a consequente estabilização dos resíduos, com vistas a tornar aterros biorreatores aptos a receber mais resíduos em um menor período de tempo, serem mais produtivos em termos de biogás e demandarem menor tempo de estabilização após encerramento. Os resultados mostraram o dobro da velocidade de produção de biogás e estabilização da matéria orgânica nas amostras submetidas a 15 dias de pré aeração se comparadas

ao tratamento controle, indicando que este tipo de pré-tratamento mecânico biológico pode ser muito útil se conjugado com a operação de aterros biorreatores ou mesmo de aterros convencionais.

Estudos conduzidos por FDÉZ-GUELFO *et al.* (2011a, 2011b e 2012) testaram diferentes pré-tratamentos utilizando ROS industriais e urbanos, compostos de restos de alimentos, podas vegetais e lodo de esgoto em menor proporção. Foram testados 4 tipos de pré-tratamento, sendo 1 termoquímico e 3 biológicos. Tratamento termoquímico: tratamento térmico conjugado à adição de hidróxido de sódio. Tratamentos biológicos: inoculação com diferentes agentes biológicos, sendo, composto orgânico maturado, *Aspegillus awamori* e lodo de esgoto ativado. Os melhores resultados foram obtidos com tratamento termoquímico, seguidos pelo tratamento biológico utilizando inoculação com composto maturado.

Por outro lado, os últimos autores verificaram que o tratamento termoquímico traria dificuldades de ordem técnica e econômica, problema não observado no pré-tratamento envolvendo inoculação de composto maturado, o que deu origem aos objetivos deste experimento.

2) Material e métodos

2.1 Compostagem

2.1.1 Descritivo das composteiras e estratégias de operação:

Foram testados e monitorados dois tipos de composteiras no Centro Universitário de Volta Redonda, UniFOA, entre fevereiro e junho de 2012.

As composteiras, apresentadas nas figuras 24 e 25, foram montadas utilizando-se dois gabiões de 4m³ (4m comprimento x 1m de altura x 1m de largura), cada um deles divididos em 4 compartimentos de 1m³ cada.

Figura 24: Composteira 1 e seus compartimentos A,B,C,D. Fonte: Acervo do autor.

Figura 25: Composteira 2 e seus compartimentos A,B,C,D. Fonte: Acervo do autor.

Os gabiões, de agora em diante chamados simplesmente de composteiras, foram construídos com arame galvanizado em malha hexagonal de dupla torção tipo 8x10 Ø 2,4 mm e plastificados, protegendo-os contra corrosão.

Os quatro compartimentos de cada composteira foram revestidos em todas as laterais internas por manta de drenagem que possui filtros geotêxteis em seus dois lados, revestindo seu núcleo drenante, formado por uma geomanta tridimensional com mais de 90% de vazios e de elevada capacidade drenante e de passagem de ar, como observado na figura 26 a 27. Os geotêxteis se sobressaem 10 cm do núcleo nas laterais dos rolos para sua fixação, por meio de presilhas plásticas, nas porções superiores e inferiores de cada compartimento revestido.

Figura 26: Detalhe da manta de drenagem com suas paredes e núcleo (vista de cima).
Fonte: Acervo do autor.

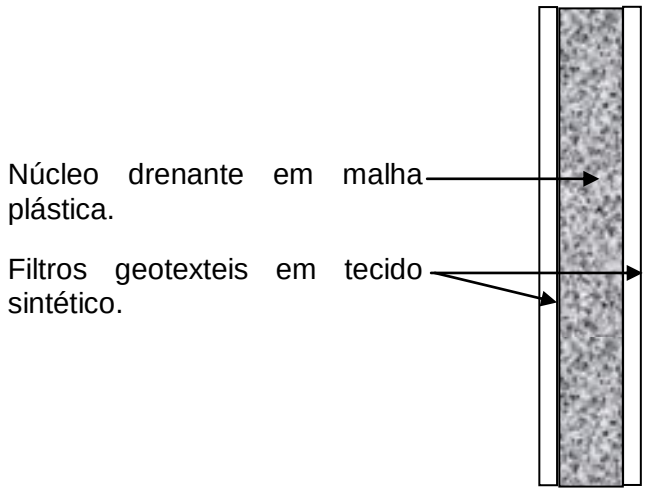

Figura 27: Esquema da manta de drenagem.

A manta de drenagem disposta lateralmente teve tripla função:

1° minimizar o ressecamento dos resíduos, 2° impedir a entrada de vetores lateralmente e 3° permitir a penetração de ar.

As composteiras foram apoiadas sobre pallets com 1m x 1,2m x 0,15m de altura e posicionadas sobre leito revestido com manta de PEAD de 0,5 mm, conferindo impermeabilização ao solo para coleta de lixiviados oriundos das operações de umectação das composteiras ou da chuva, e direcionando-os para bombonas armazenadoras de 200L cada, como observado nas figuras 28 e 29.

Figura 28: Preparação do solo com manta de PEAD. Fonte: Acervo do autor.

Figura 29: Composteiras e bombonas coletoras de lixiviados. Fonte: Acervo do autor.

Os lixiviados gerados foram posteriormente utilizados para restabelecimento da umidade da massa em compostagem, perdida devido ao aquecimento gerado pelo metabolismo microbiano aeróbio inerente ao processo.

É importante ressaltar que neste estudo, para efeito de diferenciação e melhor entendimento, o termo chorume foi designado para nomear subprodutos líquidos provenientes dos RSO em condição de anaerobiose, e o termo lixiviado foi designado para nomear os líquidos provenientes de operações de umectação das composteiras via aporte de água ou chuva.

O posicionamento das composteiras sobre pallets teve a função de permitir a aeração da base das mesmas, fornecendo espaço para que o ar fresco penetrasse por baixo dos resíduos, contribuindo para a redução da geração de líquidos e auxiliando a minimizar a geração de gases indesejáveis por aumento de aeração na base, como visto em MÜNNICH *et al*. (2006).

A lateral superior da composteira, porta de entrada dos resíduos, foi coberta com uma camada plástica de 2 mm de espessura, 4,2 m de comprimento e 1,2 m de largura, fixada por meio de presilhas plásticas, funcionando como cobertura para evitar que uma quantidade excessiva de água de chuva penetrasse nos compartimentos e gerasse lixiviado a partir dos resíduos.

Devido às características descritas cada um dos oito compartimentos teve aeração por todos os lados. Esta estratégia buscou facilitar o estabelecimento de um fluxo de ar impulsionado passivamente via diferença de temperatura interna e externa às composteiras, o chamado “efeito chaminé”, via convecção térmica, descrito em ANDERSEN *et al.* (2010a). Tal estratégia também se beneficia da composição dos ROS utilizados, a qual será descrita adiante.

A composteira 1 também foi equipada em todos os compartimentos com tubos de drenagem com 200 mm de diâmetro e manta de drenagem, dispostos verticalmente em sua porção central, na tentativa de otimizar o efeito “chaminé” e a consequente aeração passiva dos RSO, o que pode ser observado em detalhe na Figura 30.

Figura 30: Detalhe da estrutura de aeração interna composteira 1. Fonte: Autor.

A diferenciação entre os compartimentos envolveu métodos operacionais e de inoculação distintos, descritos a seguir.

Os oito compartimentos das composteiras 1 e 2 foram chamados de 1A,1B,1C,1D e 2A,2B,2C,2D, respectivamente, sendo assim operados:

- 1A e 2A receberam RSO inoculados com mais 10% de seu volume com composto em maturação, o qual foi misturado aos mesmos no primeiro dia de aporte.

Após o segundo dia de aporte, o inóculo, também correspondente a 10% do volume aportado no dia, foi adicionado como camada de cobertura dos RSO após cada aporte.

- 1B e 2B receberam RSO inoculados com mais 10% de seu volume com composto em maturação somente no primeiro dia de aporte.
- 1C e 2C receberam RSO inoculados a cada aporte com inóculo comercial EM®, Effective Microrganisms, adicionado em forma líquida, na razão de 10% do peso úmido dos RSO aportados no dia.
- 1D e 2D foram utilizados como controle, tendo recebido RSO sem qualquer tipo de inoculante externo.

Antes do primeiro aporte cada compartimento recebeu uma camada de 10 cm de altura, composta de grama e folhas secas, a qual teve a função de evitar o extravasamento dos RSO pela base dos compartimentos no primeiro aporte e absorver lixiviados sem impedir a passagem de ar no sentido ascendente.

Os dados referentes às duplas de tratamentos 1A e 2A, 1B e 2B, 1C e 2C e 1D e 2D foram tratadas em conjunto, como repetições, pois as diferenças entre as

composteiras 1 e 2, relativas à aeração central, são as mesmas para os quatro tipos de tratamentos, os quais serão chamados daqui em diante simplesmente de compartimentos A, B, C e D.

Os dados também foram avaliados considerando-se somente as composteiras 1 e 2, englobando os compartimentos A,B,C e D de cada uma delas em conjunto, uma vez que as diferenças entre estes compartimentos também são comuns a ambas as composteiras, para identificação de variações entre as composteiras 1 e 2.

Os dados relativos a variações de profundidade e distância da parede dos compartimentos, cuja metodologia será descrita adiante, foram apresentados separadamente, entre compartimentos e composteiras, para um melhor entendimento de seu comportamento considerando as diferenças entre tratamentos e composteiras, embora não haja repetições que validem esta avaliação estatisticamente como nas duas abordagens anteriores.

Ao fim de cada aporte, independente da composteira ou compartimento, os RSO foram cobertos por uma camada de grama ou folhas secas, de aproximadamente 5 cm de altura, para manutenção da temperatura interna e combate a vetores.

As composteiras tiveram operação semi-estática, ou seja, a cada aporte era feito um revolvimento superficial da última camada de RSO aportada anteriormente, facilitando a inoculação dos RSO pelo contato dos RSO frescos com os já em compostagem.

Os aportes foram feitos de forma intercalada entre compartimentos, sendo realizados com intervalos de dois dias em cada compartimento. Esta estratégia minimiza a possibilidade de existência de RSO com baixa temperatura, servindo de abrigo para larvas de moscas, que seria observado no caso de aportes diários no mesmo compartimento, pois os RSO frescos demandam até 24h para atingir temperaturas termofílicas, como sugerido por INÁCIO & MULLER (2009). Segundo estes autores as larvas sobrevivem até 46°C, sendo assim constantemente eliminadas.

2.1.2 Fonte e características dos resíduos:

Os RSO utilizados neste experimento foram coletados no restaurante popular do Governo do Estado do Rio de Janeiro, em Volta Redonda, e em três diferentes restaurantes do campus Olezio Galotti, UniFOA, juntamente com podas e aparas vegetais geradas neste campus e nas áreas verdes da cidade de Volta Redonda, sob responsabilidade da prefeitura deste município.

Os RSO aportados foram compostos, em volume, de 1/3 de restos de alimentos, 1/3 de grama ou folhas secas e 1/3 de troncos triturados, os quais depois de misturados foram sendo aportados paulatinamente, em um intervalo de 20 dias, totalizando aproximadamente 4 toneladas e 12 m^3 de RSO.

Os restos de alimentos foram compostos, em média, de 120kg de restos de comida (pós preparo), 30kg de carne (pré-preparo) e 30kg de folhas, talos e bagaços (pré-preparo). A grama e folhas secas foram aportadas em 1:1, sem trituração prévia, e o tamanho das frações dos troncos triturados foi de aproximadamente 7,5cm^3.

A figura 31 ilustra a operação de mistura dos RSO anteriormente a um dos aportes, sendo possível identificar as diferentes frações que os compuseram, pois no momento da foto estes ainda não tinham sido misturados.

Figura 31: Preparação dos ROS para aporte. Fonte: Acervo do autor.

2.1.3 Monitoramento:

Todos os compartimentos foram monitorados para avaliação dos parâmetros temperatura e umidade, assim como fluxo, emissões e geração pontual de CO_2, CH_4 e O_2 em diferentes pontos dos compartimentos, assim como avaliada visualmente a presença e proliferação de vetores, principalmente moscas. Também foram avaliados parâmetros como pH, sólidos voláteis (SV), sólidos totais (ST), relação carbono nitrogênio (C/N), nitrogênio kjeldahl total (NKT), carbono orgânico total (TOC) e teor de matéria orgânica (M.O.), além dos nutrientes P, K, Na e Mg dos resíduos antes do aporte e aos 30 e 60 dias de compostagem.

Os lixiviados foram avaliados em conjunto para os quatro compartimentos da composteira 1, assim como para os quatro compartimentos da composteira 2, quanto a pH e DQO.

O período total de monitoramento no interior dos compartimentos foi de 55 dias, correspondendo a 25 dias de tomada de dados, os quais foram iniciados no 10° dia após o 1° aporte, pois anteriormente não havia volume de RSO nos compartimentos que atendesse ao desenho amostral proposto, totalizando 65 dias de permanência dos RSO nas composteiras.

Monitoramento no interior das composteiras:

A temperatura e a umidade foram medidas a 10, 25 e 50 cm de distância da parede lateral e a 25, 50 e 75 cm de profundidade em cada um dos quatro compartimentos das duas composteiras, utilizando termômetro e medidor de umidade analógicos com haste de 90 cm modelo Reotemp. A figura 32 ilustra os pontos de amostragem descritos acima.

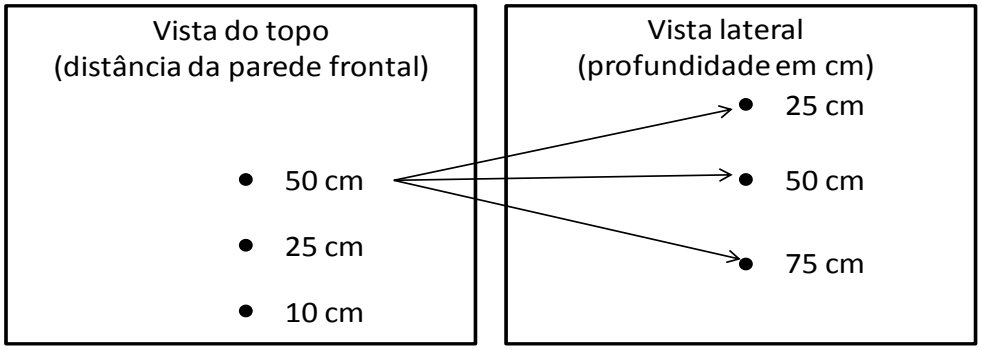

Figura 32: Pontos de amostragem pontuais para temperatura e umidade.

Em cada operação de monitoramento foram feitas 9 medições de temperatura e 9 medições de umidade por compartimento, totalizando 1800 leituras de temperatura e 1800 leituras de umidade.

As temperaturas foram medidas em C° e a umidade medida com base em valores de referência indicados pelo instrumento, variando de 1 a 10, uma vez que este não era capaz de fornecer a umidade relativa em percentual (%). Assim, o instrumento foi calibrado com uma amostra de solo com 50% em peso de umidade conhecida, sendo relativa à medição 5 no display analógico do equipamento, o qual foi semanalmente calibrado utilizando-se tal método.

Para monitoramento de geração pontual e emissões gasosas foi utilizado um medidor de gás Draeger modelo X-AM7000 e um fluximetro modelo ADM2000 Agilent Technologies.

As medições pontuais de gases foram feitas a 10, 25 e 50 cm da parede lateral e a 30 e 60 cm de profundidade em cada compartimento, utilizando-se uma haste de metal oca contendo uma mangueira plástica interna conectada ao leitor de gases.

As figuras 33 e 34 ilustram os pontos de amostragem descritos acima e as operações de monitoramento.

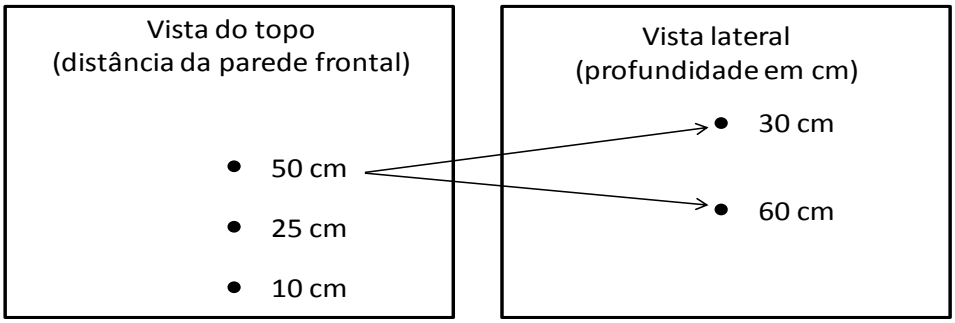

Figura 33: Pontos de amostragem pontuais para gases.

Figura 34: Operação de amostragem pontual de gases. Fonte: Acervo do autor.

Em cada operação de monitoramento foram feitas 6 medições pontuais de gases por compartimento, totalizando 1200 leituras.

Monitoramento de emissões gasosas:

As emissões foram verificadas através de câmaras de fluxo, segundo metodologia proposta por ANDERSEN *et al*. (2010a).

Nos compartimentos da composteira 2 a câmara teve formato piramidal, ocupando 100% da superfície do compartimento em medição no momento. Nos compartimentos da composteira 1 a câmara teve formato retangular, ocupando 50% da superfície do compartimento em medição no momento, como observado nas figuras 35a e 35b, respectivamente. Tal diferenciação fez-se necessária pois a estrutura de aeração central presente na composteira 1 impedia a correta acomodação da câmara de fluxo sobre os RSO, permitindo passagem de fluxo de ar sob a mesma, interferindo nas medições. Optou-se então pela medição do fluxo em uma das metades em que se dividiam os compartimentos da composteira 1, sendo os dados de fluxo obtidos multiplicados por dois.

Figura 35a: Câmara de fluxo de gás instalada em compartimento da composteira 2. Fonte: Acervo do autor.

Figura 35b: Câmara de fluxo na composteira 1. Fonte: Acervo do autor.

A metodologia estabelecida para registro do fluxo foi adaptada da sugerida por ANDERSEN *et al*. (2010a) devido à grande variação das leituras obtidas, obedecendo a seguinte critério:

A câmara de fluxo foi colocada por 5 minutos em cada compartimento, sendo que nos dois primeiros minutos não eram feitas leituras para que se restabelecesse um novo fluxo de emissões após o posicionamento da câmara. Nos 3 minutos seguintes foram registrados os valores máximos e mínimos de fluxo a cada minuto, sendo obtidos três dados de fluxo máximo e três dados de fluxo mínimo. Foram então obtidas as médias dos seis dados originais, sendo este valor assumido como valor de fluxo gasoso para o compartimento em monitoramento.

Após 65 dias de permanência total nas composteiras os RSO foram dispostos em leiras tradicionais, no formato piramidal, sobre os leitos revestidos com manta de PEAD, seguindo seu processo de maturação e cura por mais 60 dias (dados não apresentados).

Análise de sólidos antes e durante o processo de compostagem:

Foram coletadas 2 amostras com 4kg cada de RSO na base de cada um dos 8 compartimentos das composteiras G1 e G2, no 30° e 60° dias de compostagem, além de 7 amostras relativas aos RSO, após blendagem e correção de umidade, antes do aporte inicial. Contudo, optou-se pela utilização dos dados iniciais e aos 60 dias em compostagem.

As amostras de sólidos seguiram a mesma estratégia de agrupamento por compartimentos descrita no monitoramento de temperatura, umidade e gases, sendo agrupadas entre 1A e 2A, 1B e 2B, 1C e 2C e 1D e 2D para fins de tratamento como repetição.

Cada amostra contendo aproximadamente 4 kg de RSO foi reduzida a duas amostras de 0,5 kg cada aos 30 e mais duas, com as mesmas características, aos 60 dias em compostagem para cada compartimento, por processo de homogeneização e quarteamento descrito a seguir. O mesmo processo se repetiu para amostras de RSO antes do aporte, porém, com total de 7 amostras de 0,5kg cada.

Após as coletas as amostras foram congeladas a -20°C e enviadas para análise no laboratório de solos da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.

Tais amostras foram avaliadas com relação a pH, relação carbono nitrogênio (C/N), nitrogênio kjeldahl total (Nkt) e carbono orgânico total (COT), além dos nutrientes P, K, Na e Mg.

As amostras sofreram redução de volume seguindo técnica de quarteamento, onde os RSO foram depositados sobre uma chapa galvanizada de 1,2m x 1m, dividida

internamente por hastes plásticas em forma de quadrado, para execução do processo de homogeneização e quarteamento. Os RSO foram misturados e espalhados manualmente, tornando-se uma amostra homogênea (Amostra obtida pela melhor mistura possível das alíquotas dos resíduos, ABNT / NBR 10.007) (ABNT, 2004).

Posteriormente, foi realizado o procedimento de quarteamento, exemplificado pela figura 36, que separou os 4 kg iniciais de RSO em quatro partes de aproximadamente 1 kg cada. Em seguida foram descartadas duas partes diametralmente opostas, e as outras duas partes restantes foram novamente homogeneizadas e separadas. Obtiveram-se quatro partes com 0,5 kg cada, onde duas partes diametralmente opostas foram descartadas e duas coletadas para composição das duas amostras de cada compartimento aos 30 e aos 60 dias em compostagem. O mesmo processo se repetiu para as amostras coletadas antes do processo de compostagem, porém, estas somaram sete amostras de 0,5 kg cada.

Após a coleta da amostra o resíduo excedente do quarteamento foi novamente encaminhado para compostagem.

Figura 36: Processo de quarteamento para homogeneização e redução de amostras. Fonte: Acervo do autor.

As análises de RSO foram conduzidas segundo metodologias descritas em ABREU & ANDRADE (2006), TEDESCO *et al*. (1995) e Sistema Brasileiro de Classificação de Solos, EMBRAPA SOLOS (2013).

Análise de lixiviados:

Os lixiviados foram avaliados em conjunto para os quatro compartimentos da composteira 1, assim como para os quatro compartimentos da composteira 2, quanto a pH e DQO, pois não foi possível montar 8 leitos de drenagem distintos que atendessem a cada um dos compartimentos de cada composteira. As figuras 37 e 38 ilustram o sistema de drenagem e de coleta de lixiviados descrito.

Figura 37: Vista geral do pátio de compostagem e sistema de drenagem.
Fonte: Acervo do autor.

Figura 38: Composteira com leito PEAD conectado a bombona coletora de lixiviado.
Fonte: Acervo do autor.

Contudo, o objetivo ao coletar os lixiviados foi de mensurar sua geração e potencial poluidor, expresso em pH e DQO, independente de sua variação entre compartimentos das composteiras.

Para coleta de lixiviados foram feitas operações de umectação dos RSO em cada uma das composteiras, pois devido a predominância de condições aeróbias no interior das mesmas não há formação espontânea de lixiviado ou chorume.

As operações de umectação foram realizadas em intervalos de 15 dias, e os lixiviados coletados para as análises em tela foram coletados em triplicata aos 30 e 60 dias de compostagem para cada uma das composteiras, 1 e 2.

As análises seguiram metodologia sugerida em Standard Methods D520, (STANDARD METHODS, 1997).

2.1.4 Teste de recuperação energética via aquecimento de água:

Para o teste do potencial de recuperação energética da compostagem, via aquecimento de água, foi utilizada uma composteira montada e suspensa sobre pallets e revestida lateralmente com mantas de drenagem com volume total de 2m³.

Foram testadas duas composições de resíduos:

1° composição: 1/3 de restos de alimentos, 1/3 de grama e folhas (secas e verdes) e 1/3 de troncos triturados.

2° composição: 1/2 troncos triturados e 1/2 grama verde.

A composteira foi equipada com aproximadamente 44m de serpentinas de cobre, com diâmetro de ½ polegada, divididos em 4 módulos com cerca de 11 metros cada. Estes módulos foram agrupados lado a lado e imersos nos RSO a 50 cm de distância do fundo.

Após o segundo dia de aporte do RSO iniciou-se a circulação de 300L de água entre a composteira e um boiler, com isolamento térmico, via bomba elétrica, por 24horas.

Foram medidas a temperatura ambiente, no interior da composteira e da água na saída da composteira.

As figuras 39, 40 e 41 ilustram o processo descrito, apresentando a composteira utilizada, as serpentinas de cobre posicionadas sobre os RSO e o sistema completo, incluindo o boiler anexo.

Figura 39: Composteira sobre pallets e manta de drenagem. Fonte: Acervo do autor.

Figura 40: Serpentinas de cobre sobre os RSO. Fonte: Acervo do autor.

Figura 41: Composteira, bomba elétrica e boiler anexo. Fonte: Acervo do autor.

2.1.5 Avaliação econômica:

Para análise econômica do auto-processamento de resíduos foram utilizados como exemplo dados de volume e peso do gerador que forneceu RSO (restos de alimentos) para este estudo, adicionados de podas vegetais, uma vez que geradores individuais de mais de 120kg de resíduos por dia não são atendidos pela coleta pública do município do Rio de Janeiro, demandando contratação de serviço privado de coleta, destinação ou tratamento.

Gerador: Cozinha industrial com preparo de 2.500 refeições diárias, padrão “restaurante popular”, gerando em média 280L / 180kg de restos de alimentos diariamente, os quais devem ser misturados a 474L / 14kg de folhas secas, 40L / 9kg de troncos triturados (material estruturante) e 40L / 12kg de inóculo (composto aeróbico).

Total em litros = 834L.

Total em Kg = 215 Kg.

Com tais dados foram levantados os valores para montagem e operação de uma mini usina de compostagem descentralizada, assim como levantados os valores para coleta, transporte, destinação final em aterro ou coleta, transporte e compostagem dos mesmos, considerando-se os cenários A e B respectivamente.

A) Coleta, transporte e destinação final em aterro sanitário.

B) Coleta, transporte e compostagem.

Os valores para a montagem e operação de uma mini usina de compostagem foram baseados em custos de mercado, incluindo o salário e encargos trabalhistas de um operador contratado como auxiliar de serviços gerais ou remuneração de mão de obra já existente no local.

Para efeito de cálculo a vida útil da mini usina de compostagem foi estimada em 5 anos, embora muitos equipamentos tenham vida útil maior. Assim, o valor do investimento inicial foi dividido em 60 parcelas mensais (5 anos) fixas.

A taxa de juros aplicada foi de 2,16% ao mês (BANCO CENTRAL, 2014), sendo seu custo calculado segundo metodologia descrita em MARTINS & OLIVEIRA (2011).

A mesma metodologia foi utilizada para calcular os custos de uma taxa de manutenção extra, de 0,5% do valor do investimento ao mês, assumida como despesa fixa.

A tarifa de energia foi baseada na potência de um triturador de 1,5HP, 1100 W, e de uma bomba d’água de 380 W, as quais foram convertidas em KWh, multiplicadas

por 1 (considerado como número de horas em que os equipamentos funcionariam por dia) e multiplicados por trinta dias / mês.

A tarifa de eletricidade praticada foi a maior tarifa de energia para gerador não residencial apresentada em LIGHT (2014), relativa à R$ 0,55 / KWh.

O projeto da mini usina de compostagem conta com sistema de tratamento e reuso de água, não sendo assim incluídas despesas referentes a este recurso.

Os valores de coleta, transporte e aterramento baseiam-se em dados fornecidos pela empresa Clean Ambiental (CLEAN AMBIENTAL) e os valores para coleta, transporte e compostagem foram fornecidos pela empresa de compostagem Vide Verde (VIDE VERDE).

Composição de preços por cenário:

A) Preço praticado na cidade do Rio de Janeiro para coleta, transporte e aterramento de resíduos sólidos urbanos, lixo doméstico, Classe II A, em aterro sanitário licenciado, proveniente de geradores que produzam mais de 120kg de resíduos por dia.
B) Preço para coleta, transporte e compostagem de ROS diversos, envolvendo podas vegetais e restos de alimentos que contenham carne, Classe II A, na cidade do Rio de Janeiro, proveniente de geradores que produzam mais de 120kg de resíduos por dia.

Adubo produzido: O valor final utilizado para o adubo baseia-se na média de preços de mercado para fertilizante Classe C, para venda de embalagens com 2 à 20 kg de material, fornecido pela Ecoinsumos (ECOINSUMOS).

Avaliação final: Os custos de montagem e operação de uma mini usina de compostagem envolvendo investimento, mão de obra, energia elétrica e manutenção extraordinária foram comparados aos cenários A e B, descritos acima, considerando-se a inclusão ou não do adubo produzido pela mini usina como valor agregado ao autoprocessamento de ROS.

2.1.6 Tratamento Estatístico:

Para comparações dos parâmetros avaliados entre as composteiras G1 e G2 ou entre as repetições A, B, C e D foram utilizadas a Análise de Variância (ANOVA) ao nível de significância de 95 % de confiança. Para atender aos requisitos da análise de variância foram testadas as normalidades e a homocedasticidade de todas as variáveis (SOKAL & ROHLF, 1995). Como a maioria dos dados não atendeu estes requisitos foi utilizada a transformação logarítmica Log (x +1), onde Log é o logaritmo na base 10, e x é o valor não transformado. Tais transformações foram feitas

previamente à análise de variância ANOVA, a qual foi seguida do teste a posteriori de diferenças de médias de Tukey ao nível de confiança de 95 % ($p < 0,05$) para determinação de quais médias foram significativamente diferentes, toda vez que a hipótese nula foi rejeitada (ZAR, 1996).

2.2) Digestão anaeróbia

2.2.1) Descritivo geral:

Foram feitas duas rodadas de testes em digestão anaeróbia, em regime de batelada, utilizando diferentes tipos de pré-tratamentos e tratamentos controle, nos laboratórios da Universidade Técnica de Dresden, Alemanha.

As técnicas de pré-tratamento aqui testadas foram adaptadas e conjugadas das técnicas apresentadas em CHARLES *et al.* (2009), pré-tratamento com aeração forçada, SHAHRIARI *et al.* (2011), pré-tratamento térmico e FDÉZ-GUELFO *et al.* (2011a), pré-tratamento termoquímico e pré-tratamento com adição de composto maturado.

Aspectos comuns às duas rodadas de testes serão descritos em conjunto e depois detalhados com as particularidades de cada rodada.

Em cada rodada de testes, chamadas de rodadas 1 e 2, foram utilizados 10 biodigestores com capacidade de 6 litros cada, construídos com dupla parede em aço inox e operados em regime de batelada nos laboratórios da Universidade Técnica de Dresden, Alemanha, entre julho e dezembro de 2012.

A temperatura interna dos biodigestores foi mantida a nível mesofílico, 40° C, utilizando aparato de aquecimento e circulação de água entre as paredes de inox dos biodigestores, controlada eletronicamente.

Misturadores automáticos acoplados aos biodigestores foram acionados uma hora por dia, a 15 rpm, para homogeneização do material.

Cada biodigestor utilizou como gasômetro uma bolsa armazenadora a prova de gás, Tesseraux / Germany, construída em material aluminizado, onde o biogás gerado foi estocado para posterior medição de volume e composição quanto a CH_4, CO_2, H_2S, H_2 e O_2. Em tais medições foi utilizado o equipamento Visit 03, Messtechnik EHEIM.

As figuras 42, 43 e 44 ilustram os biodigestores, o aparato de aquecimento de água e controle de misturadores, as bolsas coletoras e os equipamentos de medição de gás.

Figura 42: Biodigestores, aparato de aquecimento e controle de misturadores. Fonte: Acervo do autor.

Figura 43: Bolsa coletora de gás acoplada a biodigestor. Fonte: Acervo do autor.

Figura 44: Equipamento de medição de volume e composição de biogás. Fonte: Acervo do autor

Além das rodadas 1 e 2, citadas acima, foram feitos também testes de startup do inóculo e a alimentação contínua de biodigestores construídos em material têxtil, nos laboratórios do UniFOA, Volta Redonda – RJ, que serão descritas após a descrição das rodadas 1 e 2.

2.3.2) Descritivo rodada 1:

A primeira rodada de testes envolveu RSO diversos, oriundos da fração orgânica da coleta seletiva da cidade de Dresden, Alemanha, chamados “Biowaste”, os quais eram compostos principalmente de restos de alimentos e aparas de jardim.

Itens como fraldas, trapos e embalagens não degradáveis, presentes em pequenas quantidades, foram retirados manualmente antes da utilização.

As figuras 45 e 46 ilustram a operação de triagem dos RSO.

Figura 45: Triagem dos RSO oriundos da coleta seletiva da Dresden. Fonte: Acervo do autor.

Figura 46: Materiais não compostáveis ou digeríveis em anaerobiose, separados na etapa de pré-tratamento. Fonte: Acervo do autor.

2.3.2.1) Pré-tratamento:

O “Biowaste” foi blendado com folhas secas, troncos picados e serragem, buscando incrementar a quantidade de podas e aparas vegetais adicionadas ao material, buscando caracterizá-lo como resíduos de mais difícil degradação.

O total de resíduos utilizado foi de 425L, pesando 130 kg, e correspondendo a 46,2% biowaste, 21,1% folhas secas, 17,7 % troncos picados e 15% serragem.

Os RSO tiveram ainda sua umidade ajustada para 70%, segundo recomendação de KIEHL (1998) para compostagem, próxima etapa do pré-tratamento.

Assim, após a primeira etapa de pré-tratamento, relativa a blendagem e ajuste de umidade, os ROS foram aportados em uma composteira aeróbia estática, de aeração passiva via convecção térmica natural, como observado na figura 3.15, onde permaneceram por 24, 72 e 144 horas (1, 3 e 6 dias) para pré-tratamento em compostagem.

A temperatura dos RSO no interior da composteira foi monitorada por termômetro modelo Reotemp, de haste longa, em 6 pontos indicados pelas circunferências sobrepostas a figura 47, buscando aferir o andamento do processo de compostagem.

Figura 47: Composteira estática de aeração passiva e indicação dos pontos de aferição de temperatura. Fonte: Acervo do autor.

Ao fim de cada período em compostagem, correspondendo a 1, 3 e 6 dias, foram coletadas manualmente amostras em duplicata por uma abertura na base da composteira, indicada na figura 48, as quais foram imediatamente congeladas a -20°C.

Figura 48: Gaveta e ponto de coleta de RSO, indicado pela circunferência, na base da composteira. Fonte: Acervo do autor.

2.3.2.2) Digestão anaeróbia:

As amostras foram descongeladas, trituradas até atingirem 2mm de espessura, agrupadas por tipo de pré-tratamento, homogeneizadas e submetidas à digestão anaeróbia, utilizando inóculo anaeróbio proveniente de uma planta de digestão anaeróbia comercial alimentada com esterco bovino, aparas de capim, milho e outros cultivares situada nos arredores de Dresden.

A relação de sólidos voláteis (SV) no inóculo para SV do substrato foi de 2:1, de acordo com os procedimentos sugeridos em VDI 4630 (2006).

Anteriormente aos aportes os biodigestores foram alimentados com inóculo e mantidos por 10 dias sem qualquer outra fonte de alimentação (hungry phase), buscando eliminar a maioria da carga orgânica, em forma de matéria orgânica morta, presente no inóculo como sugerido em VDI 4630 (2006).

Os biodigestores 1 e 2 receberam resíduos com 1 dia de compostagem e as duplas de biodigestores 3, 4 e 5, 6 receberam resíduos com 3 e 6 dias de compostagem, respectivamente.

Os biodigestores 7 e 8 foram utilizados para avaliação da geração de biogás do inóculo anaeróbio adicionado a todos os biodigestores.

Os biodigestores 9 e 10 foram utilizados para verificação da viabilidade do inóculo anaeróbio utilizado, sendo alimentados com 50g de celulose microcristalina, o qual deveria atingir, ao final do experimento, no mínimo 80% de 0,75L de biogás / g de SV aportado, conforme sugerido em VDI 4630 (2006).

Para o tratamento de dados e discussões cada par de biodigestores recebeu os seguintes códigos:

Biodigestores 1 e 2 = código 1 (compostado por um dia / 24h);

Biodigestores 3 e 4 = código 3 (compostado por três dias / 72h);

Biodigestores 5 e 6 = código 6 (compostado por seis dias / 144h);

Biodigestores 7 e 8 = código IP (inóculo puro);

Biodigestores 9 e 10 = código CP (celulose pura).

2.3.2.3) Monitoramento do biogás gerado:

Os testes foram acompanhados por 23 dias, sendo feitas sete medições do biogás gerado após 2, 5, 7, 12, 15, 19 e 23 dias em anaerobiose.

A cada dia de medição foram feitas três leituras qualitativas e uma quantitativa de gases em cada biodigestor, gerando 21 dados qualitativos de cada gás analisado (CH_4, CO_2, H_2S, H_2 e O_2) e 7 dados quantitativos.

Os dados foram agrupados para cada dupla de biodigestores, referentes a cada tipo de tratamento, somando 42 dados qualitativos para cada gás analisado e 14 dados quantitativos para cada dupla de biodigestores, sendo as médias e desvios calculados a partir dos mesmos.

O volume de biogás gerado foi normalizado considerando-se temperatura e pressão da sala de medição, conjugados à tabela de pressão de vapor de água, como descrito em VDI 4630 (2006). Tais volumes, expressos em litros de biogás ou de CH_4 por grama de SV adicionado, foram, após normalização, subtraídos do remanescente de produção de biogás gerada pelo inóculo.

2.3.2.4) Monitoramento do inóculo, dos RSO e do digerido:

Foram investigadas as características iniciais (antes do aporte) e finais (após a digestão anaeróbia) dos RSO e do inóculo utilizado quanto a pH, sólidos totais (ST) e

sólidos voláteis (SV). Para estes parâmetros foram utilizadas 2 leituras iniciais do inóculo original, antes da digestão anaeróbia (DA), e dos RSO pré tratados, calculando-se assim os valores de SV e ST obtidos por tipo de tratamento e pré-tratamento antes da DA. Ao final da DA foram feitas 4 leituras finais, 2 para cada biodigestor, correspondendo a cada tipo de tratamento.

O inóculo original utilizado em todos os tratamentos (antes da DA) e o digerido de todos os tratamentos (após DA) foram também analisados quanto ao teor de carbono orgânico dissolvido (COD) e de ácidos voláteis (AV), sendo feitas 2 leituras iniciais do inóculo original (IO) e 4 leituras finais, 2 para cada biodigestor, correspondendo a cada tipo de tratamento. Foram assim obtidas as médias iniciais e finais de cada tratamento, envolvendo os respectivos pares de biodigestores, para os parâmetros supracitados.

Os ácidos voláteis avaliados foram: ácido lático, ácido fórmico, ácido acético, ácido propiônico, ácido butírico, ácido iso-butírico, ácido valérico e ácido capróico, sendo seus valores somados e apresentados em conjunto.

Todas as análises foram feitas nos laboratórios da Universidade de Dresden, segundo metodologias descritas nos padrões europeus / alemães de analises, DIN EN, conforme referências por parâmetro citadas abaixo:

- Sólidos totais (ST): DIN EN 14346 (2006);
- Sólidos voláteis (SV): DIN EN 15169 (2007);
- pH: DIN EN ISO 10523 (2012);
- Carbono orgânico dissolvido (COD): DIN EN 1484 (1997);
- Ácidos orgânicos voláteis (AV): DIN EN 38404-19

2.3.2.5) Tratamento Estatístico:

Para comparações dos parâmetros mais relevantes aos propósitos dos experimentos, relativos à produção total de biogás, produção total de CH_4, percentual de CH_4, CO_2, H_2S, H_2 e O_2 no biogás, SV, COD, AV e pH do inóculo anaeróbio original (IO) (utilizado em todos os tratamentos) e dos digeridos (retirado após biodigestão) foi utilizada a Análise de Variância (ANOVA) ao nível de significância de 95 % de confiança.

Para atender aos requisitos da análise de variância foram testadas as normalidades e a homocedasticidade de todas as variáveis SOKAL & ROHLF (1995).

Como a maioria dos dados não atendeu estes requisitos foi utilizada a transformação logarítmica Log (x +1), onde Log é o logaritmo na base 10, e x é o valor não transformado. Tais transformações foram feitas previamente à análise de

variância ANOVA, a qual foi seguida do teste a posteriori de diferenças de médias de Tukey ao nível de confiança de 95 % ($p < 0,05$) para determinação de quais médias foram significativamente diferentes, toda vez que a hipótese nula foi rejeitada ZAR (1996).

Nas comparações estatísticas não foram incluídos os tratamentos com celulose pura (CP) e com inóculo puro (IP), para não influenciar a amplitude de dados em teste, exceto nas análises de COD e AV, onde foram incluídos todos os tratamentos e o inóculo original (IO) antes da DA.

Foram também construídos gráficos com média e erro padrão (desvio padrão / raiz de n (número de variáveis)), para ilustrar os resultados reais, não logaritimizados, os quais incluem também dados relativos aos tratamentos com celulose pura (CP) e inóculo puro (IP).

2.3.3) Descritivo rodada 2:

A segunda rodada de testes envolveu o mesmo aparato técnico descrito na rodada 1, relativo a biodigestores, bolsas coletoras e medidores de gás, temperatura de operação e frequência de mistura.

Particularidades relativas ao tipo de RSO, tratamentos e análise de dados são descritas abaixo.

Os RSO testados nesta rodada foram preparados sinteticamente em laboratório, após terem sido adquiridos em supermercados locais, com foco na digestão de restos de alimentos e papéis inservíveis, de acordo com a seguinte composição em peso úmido percentual: batata 5,95 %, cenoura 3,4%, laranja 7,65%, tomate 2,55%, cebola 2,55%, folhas 8,5%, banana 4,25%, carne 8,5%, arroz 12,75%, macarrão 12,75%, feijão 14,45%, pão 1,7% e papel toalha 15%. A figura 49 ilustra a preparação dos RSO em laboratório.

Figura 49: RSO preparados em laboratório. Fonte: Acervo do autor.

A composição de RSO sintéticos utilizada foi uma adaptação para o presente estudo do trabalho de MARTIN *et al.* (1997), testando a metanogênese de RSO preparados sinteticamente. Foram incluídas modificações para tropicalização qualitativa dos RSO, com base em observações prévias de sua composição na etapa de compostagem (dados não publicados) feita anteriormente no Brasil, resultando em dez amostras de RSO pretensamente brasileiros, com 1,5L em volume e 500g de peso úmido cada.

2.3.3.1) Pré-tratamento e tratamentos anexos:

Após a obtenção e mistura dos RSO foram testados três diferentes pré-tratamentos e três tratamentos acessórios, relativos aos seguintes descritivos, códigos e biodigestores:

Código CNT (controle / sem pré-tratamento): RSO sem qualquer tipo de pré-tratamento, relativo aos biodigestores 1 e 2;

Código I24 (inoculado por 24 horas): RSO inoculados com 6,6% (100ml) em relação ao seu volume, 1,5L, ou 10% (50g) em relação ao seu peso úmido, 500g, com composto aeróbio em maturação e mantidos em temperatura ambiente por 24hs. Relativo aos biodigestores 3 e 4.

Código IC24 (inoculado e compostado por 24 horas): RSO inoculados com 6,6% (100ml) em relação ao seu volume, 1,5L, ou 10% (50g) em relação ao seu peso úmido, 500g, com composto aeróbio em maturação e mantidos dentro de uma leira de

compostagem industrial, em temperatura termofílica, 70°C, por 24hs. Relativo aos biodigestores 5 e 6;

Código IC48 (inoculado e compostado por 48 horas): RSO inoculados com 6,6% (100ml) em relação ao seu volume, 1,5L, ou 10% (50g) em relação ao seu peso úmido, 500g, com composto aeróbio em maturação e mantidos dentro de uma leira de compostagem industrial, em temperatura termofílica, 70°C, por 48h. Relativo aos biodigestores 7 e 8;

Código IP (inóculo puro): Inóculo anaeróbio puro, sem adição de RSO, relativo ao biodigestor 9. Este biodigestor foi utilizado para avaliação da geração de biogás relativo ao inóculo anaeróbio adicionado a todos os biodigestores;

Código CP (celulose pura): Inóculo alimentado com 50g de celulose pura, relativo ao biodigestor 10. Este biodigestor foi utilizado para verificar o desempenho do inóculo anaeróbio aportado em todos os tratamentos, o qual deveria atingir, ao final do experimento, 80% de 0,750L de biogás / gSV aportado, conforme sugerido em VDI 4630 (2006).

Especificamente para aporte dos RSO em leiras de compostagem, relativos aos pré-tratamentos IC24 e IC48, foram utilizados quatro sacos de sisal tipicamente utilizados para transporte de alimentos, dois para cada tratamento. A escolha dos sacos de sisal foi definida devido a sua origem orgânica e por estes serem vazados, em forma de tela, permitindo maior interação dos ROS sintéticos com a massa em compostagem sem que houvesse extravasamento de material para o interior ou exterior dos sacos.

As figuras 50, 51 e 52 ilustram os sacos de sisal preparados com os RSO, seu aporte na leira de compostagem e o local de coleta do composto em maturação utilizado com inóculo aeróbio, respectivamente.

Figura 50: Sacos de sisal contendo ROS. Fonte: Acervo do autor.

Figura 51: Aporte dos sacos no interior de leira de compostagem industrial. Fonte: Acervo do autor.

Figura 52: Pilha de composto na saída da correia transportadora. Local de coleta do inóculo aeróbio utilizado no pré-tratamento. Fonte: Acervo do autor.

2.3.3.2) Digestão anaeróbia:

O inóculo anaeróbio utilizado foi 50% coletado no fim da etapa anterior (parcialmente adaptado aos ROS urbanos) e 50% proveniente da mesma planta comercial de digestão anaeróbia provedora de inóculo para a primeira rodada de testes, seguindo a mesma relação de SV no inóculo para SV do substrato de 2:1, descrita na rodada 1, de acordo com o sugerido em VDI 4630(2006).

As amostras inicialmente preparadas em todos os tratamentos sofreram redução de volume e peso, via técnica de quarteamento, para se igualarem em termos de percentual de SV e atenderem aos requisitos de relação SV no inóculo para SV do substrato de 2:1, descrita acima. Tal prática fez-se necessária principalmente nas amostras que foram submetidas à permanência em compostagem, pois a relação de ST e SV foi afetada pela desidratação e consumo de SV pelo metabolismo microbiano aeróbio.

Para execução do processo de homogeneização e quarteamento, os RSO foram misturados manualmente sobre uma bandeja plástica dividida internamente pela marcação de quatro quadrados em seu fundo, utilizando-se caneta de retroprojetor, tornando-se uma amostra homogênea, ou amostra obtida pela melhor mistura possível das alíquotas dos resíduos – ABNT/NBR 10.007, 2004 (ABNT, 2004).

Posteriormente foi realizado o procedimento de quarteamento, ilustrado pela figura 3.21, que separou os RSO em quatro partes. Em seguida foram descartadas duas partes diametralmente opostas, sendo as outras partes restantes novamente homogeneizadas e separadas até que se atingisse os seguintes valores em peso úmido: CNT= 245g e 245g, I24= 237g e 225g, IC24= 181g e 185g, IC48= 184g e 173g.

Figura 53: Processo de quarteamento de RSO antes da digestão anaeróbia. Fonte: Acervo do autor.

Após o processo de quarteamento os resíduos excedentes foram descartados nos recipientes de coleta de resíduos orgânicos da coleta seletiva municipal.

Anteriormente aos aportes os biodigestores foram alimentados com inóculo e mantidos por 10 dias sem qualquer outra fonte de alimentação, “hungry phase”, buscando eliminar a maioria da carga orgânica, em forma de matéria orgânica morta, presente no inóculo, segundo VDI 4630 (2006).

2.3.3.3) Monitoramento do biogás gerado:

Os testes foram acompanhados por 21 dias, sendo feitas 12 medições do biogás gerado após 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 10, 12, 14, 16 e 21 dias em anaerobiose.

Intervalos de dias não lidos, como os dias 1, 9, 11, 13, 15, 17, 18, 19 e 20, foram necessários para que se acumulasse uma quantidade mínima de biogás que permitisse sua leitura qualitativa e quantitativa pelos aparatos de medição utilizados.

A cada dia de medição foram feitas três leituras qualitativas e uma quantitativa de gases em cada biodigestor, gerando 36 dados qualitativos de cada gás analisado (CH_4, CO_2, H_2S, H_2 e O_2) e 12 dados quantitativos.

Os dados foram agrupados para cada dupla de biodigestores, referentes a cada tipo de tratamento, somando 72 dados qualitativos para cada gás analisado e 24 dados quantitativos para cada dupla de biodigestores, sendo as médias e desvios calculados a partir dos mesmos.

Uma exceção foi necessária nos tratamentos acessórios CP (celulose pura) e IP (inóculo puro), pois estes contaram apenas com um biodigestor cada. Assim, tais tratamentos somaram 36 dados qualitativos de cada gás analisado (CH_4, CO_2, H_2S, H_2 e O_2) e 12 dados quantitativos cada um.

O volume de biogás gerado foi normalizado considerando temperatura e pressão da sala de medição, conjugados a tabela de pressão de vapor de água, como descrito em VDI 4630 (2006). Tais volumes, expressos em litros de biogás ou em litros de CH_4 por grama de SV adicionado, foram, após normalização, subtraídos do remanescente de produção de biogás gerada pelo inóculo puro, referente ao biodigestor 9, código IP.

2.3.3.4) Monitoramento do inóculo dos RSO e do digerido:

Foram investigadas as características iniciais (antes do aporte) e finais (após a digestão anaeróbia) dos RSO e do inóculo utilizado quanto a pH, sólidos totais (ST) e sólidos voláteis (SV). Para estes parâmetros foram utilizadas 2 leituras iniciais do inóculo utilizado adicionado dos valores de SV e ST obtidos por tipo de tratamento e pré-tratamento (antes do aporte), e 4 leituras finais, 2 por cada biodigestor, correspondendo a cada tipo de tratamento. Foram assim obtidas as médias iniciais, finais e desvios de cada tratamento, envolvendo os respectivos pares de biodigestores, para os parâmetros supracitados.

Ainda com relação aos RSO, antes da mistura com inóculo anaeróbio, e para o composto utilizado no pré-tratamento, foram feitas análises de carbono total (CT), carbono orgânico total (COT) e nitrogênio kjeldahl total (NKT). Tais análises foram feitas em duplicata para os RSO aportados em IC48, IC24, I24, CNT e para o composto utilizado como inóculo aeróbio, sendo as médias e desvios assim obtidos.

Com relação ao inóculo puro, antes da digestão anaeróbia, e do digerido retirado de todos os tratamentos e tratamentos controle, foram medidos: carbono orgânico dissolvido (COD), carbono dissolvido (CD), ácidos voláteis (AV), demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio Kjeldahl total (NKT), fósforo total (P tot) e

enxofre ($SO4_2^-$). Tais análises foram feitas em duplicata para o digerido de cada um dos tratamentos CNT, I24, IC24, IC48, IP e CP, assim como para uma amostra previamente separada do inóculo anaeróbio original (IO) puro, antes da digestão anaeróbia, resultando em médias e desvios calculados a partir de 4 resultados em CNT, I24, IC24 e IC48, que contaram com 2 biodigestores cada, e a partir de 2 resultados em IP e CP, que contaram com 1 biodigestor cada.

Os ácidos voláteis avaliados foram: ácido lático, ácido fórmico, ácido acético, ácido propiônico, ácido butírico, ácido iso-butírico, ácido valérico e ácido capróico, sendo seus valores somados e apresentados em conjunto.

Todas as análises foram feitas nos laboratórios da Universidade de Dresden, segundo metodologias descritas nos padrões europeus / alemães de analises, DIN EN, conforme referências, por parâmetro, citadas abaixo:

- Sólidos totais (ST): DIN EN 14346 (2006);
- Sólidos voláteis (SV): DIN EN 15169 (2007);
- pH: DIN EN ISO 10523 (2012);
- Ácidos orgânicos voláteis (AV): DIN EN 38404-19;
- Carbono orgânico dissolvido (COD): DIN EN 1484 (1997);
- Carbono dissolvido (CD): DIN EN 1484 (1997);
- Carbono total (CT): DIN EN 1484 (1997);
- Carbono orgânico total (COT): DIN EN 13137 (2001);
- Demanda bioquimica de oxigênio (DQO): DIN 38414-9 (1986);
- NKT: DIN EN 25663 (1993);
- P tot: DIN EN 1189 (2007);
- $SO4_2^-$: DIN EN ISO 11885 (2009).

2.3.3.5) Tratamento Estatístico:

Para comparações dos parâmetros mais relevantes aos propósitos dos experimentos, relativos à produção total de biogás, produção total de CH_4, percentual de CH_4, CO_2, H_2S, H_2 e O_2 no biogás, SV, COD, AV e DQO no inóculo anaeróbio e no digerido, foi utilizada a Análise de Variância (ANOVA) ao nível de significância de 95 % de confiança.

Para atender aos requisitos da análise de variância foram testadas as normalidades e a homocedasticidade de todas as variáveis SOKAL & ROHLF (1995).

Como a maioria dos dados não atendeu estes requisitos foi utilizada a transformação logarítmica Log (x +1), onde Log é o logaritmo na base 10, e x é o valor não transformado. Tais transformações foram feitas previamente à análise de

variância ANOVA, a qual foi seguida do teste a posteriori de diferenças de médias de Tukey ao nível de confiança de 95 % ($p < 0,05$) para determinação de quais médias foram significativamente diferentes, toda vez que a hipótese nula foi rejeitada ZAR (1996).

Nas comparações estatísticas não foram incluídos os tratamentos com celulose pura (CP) e com inóculo puro (IP), para não influenciar a amplitude de dados em teste, exceto nas análises de COD, AV e DQO e matéria orgânica (M.O.), onde foram incluídos todos os tratamentos e o inóculo original (IO) antes da DA.

Foram também construídos gráficos com média e erro padrão (desvio padrão / raiz de n (número de variáveis)), para ilustrar os resultados reais, não logaritimizados, obtidos nas análises, os quais incluem dados relativos aos tratamentos com celulose pura (CP) e inóculo puro (IP).

2.3.4) Startup de inóculo e alimentação contínua de biodigestores têxteis:

Foram testados o startup de um inóculo preparado com esterco bovino fresco e a alimentação contínua com RSO de dois digestores construídos em material têxtil, com 80L cada, nos laboratórios do UniFOA, Volta Redonda – RJ.

Os dois biodigestores, figura 23, foram operados a temperatura ambiente entre outubro de 2014 e janeiro de 2015, sem aquecimento ou utilização de misturadores.

O biogás gerado nos digestores, chamados de agora em diante de digestores 1 e 2, tiveram seu volume medido on-line por dois medidores de vazão termais modelo Brooks 4800, instalados na saída de biogás de cada digestor.

Após medição de volume o biogás foi armazenado em bolsas coletoras de gás, Tesseraux / Germany, construídas em material aluminizado, para posterior análise de composição quanto a CH_4, CO_2 e O_2 utilizando-se e um analisador de gás Draeger modelo X-AM7000, calibrado com 50% de CH_4 e 50% de CO_2.

O inóculo foi preparado com diluição de 1:2 (esterco : água), ou seja, 26 litros de esterco bovino fresco e 52 litros de água sem cloro, segundo procedimentos descritos em PROBIOGÁS (2013).

Após o período de aclimatação do inóculo aos digestores, definido de acordo com a composição do biogás gerado e do pH do próprio inóculo, os digestores foram alimentados por quinze semanas com três cargas orgânicas diárias, sendo: 0,36g, 0,72g e 1,44g de SV/L de inóculo/dia, as quais foram mantidas por três, oito e quatro semanas, respectivamente, sendo o período de alimentação com cada carga orgânica mantido até a estabilização da produção de biogás, segundo metodologia descrita em VDI 4630 (2006).

Os RSO utilizados foram restos de alimentos (pós e pré preparo) e folhas secas, na proporção de 1:1 em volume, coletados em restaurantes e jardins do campus Olezio Galotti, UniFOA, os quais foram triturados em liquidificador industrial utilizando-se proporção de 2:1 em volume (água sem cloro : RSO).

Os RSO foram avaliados quanto a ST e SV para cálculo da carga orgânica de aporte segundo metodologia descrita em DIN EN 14346 (2006) para sólidos totais (ST) e DIN EN 15169 (2007) para sólidos voláteis (SV), tiveram umidade ajustada para 10% antes da alimentação, e foram aportados nos biodigestores acompanhados do mesmo volume em água sem cloro, ou seja 1:1, segundo metodologia descrita em PROBIOGÁS (2013).

3) Resultados e discussão:

3.1 Compostagem

3.1.1) Temperatura:

Os compartimentos A, B, C e D apresentaram temperaturas médias mesofílicas e atingiram máximas termofílicas, próxima dos 70°C, figura 54. Temperaturas significativamente menores foram observadas nos compartimentos A em relação aos compartimentos C e D, figura 55, o que poderia ser atribuído aos 10% de composto adicionado como inóculo nestes compartimentos, amenizando sua temperatura por melhorar a porosidade e consequentemente a oxigenação dos RSO da mesma forma que observado em solos, onde a adição de composto favorece a formação de grânulos (KIEHL, 1998).

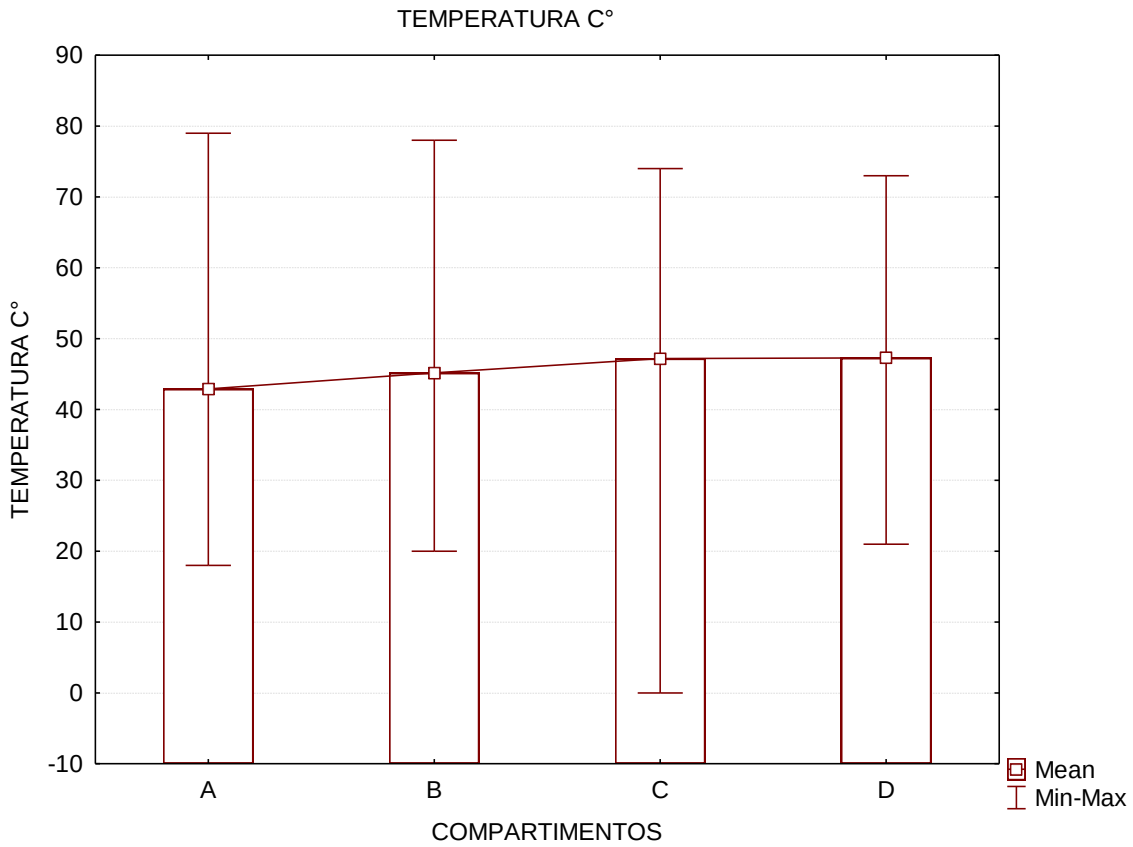

Figura 54: Temperaturas médias, mínimas e máximas nos compartimentos em °C.

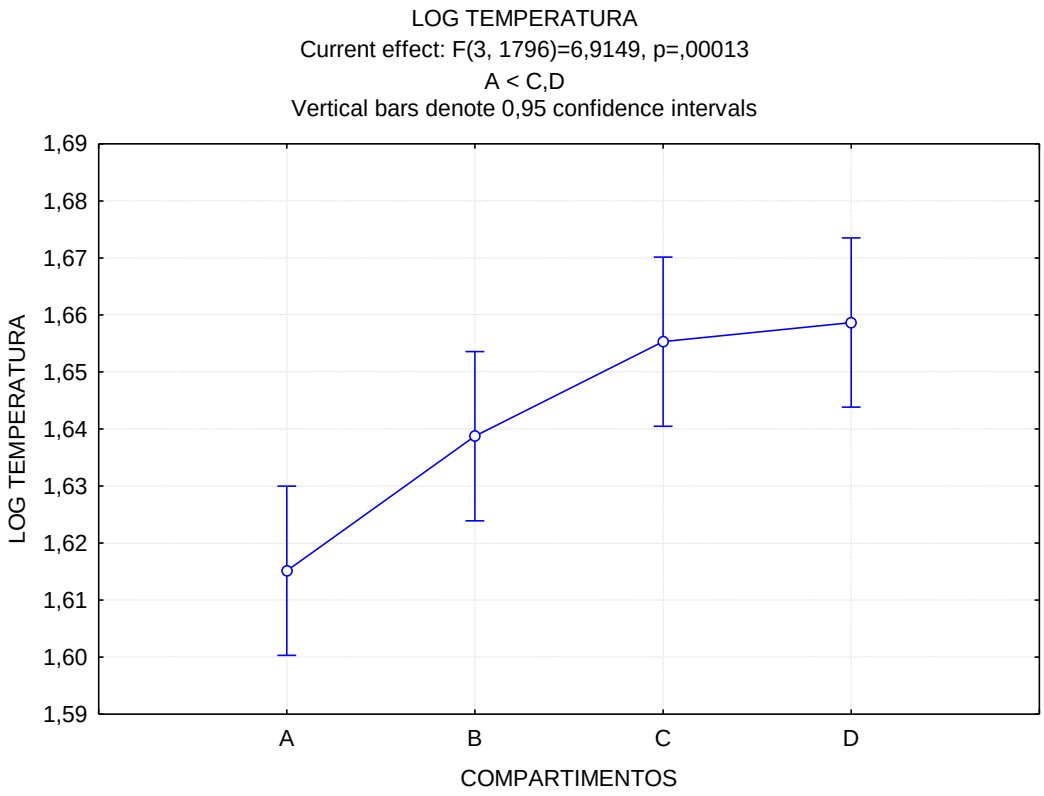

Figura 55: Dados de temperatura logaritmizados por compartimentos.

Entre as composteiras, temperaturas significativamente maiores foram observadas na composteira 2, figuras 56 e 57, o que foi atribuído à ausência de "chaminé central".

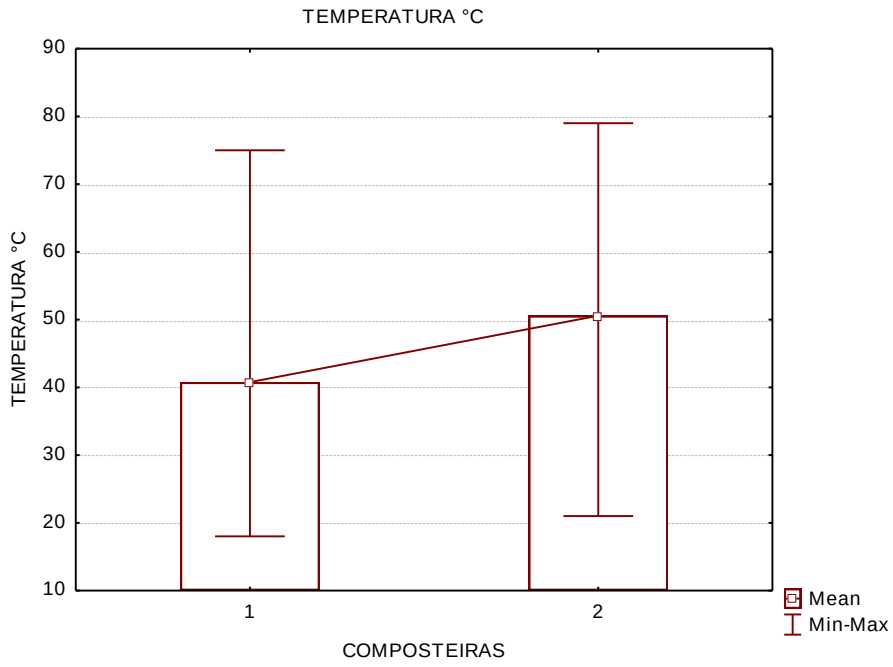

Figura 56: Temperaturas médias, mínimas e máximas nas composteiras em °C.

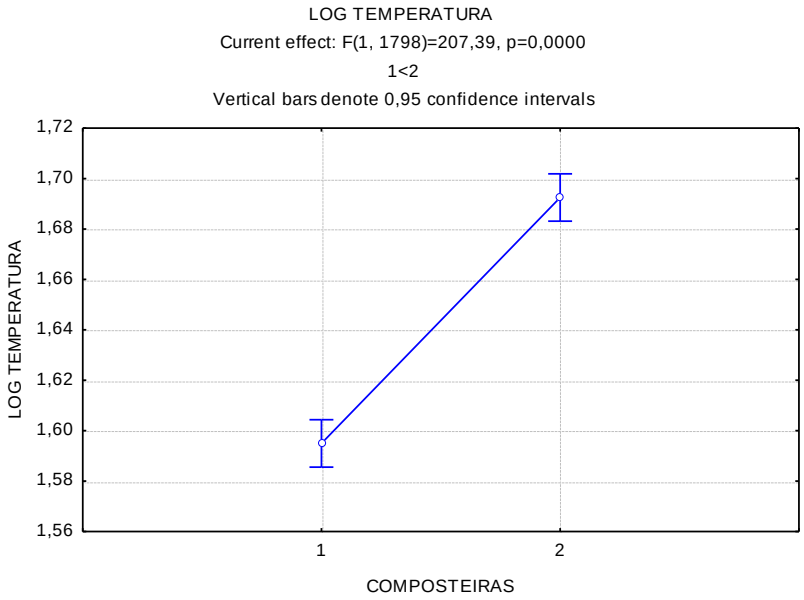

Figura 57: Dados de temperatura logaritmizados por composteira.

Contudo, considerando-se compartimentos ou composteiras, todos os tratamentos apresentaram valores de temperatura coerentes com os descritos para compostagem em MAHLER (2012), JACKEL *et al.* (2005) e KIEHL (1998), e mantiveram temperaturas termofílicas por mais de 20 dias consecutivos, tempo suficiente para eliminação de patógenos segundo a USEPA (1992).

As variações de temperatura no interior dos compartimentos exibiram padrões distintos entre as composteiras 1 e 2, os quais podem ser observados na figura 58. Na composteira 1 as maiores médias de temperatura são observadas a 25cm de distância da parede externa dos compartimentos, ao passo que na composteira 2 as maiores médias de temperatura são observadas a 50cm da parede dos compartimentos, evidenciando a influência da chaminé presente nos compartimentos 1 como elemento diferencial no que tange a refrigeração dos compartimentos.

Por outro lado, avaliando-se as variações de temperatura verticalmente na mesma figura, observa-se um padrão comum a ambas as composteiras, relativo à obtenção das maiores médias de temperatura a 25cm de profundidade em comparação aos demais pontos de medição posicionados a 50cm e 75cm de profundidade. Este resultado, provavelmente relacionado ao posicionamento das composteiras sobre pallets, modifica os padrões tradicionais de estabelecimento das maiores temperaturas na base de leiras e composteiras convencionais, como observado por INACIO *et al.* (2009b) e JACKEL *et al.* (2005). Tal aspecto auxilia o estabelecimento do efeito chaminé à medida que redistribui o calor pela massa de

resíduos em compostagem, exercendo influência positiva sobre a oxigenação passiva do sistema e minimizando a possibilidade de estabelecimento de sítios de anaerobiose, que resultam na geração de CH_4 e chorume (MÜNNICH *et al.*, 2006 e LIMA, 2002).

Provavelmente a temperatura seja o parâmetro de controle mais relevante na compostagem, sendo uma resultante de diferentes aspectos, requerendo monitoramento constante. Assim, na ausência de um medidor térmico específico, sugere-se como alternativa prática o uso de um pedaço de vergalhão ou arame grosso, com tamanho suficiente para atingir o centro dos RSO em compostagem. Esta haste deve ser inserida nos RSO, deixada por aproximadamente 15 minutos, removida e segurada na palma da mão. Caso não seja possível mantê-la na mão é sinal que a temperatura está muito alta, requerendo revolvimento ou outra estratégia de diminuição da temperatura. Caso seja possível manter a haste na palma da mão a temperatura está adequada. Por ultimo, caso não haja aquecimento da haste ou este seja muito pequeno, é sinal que alguma variável encontra-se fora de padrão, seja ela a umidade, a relação C/N, o teor de O_2 ou outra.

O exposto é válido para fase termofílica. Nas etapas mesofílica e psicrofílica esta avaliação deve ser interpretada de forma diferente, uma vez que as temperaturas já se encontram substancialmente mais baixas como já discutido.

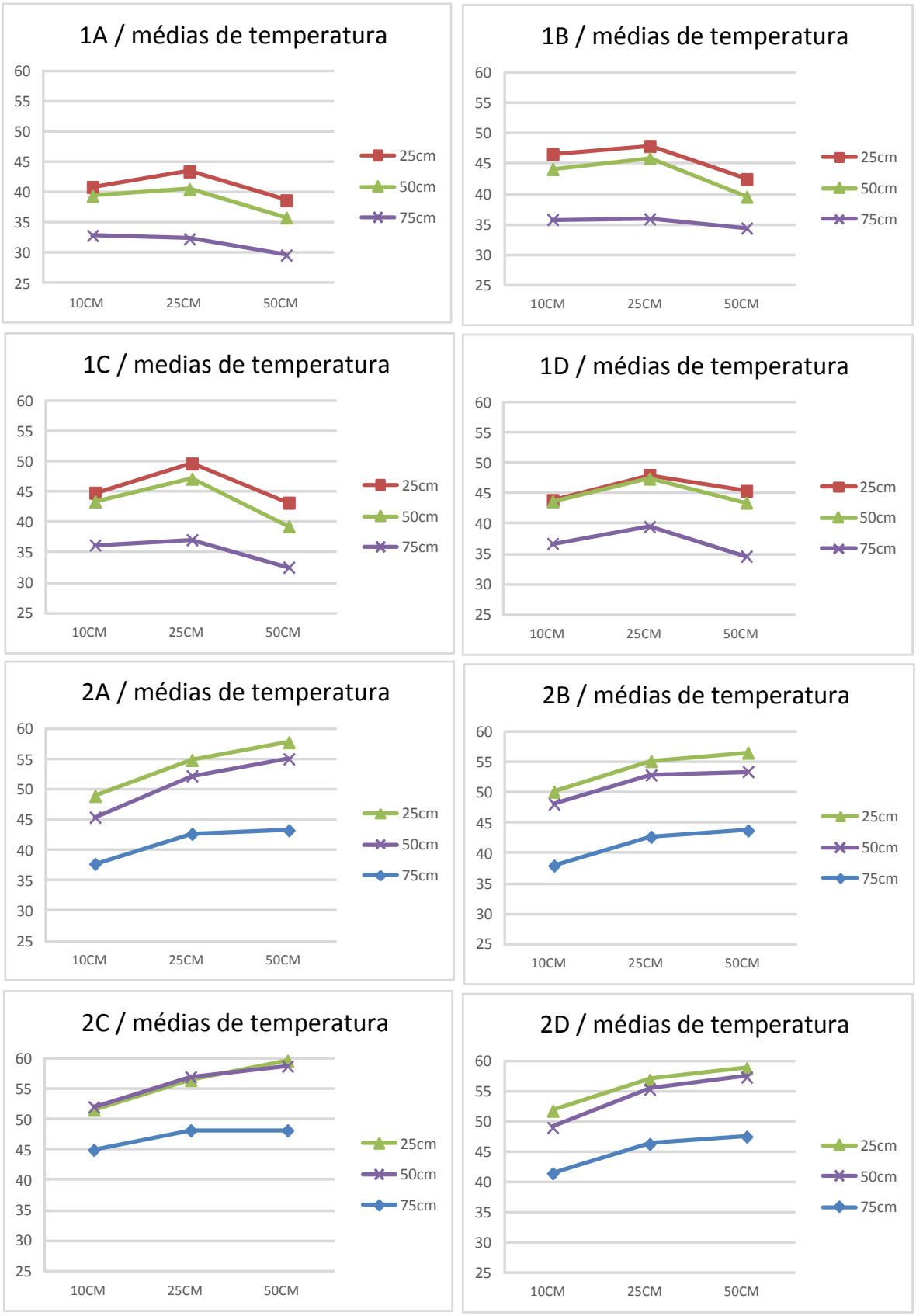

Figura 58: Médias de temperatura em °C a 10, 25 e 50 cm de distância da parede dos compartimentos e a 25, 50 e 75 cm de profundidade.

3.1.2) Geração de metano:

O percentual de CH_4 variou entre 0,0 e 2,6% nos compartimentos, com maior média abaixo de 0,2% em D, como observado na figura 59.

Tamanha minimização de geração de CH_4 contrasta com o observado por INACIO *et al.* (2009b), estudando leiras de dimensionamento, composição e regime de aporte semelhante aos do presente estudo, onde foi encontrado valor médio de até 15% de CH_4 em áreas centrais de suas leiras, cerca de 6 vezes mais que o pior resultado máximo obtido em áreas centrais do presente estudo, relativo a 2,6% de CH_4. Tal resultado positivo pode ser relacionado à aeração passiva eficiente, fruto dos materiais e estratégias de manejo adotados, garantindo condições aeróbias em todos os compartimentos, mesmo os desprovidos de chaminé, uma vez que a geração de CH_4 está diretamente relacionada com o estabelecimento de condições anaeróbias nos RSO (MÜNNICH *et al.*, 2006, LIMA, 2002), geralmente correlatas à alta de umidade e baixa penetração de O_2 (JIANG *et al*., 2011, KIEHL, 1998).

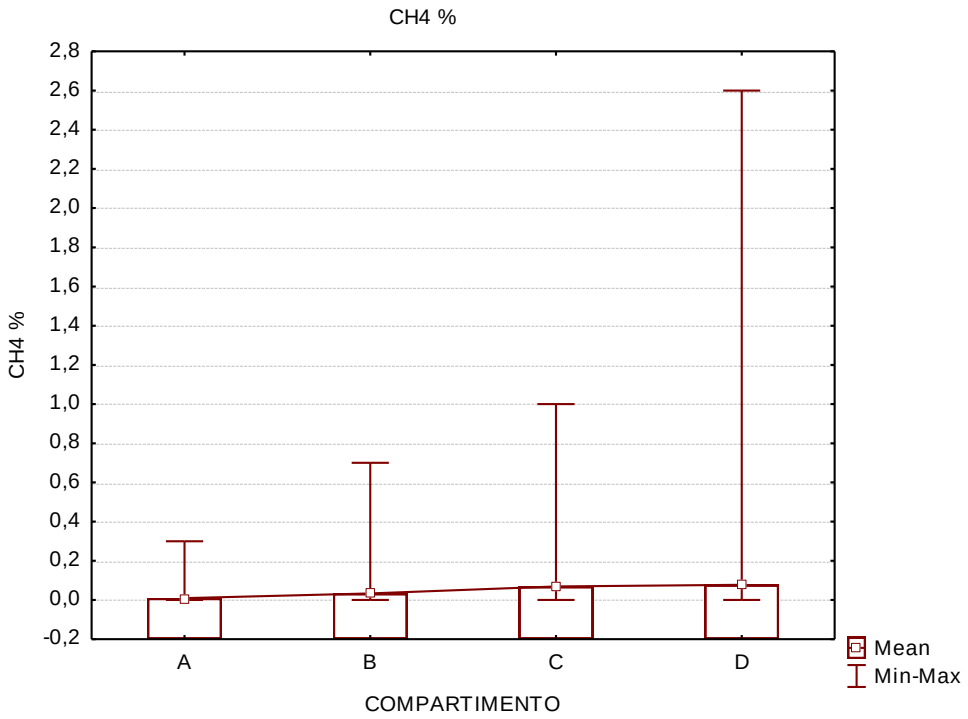

Figura 59: Percentuais médios de CH_4 no interior dos compartimentos.

Contudo, mesmo com pequena geração de CH_4 foram observados menores percentuais deste gás nos compartimentos A em relação aos C e D, como visto na figura 60. Tal aspecto pode ser atribuído a presença do composto em maturação adicionado como inóculo a cada aporte em A, sugerindo eficiência dos micro-

organismos metanotróficos presentes em grande concentração no mesmo, como observado em JACKEL *et al.* (2005), em rapidamente colonizar os RSO e oxidar o CH_4 eventualmente produzido.

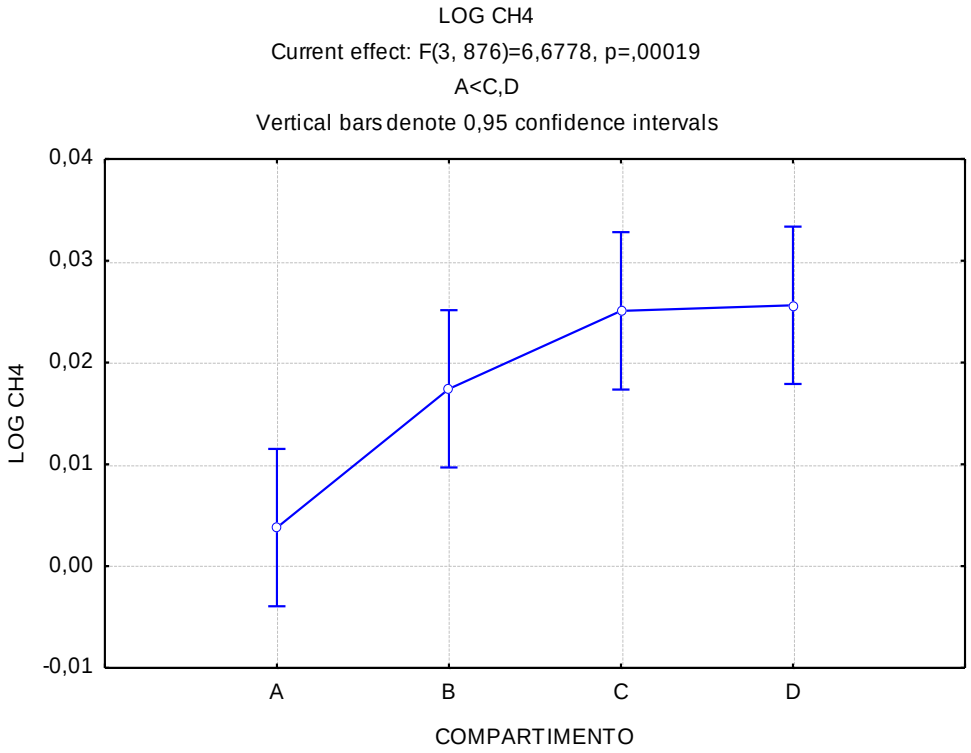

Figura 60: Dados do percentual de CH_4 logaritmizados por compartimento.

A eficiência do composto em consumir CH_4 já foi observado por HUMER *et al.* (1999), DE VISSCHER (2001) e ROSE (2009), investigando minimização de emissões de CH_4 em aterros sanitários com cobertura final de composto.

Outro aspecto positivo que pode ser atribuído à presença de composto é o provável aumento da oxigenação dos RSO via favorecimento da formação de grânulos, como discutido anteriormente no item temperatura, mesmo considerando-se o fato de que os micro-organismos metanotróficos também sejam consumidores de O_2.

Os aspectos supracitados indicam vantagens da utilização do composto em minimizar a gênese de CH_4, sugerindo investigações desta prática também para operações de compostagem em escala industrial.

Os compartimentos C e D também apresentaram os menores percentuais de O_2, o que conduz a maiores umidades entre os demais, como será visto adiante, sugerindo que a associação destes dois fatores tenha sido determinante para a maior geração de CH_4 nos mesmos.

Na realidade inúmeros aspectos contribuem em conjunto para minimização da gênese e das emissões de CH_4 na compostagem, sendo dimensão, densidade, intensidade de aporte e presença de microorganismos metanotróficos os mais relevantes (JACKEL *et al.,* 2005), o que associado à diminuição de revolvimentos pode conferir um melhor desempenho do ponto de vista de emissões a pratica de compostagem. Assim, sendo o presente estudo calcado em operação semi-estática, acredita-se também ter sido fundamental a combinação de alta proporção de material estruturante, o posicionamento das composteiras sobre pallets e o manta de drenagem utilizada como material de contorno, os quais auxiliaram o estabelecimento da aeração passiva estática eficiente, como atestam as médias de O_2 entre 15 e 20%, apresentadas adiante. Outro ponto importante foi a manutenção da umidade entre 50 e 70%, que será também apresentada adiante, como sugerido em JIANG *et al.* (2011) e KIEHL (1998), pois o excesso de água ocupa os macroporos da massa em compostagem e dificulta a entrada do O_2.

Com relação às composteiras, ambas apresentaram baixos valores percentuais médios de CH_4, como visto na figura 61, embora a composteira 1 tenha apresentado valores significativamente mais baixos que a 2, figura 62, o que pode ter sido auxiliado pela predominância de temperaturas mesofílicas em 1, pois os micro-organismos metanogênicos desenvolvem-se melhor em temperaturas termofílicas e os metanotróficos encontram melhores condições de crescimento e oxidação de CH_4 entre 45 e 53°C, temperaturas mesofílicas, segundo JACKEL *et al.* (2005). Obviamente, outro aspecto relevante para minimização do CH_4 pode ser atribuído ao O_2, uma vez que maiores percentuais de O_2 foram observados na composteira 1 em relação a 2, como será visto adiante.

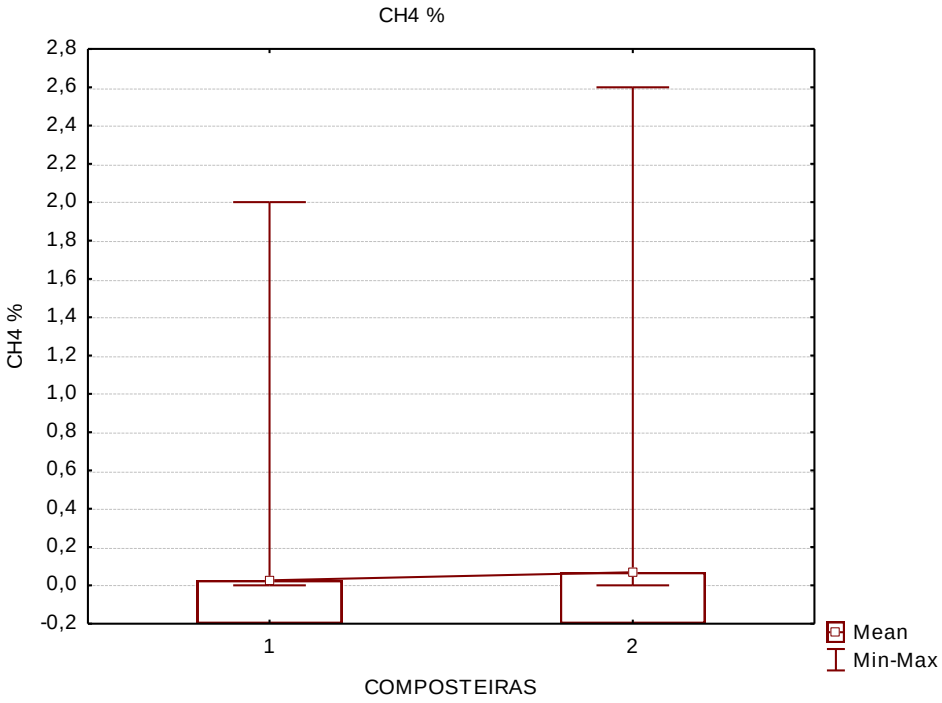

Figura 61: Percentuais médios de CH_4 no interior das composteiras.

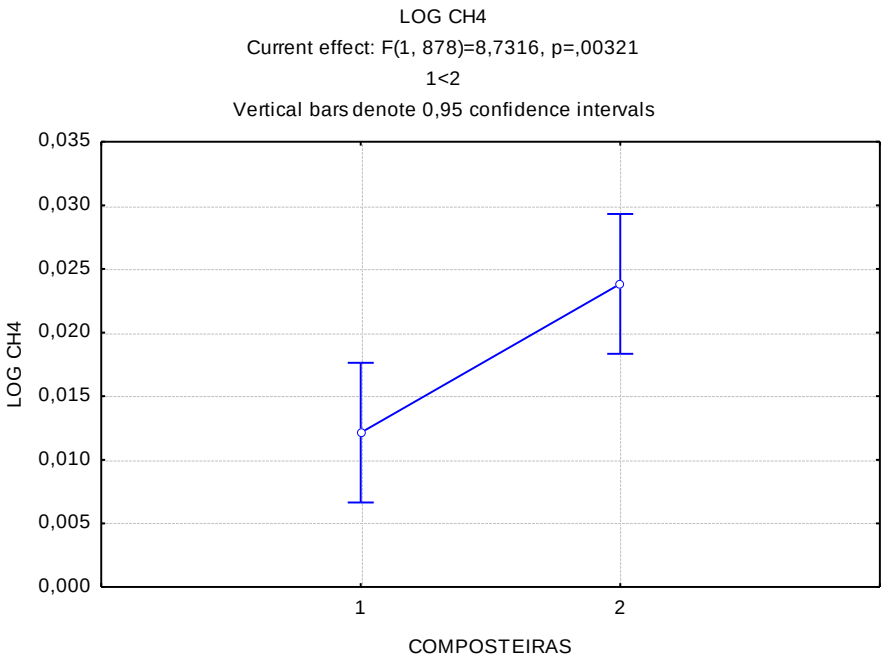

Figura 62: Dados do percentual de CH_4 logaritmizados por composteira.

No interior dos compartimentos os maiores percentuais médios de CH_4 apresentaram variações de posicionamento com relação às composteiras 1 e 2. Nos compartimentos 1 as maiores médias de CH_4 foram observadas a 25 cm de distância

da parede da composteira, provavelmente devido ao efeito de aeração central promovido pelas chaminés destes compartimentos situadas a 50 cm de distância da parede. Nos compartimentos 2, sem chaminé central, os maiores percentuais de CH_4 foram em geral obtidos a 50 cm de distância da parede externa da composteira.

As variações dos percentuais de CH_4 por profundidade não exibiram um padrão característico, com maiores valores alterando-se entre 30 e 60 cm de profundidade, embora predominem maiores valores a 60 cm de profundidade, figura 63.

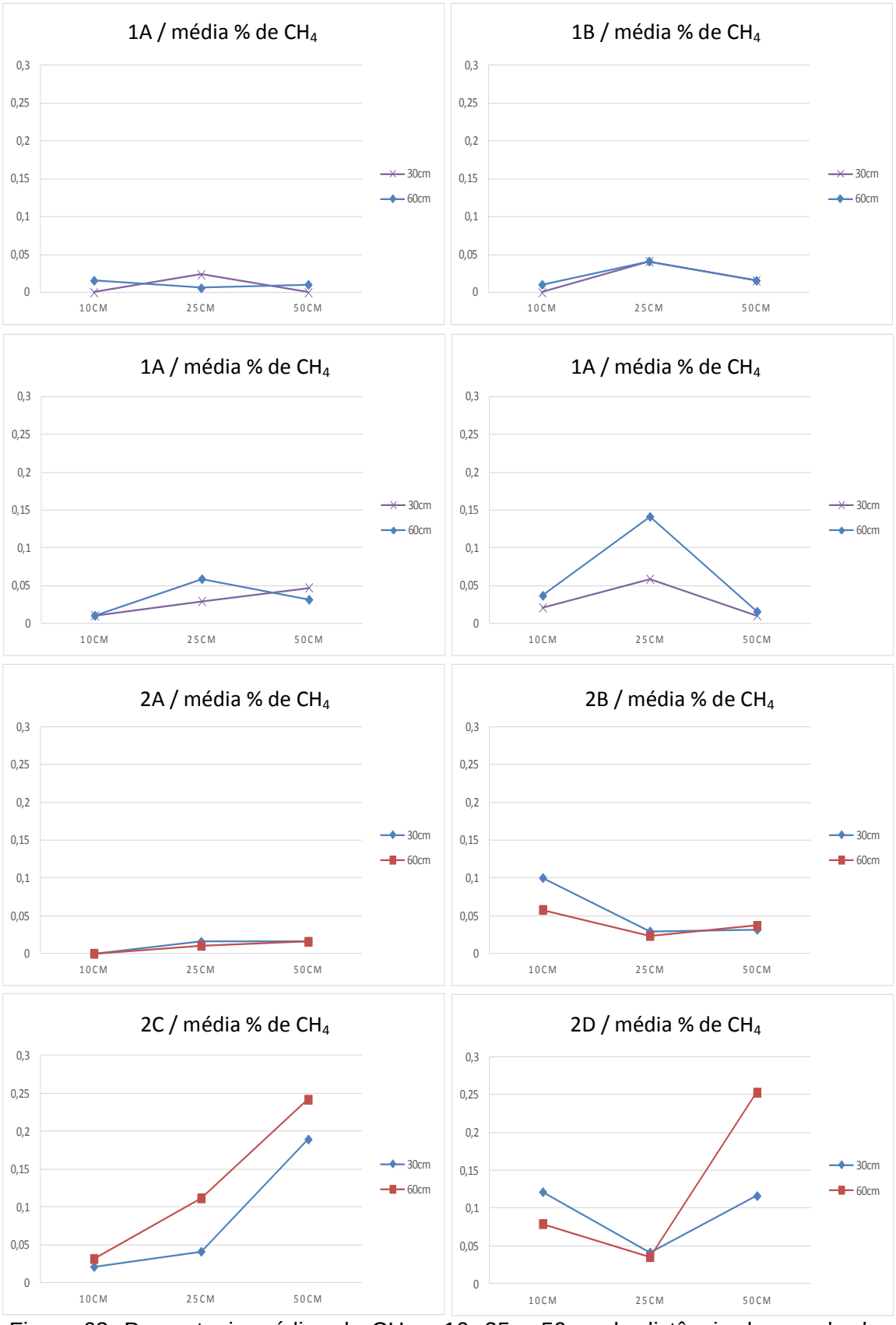

Figura 63: Percentuais médios de CH_4 a 10, 25 e 50cm de distância da parede dos compartimentos e a 30 e 60cm de profundidade.

3.1.3) Oxigênio:

Os percentuais médios de O_2 observados no interior de todos os compartimentos e composteiras foram suficientes para garantir condições aeróbias adequadas ao processo de compostagem, definidas como acima de 5% de O_2 por KIEHL (1998) e acima de 10% por MILLER (1993), como visto na figura 64 e 65.

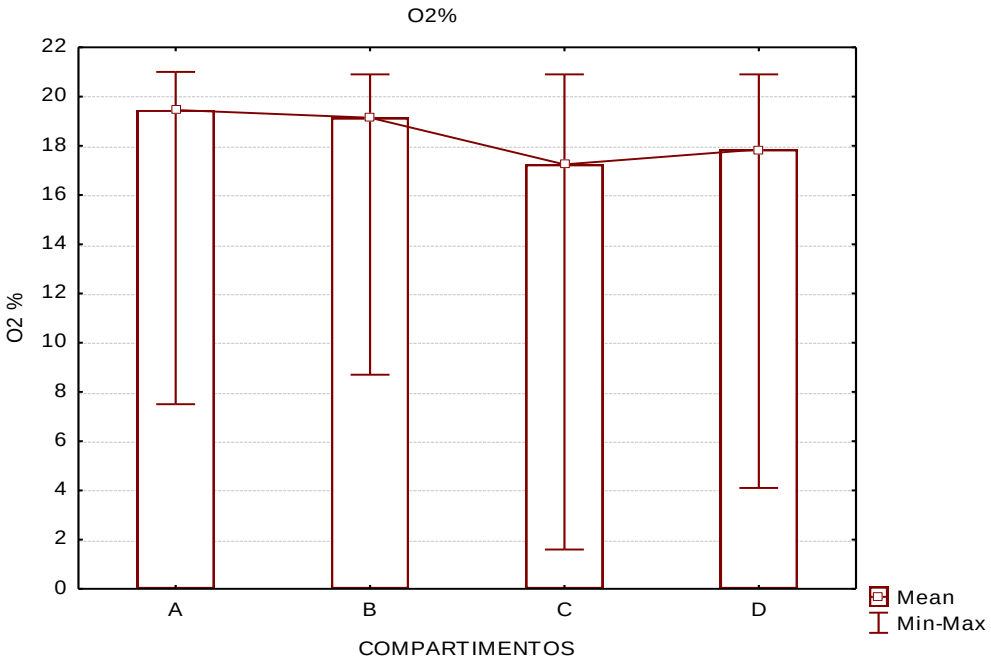

Figura 64: Percentuais médios de O_2 no interior dos compartimentos.

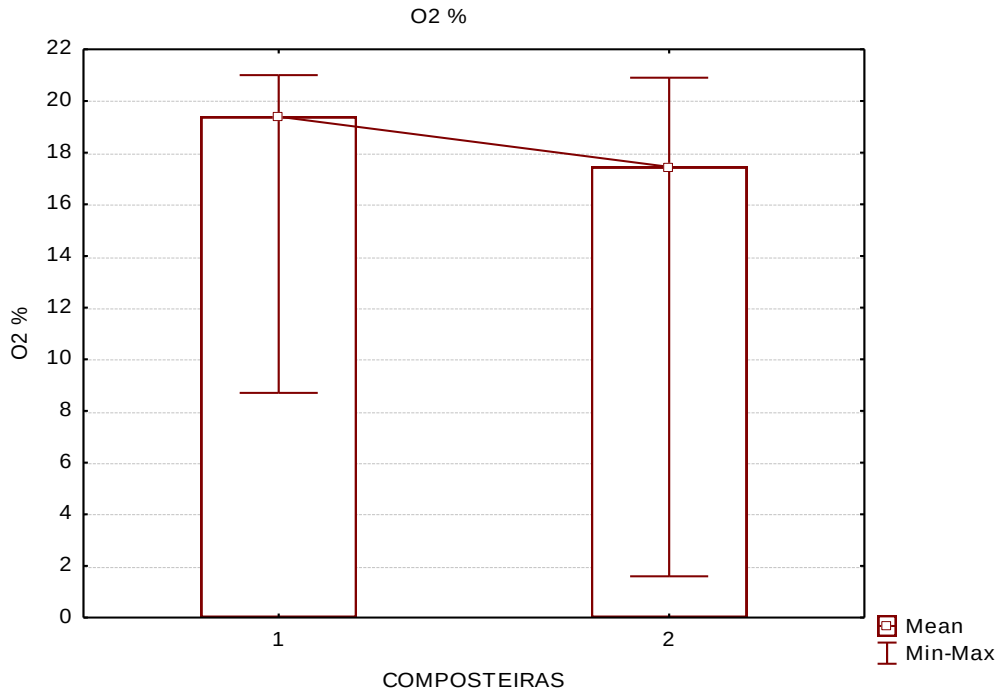

Figura 65: Percentuais médios de O_2 no interior das composteiras.

Tal característica pode estar relacionada a diferentes aspectos, como posicionamento das composteiras sobre pallets, contorno com manta de drenagem, uso de 1/3 de material estruturante e o controle de umidade, que será discutido adiante.

Contudo, os compartimentos A e B exibiram percentuais médios de O_2 significativamente maiores do que os compartimentos C e D, assim como a composteira 1 com relação a 2, como visto nas figuras 66 e 67.

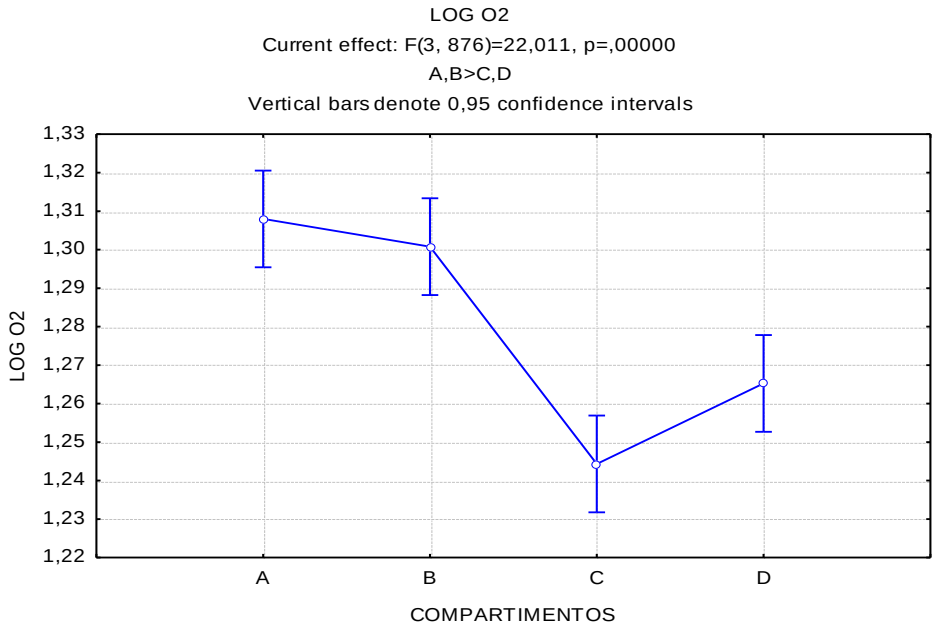

Figura 66: Dados do percentual de O_2 logaritmizados por compartimento.

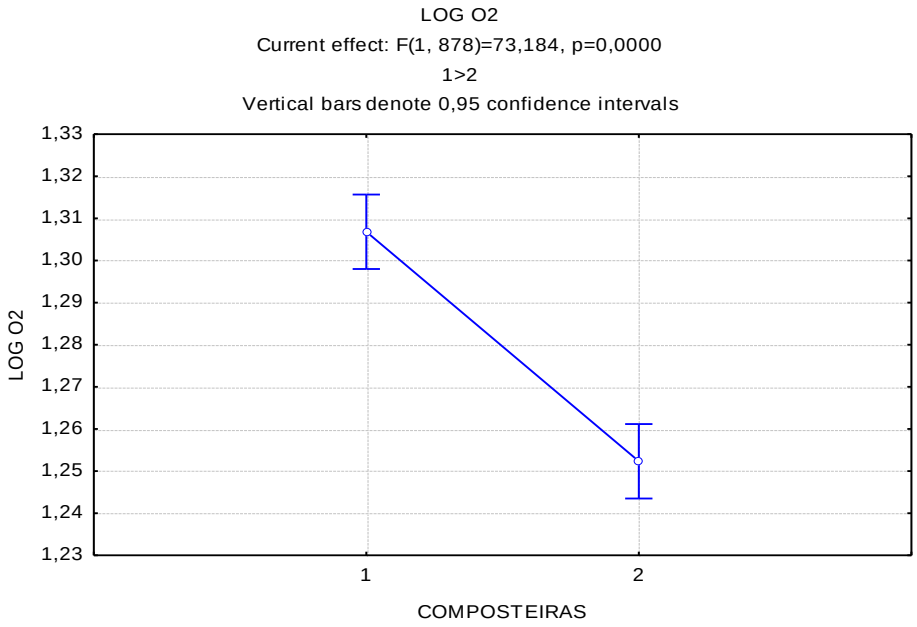

Figura 67: Dados do percentual de O_2 logaritmizados por composteira.

Maiores percentuais de O_2 eram de certa forma esperados na composteira 1 devido à presença de chaminé, facilitando sua oxigenação e consequente perda de umidade, embora, como dito anteriormente, a composteira 2 tenha apresentado médias de O_2 adequadas à compostagem. Tais diferenças aparentemente relacionam-se as maiores médias de umidade observadas na composteira 2, que serão apresentadas adiante, diminuindo sua oxigenação.

Entre os compartimentos, as maiores médias em A e B podem ser atribuídas ao composto utilizado como inóculo, o qual auxilia a entrada de O_2 devido ao possível aumento da porosidade dos RSO, da mesma forma que observado em solos, como já discutido no item temperatura.

Em leiras estáticas a concentração de O_2 depende também da intensidade do consumo pelos microrganismos e de sua reposição via aeração passiva, que sofre influência da porosidade do material contido na leira, da umidade e do calor interno sobre o fluxo de ar (RANDLE & FLEGG, 1978 apud INACIO & MILLER 2009a), o que vem de encontro ao discutido. Neste aspecto vale resaltar que a menor temperatura média e o maior percentual médio de O_2 foram observados no compartimento 1A, o que de certa forma minimiza a responsabilidade da diferença de temperatura com relação ao incremento da aeração passiva e maximiza a influência de um possível aumento de porosidade nos RSO devido à utilização de composto como inóculo. Corrobora também com a influência do composto sobre a oxigenação dos RSO o fato do compartimento 2A, desprovido de chaminé e inoculado com composto, apresentar média de O_2 compatível com as observadas nos compartimentos 1C e 1D, equipados com chaminé central, inclusive com umidade maior do que ambos.

No interior dos compartimentos observaram-se distinções na distribuição dos percentuais de O_2 entre as composteiras, como observado na figura 68. Nos compartimentos 1 obtiveram-se as menores concentrações de O_2 a 25cm de distância da parede dos compartimentos e nos compartimentos 2 observou-se menores concentrações de O_2 a 50cm de distância da parede, o que aparentemente relaciona-se à presença e ausência de chaminé central, respectivamente, correspondendo às regiões de maior produção de metano conforme comentado anteriormente.

Verticalmente observou-se uma tendência de maiores concentrações de O_2 a 60cm de profundidade se comparadas a 30cm de profundidade, principalmente nos compartimentos da composteira 1, o que provavelmente relaciona-se ao incremento de aeração na base proporcionado pelo posicionamento das composteiras sobre pallets.

O menor percentual médio de O_2 registrado, relativo a 12% à 60cm de profundidade e a 50cm de distância da parede da composteira 2C, manteve-se acima dos 10% mínimos de O_2 para manutenção de condições aeróbicas e minimização da matanogênese (INACIO & MILLER, 2009a). Por outro lado, valores médios abaixo de 10% de O_2 foram obtidos em áreas centrais das leiras de INACIO & MILLER (2009a), independente da profundidade amostrada, as quais exibiam composição e dimensões semelhantes às do presente estudo como já discutido.

Assim, além das possíveis vantagens na oxigenação conferidas à utilização do composto, não obstante a sua atividade microbiológica também consumidora de O_2, acredita-se que o posicionamento das composteiras sobre pallets, o contorno dos compartimentos com manta de drenagem permeável ao ar e a alta proporção de material estruturante tenham sido fundamentais para manutenção de condições aeróbias mesmo em áreas centrais dos compartimentos em teste, evitando o estabelecimento de condições anaeróbias e formação de CH_4, como observado no centro das leiras de INACIO & MILLER (2009a). Essas características podem ser aqui desvinculadas da presença de composto como agente incentivador da oxigenação via aumento de porosidade, uma vez que o compartimento 2C, que obteve a menor média interna aos compartimentos, 12% de O_2, não ter sido inoculado com composto e mesmo assim ter atingido oxigenação satisfatória.

De qualquer forma, os compartimentos 1A e 2A apresentaram os maiores percentuais médios de O_2 em suas composteiras, uma vez que contaram com a adição de composto e os demais aspectos metodológicos e morfológicos comuns a todos os compartimentos.

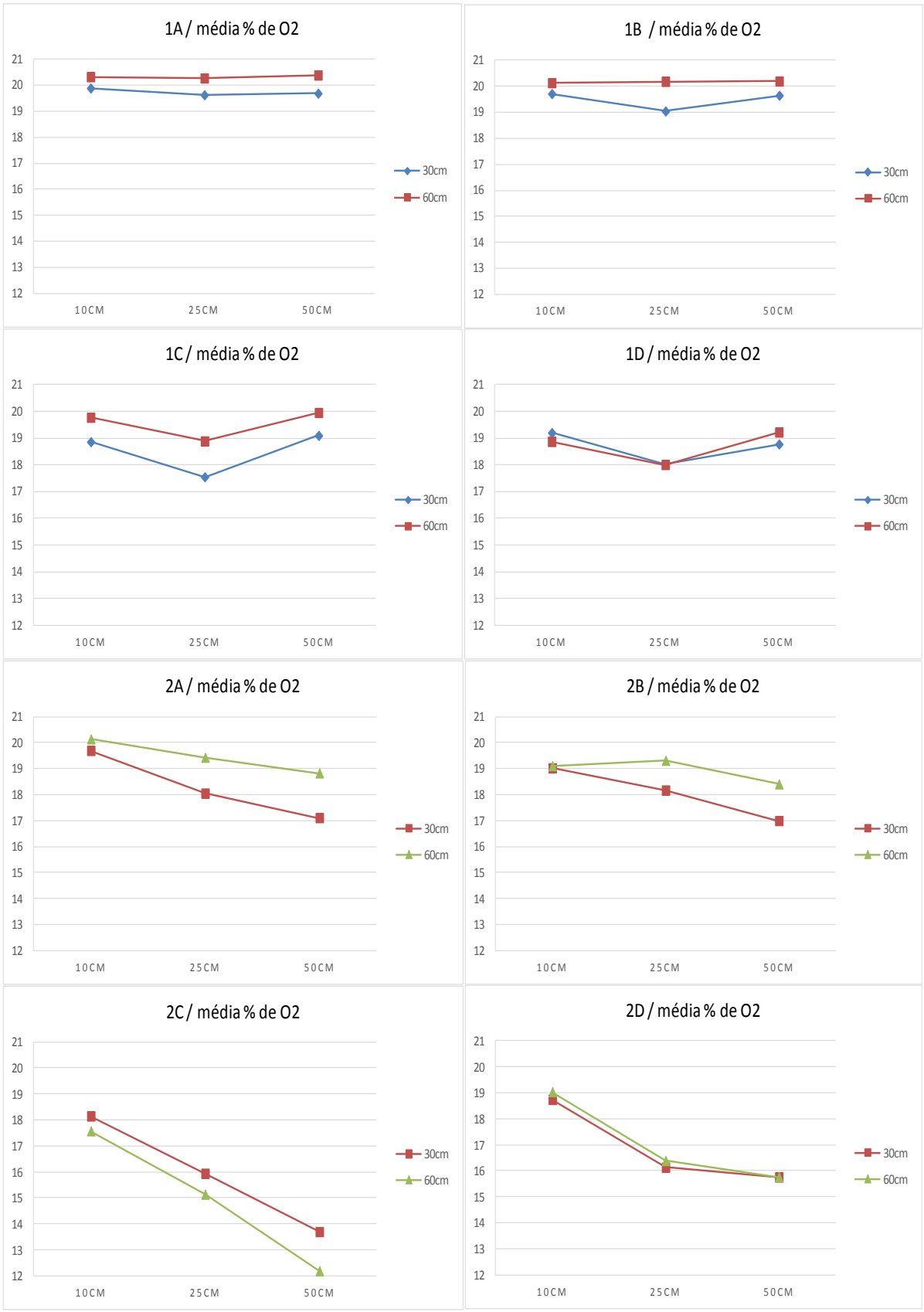

Figura 68: Percentuais médios de O_2 a 10, 25 e 50 cm de distância da parede dos compartimentos e a 30 e 60 cm de profundidade.

3.1.4) Umidade:

A umidade foi em geral um parâmetro que apresentou certa dificuldade de manutenção devido ao rápido ressecamento experimentado pelos compartimentos, o que pode ser atribuído ao posicionamento das composteiras sobre pallets, a manta de drenagem utilizada como contorno e o consequente incremento do efeito chaminé, principalmente na composteira 1. Tais características demandaram operações constantes de aporte de água para restabelecimento da umidade ideal, assim como monitoramento cuidadoso, evitando extremos de excesso ou falta de água.

Entre os compartimentos as médias deste parâmetro apresentaram-se próximas a 60%, figura 69, com diferenças significativamente menores para os compartimentos A em relação aos compartimentos B, C e D, figura 70, o que pode ser atribuído ao composto utilizado como inóculo, uma vez que o aumento da oxigenação atribuída à presença de composto favoreça o ressecamento da massa em compostagem mesmo com as menores temperaturas observadas em A.

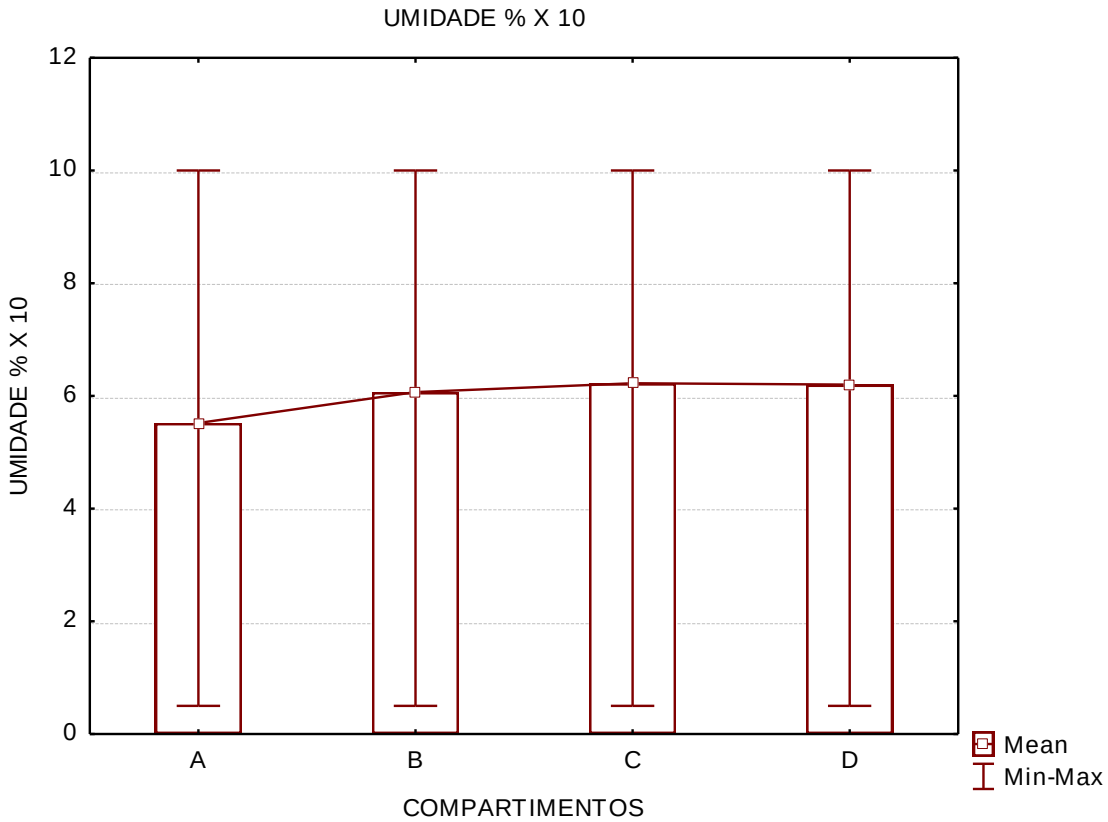

Figura 69: Unidades de referência relativas à umidade em peso, no interior dos compartimentos. Para umidade % multiplicar valores por 10.

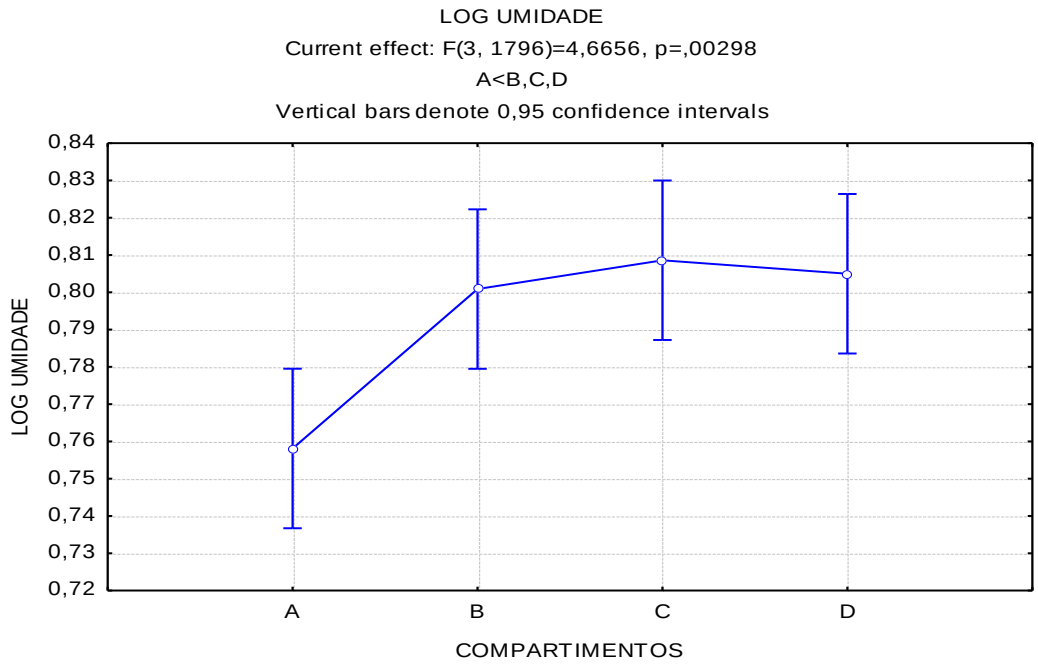

Figura 70: Dados de referência de umidade logaritmizados por compartimento.

Entre as composteiras, as menores médias de umidade foram observadas na composteira 1, por volta de 50%, e as maiores médias observadas na composteira 2, situando-se um pouco abaixo dos 70%, figura 71.

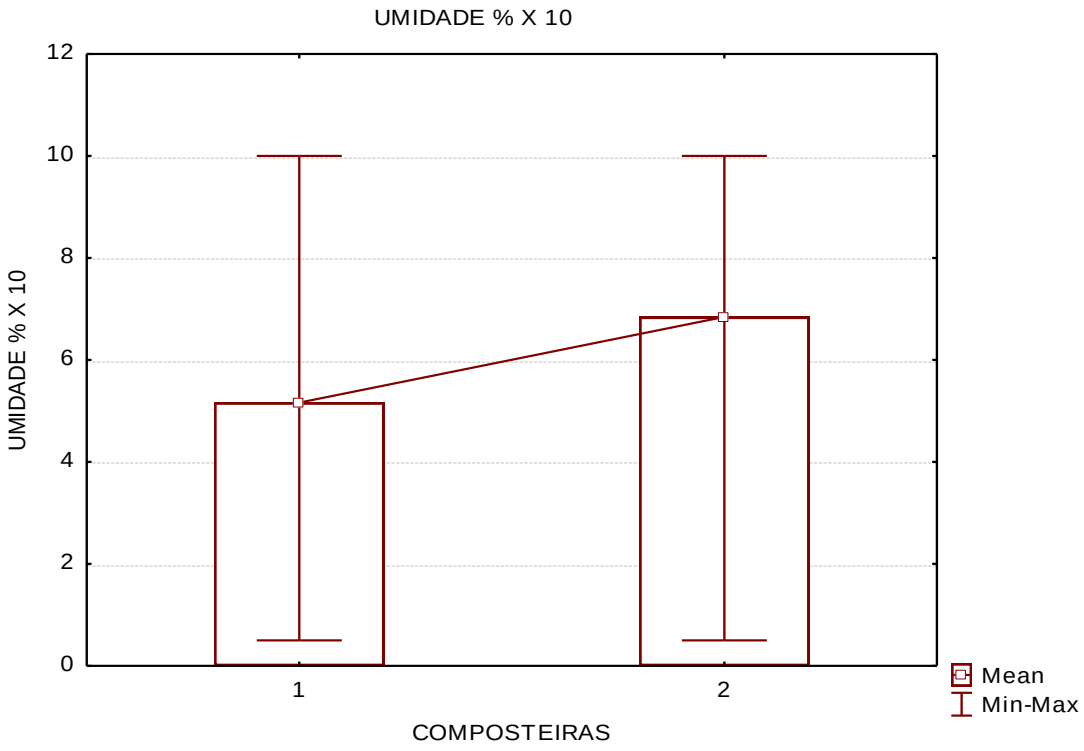

Figura 71: Unidades de referência relativas à umidade em peso no interior das composteiras. Para umidade % multiplicar valores por 10.

Estatisticamente, percentuais de umidade significativamente menores foram observados nos dados logaritmizados referentes a composteira 1 em comparação a composteira 2, figura 72, o que pode ser atribuído a presença de chaminé central na composteira 1, aumentando a ventilação e diminuindo a umidade, embora com menores temperaturas em relação a composteira 2.

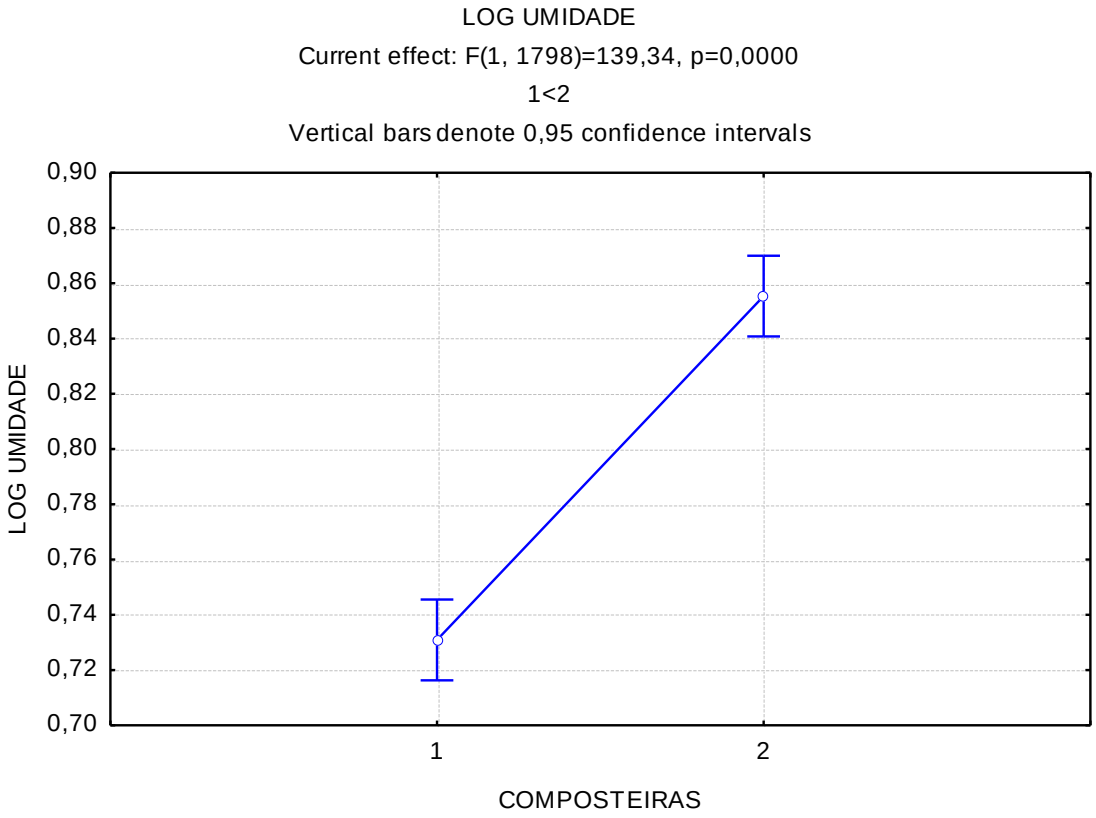

Figura 72: Dados de referência de umidade logaritmizados por compasteira.

Assim, as médias de umidade por compartimentos e por composteiras situaram-se praticamente entre os limites mínimos e máximos de umidade ideal para compostagem, relativos a 50 e 70%, como sugerido em JIANG *et al.* (2011), KIEHL (1998) e (BRASIL, 2009), indicando manutenção adequada deste parâmetro. Compostagens com umidade acima de 70% apresentam redução do $O_{2,}$ uma vez que o excesso de água ocupa os macroporos da massa. Por outro lado, umidades abaixo de 50% implicam em diminuição da atividade microbiana por escassez de água, chegando até a interrupção da mesma por volta dos 40% de umidade (KIEHL, 1998).

Sob o ponto de vista ambiental, JIANG *et al.* (2011) sugerem que 65% de umidade seja o valor ideal para minimizar a emissão de GEE. Este patamar de umidade esteve mais próximo de ser atingido pelos compartimentos B, C e D e pela

composteira 2, embora o compartimento 2A (compartimento A composteira 2) tenha sido o compartimento que mais se aproximou dos 65% de umidade.

Chama atenção o fato dos compartimentos B, não diferentes significativamente dos compartimentos C e D em termos de umidade, terem obtido melhor desempenho com relação aos percentuais de O_2 que C e D, inclusive significativamente, assemelhando-se aos compartimentos A. Tal aspecto corrobora novamente para a importância do tipo de inoculação aplicada à massa de compostagem no que tange a adequação de parâmetros ambientais.

Avaliando-se o comportamento da umidade horizontalmente no interior dos compartimentos, observa-se uma tendência a maiores valores deste parâmetro a 25cm de distância da parede nos compartimentos da composteira 1, o que relaciona-se ao maior fluxo de ar e consequente ressecamento proporcionado pela chaminé central e pela proximidade da parede externa relativos as distâncias de 50 e 10 cm respectivamente. Nos compartimentos da composteira 2 não foram estabelecidos padrões claramente definidos, embora aparentemente possa ser observado uma tendência de maiores valores de umidade ocorrendo a 50 cm de distância da parede dos compartimentos, figura 73.

Verticalmente, ambas as composteiras apresentaram menor umidade na medição a 75 cm de profundidade, o que pode ser explicado pela entrada de ar pela base, impulsionada pelo efeito chaminé e pela dificuldade de umectação desta região, uma vez que os aportes de água foram na maioria dos casos feitos pela parte de cima das composteiras. Ainda com relação a avaliação da umidade verticalmente, observou-se a alternância das profundidades de 25 e 50 cm na primeira e segunda posições com relação a maiores teores de umidade nos compartimentos da composteira 1, ao passo que nos compartimentos da composteira 2 a profundidade de 50 cm se apresentou em primeiro lugar com relação a níveis de umidade. Este aspecto pode ser relativo às maiores temperaturas atingidas nos compartimentos 2, principalmente na superfície, com cerca de 10 °C a mais que os compartimentos 1, como visto na figura 73. Assim, um duplo efeito de ressecamento se estabeleceu sobre os compartimentos 2. A base foi ressecada via entrada de ar e a superfície via influência de maiores temperaturas.

Por experiência prática, sugere-se que um punhado de composto seja coletado e apertado com a mão seca. Caso haja escorrimento de um fio de água ou de muitas gotas a umidade situa-se acima de 70%. Caso a mão fique molhada ou duas a três gotas de água escorram, a umidade está por volta de 70%.

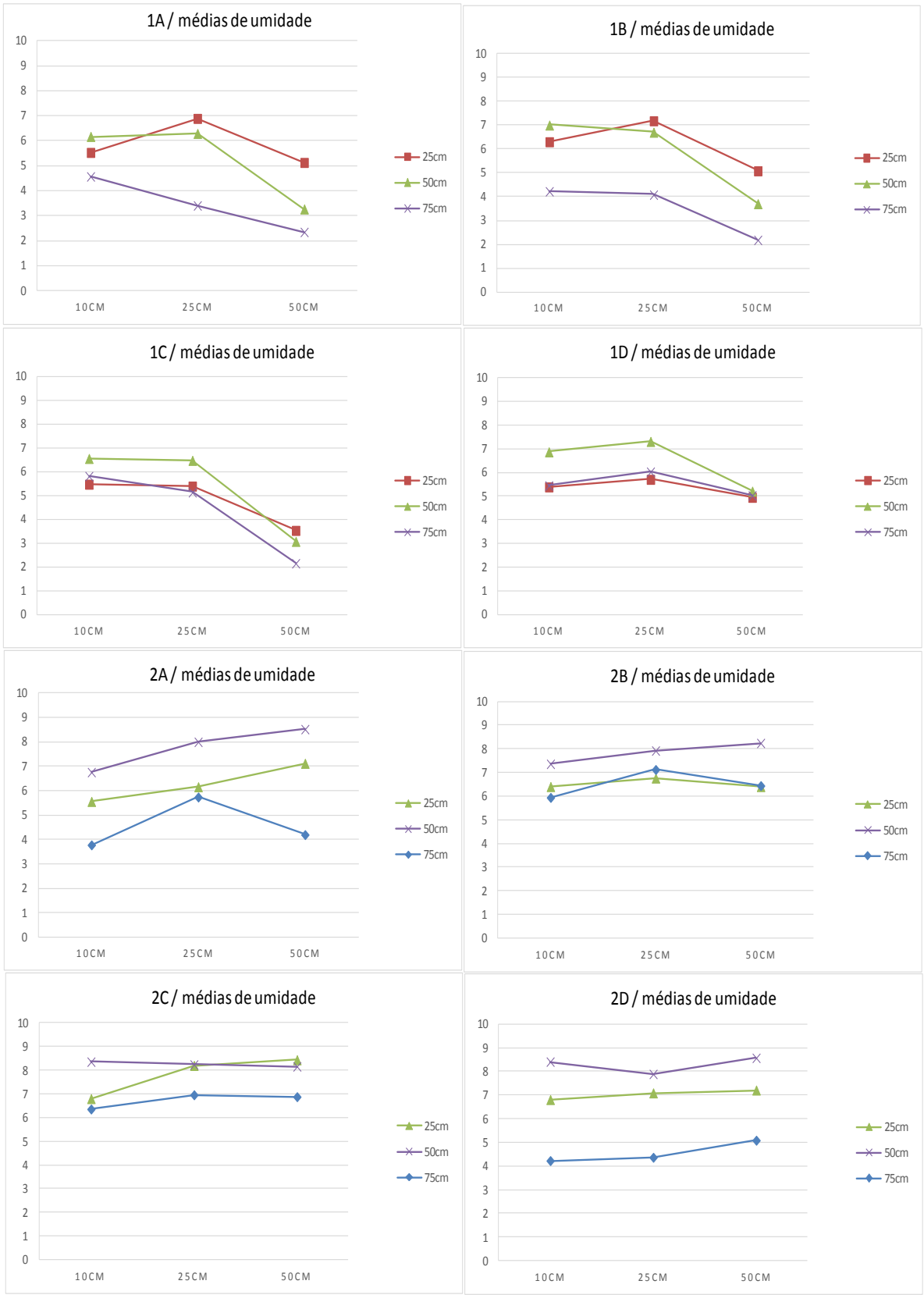

Figura 73: Unidades de referência para umidade a 10, 25 e 50 cm de distância da parede dos compartimentos e a 25, 50 e 75 cm de profundidade. Para umidade % multiplicar valores de referência por 10.

3.1.5) Gás Carbônico:

O percentual médio de CO_2 manteve-se em geral baixo em todos os compartimentos e composteiras, como observado nas figura 74 e 75, respectivamente. Tal fato sugere que haja satisfatória permeabilidade de gases nos poros e microporos do material em compostagem, o que relaciona-se com a umidade e a composição dos RSO, permitindo que o CO_2 metabólico produzido seja liberado assim como o O_2 demandado possa penetrar na massa em compostagem (ANADERSEN *et al.,* 2010b).

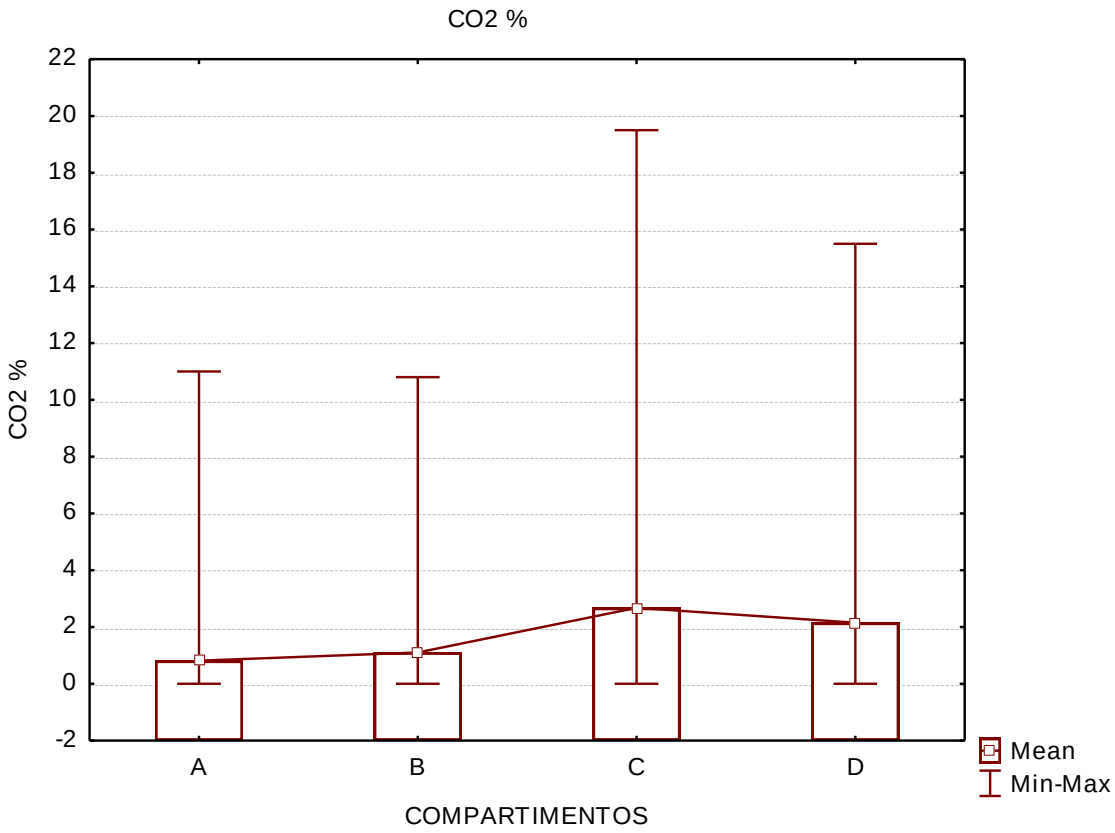

Figura 74: Percentuais médios de CO_2 no interior dos compartimentos.

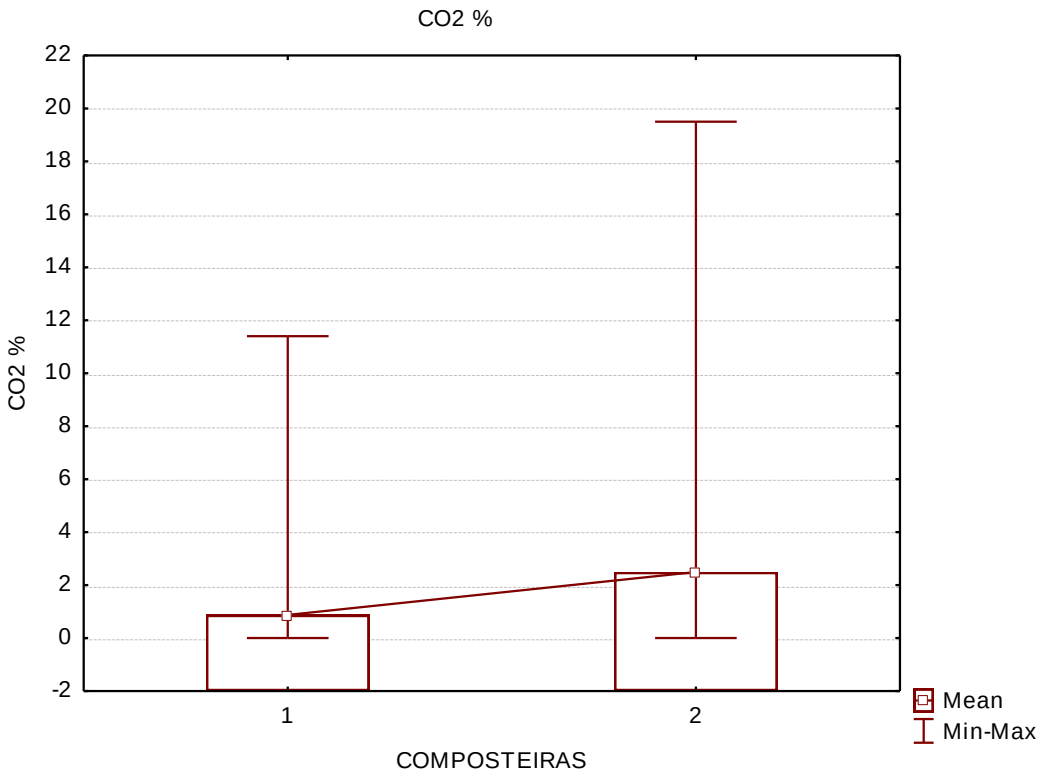

Figura 75: Percentuais médios de CO_2 no interior das composteiras.

Estatisticamente, diferenças significativas foram observadas entre composteiras e compartimentos, como observado nas figuras 76 e 77, respectivamente.

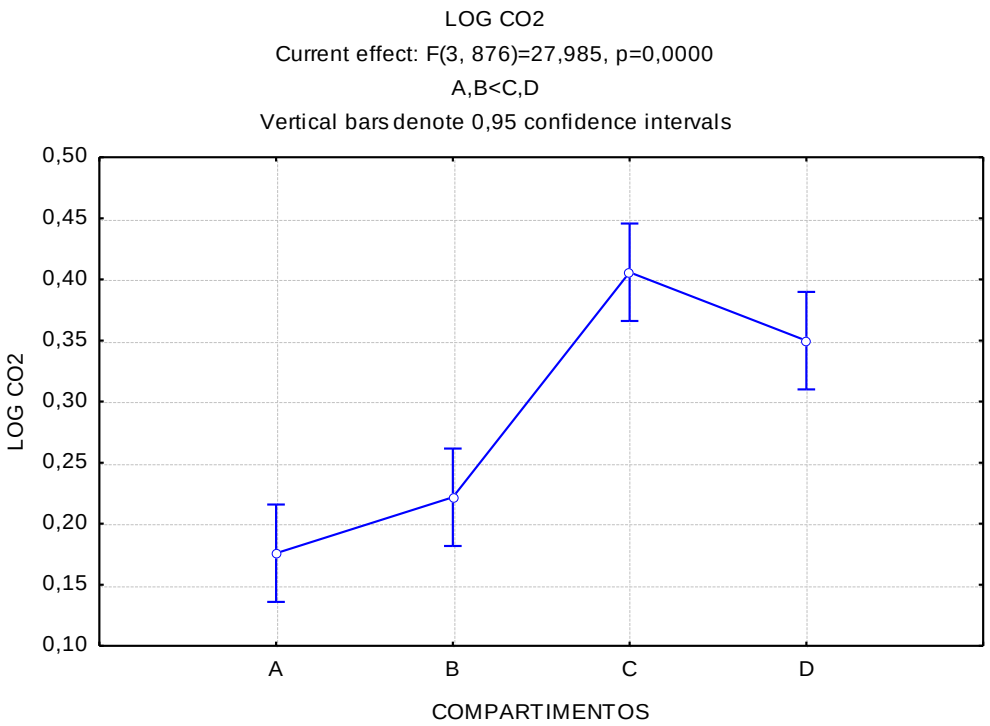

Figura 76: Dados do percentual de CO_2 logaritmizados por compartimento.

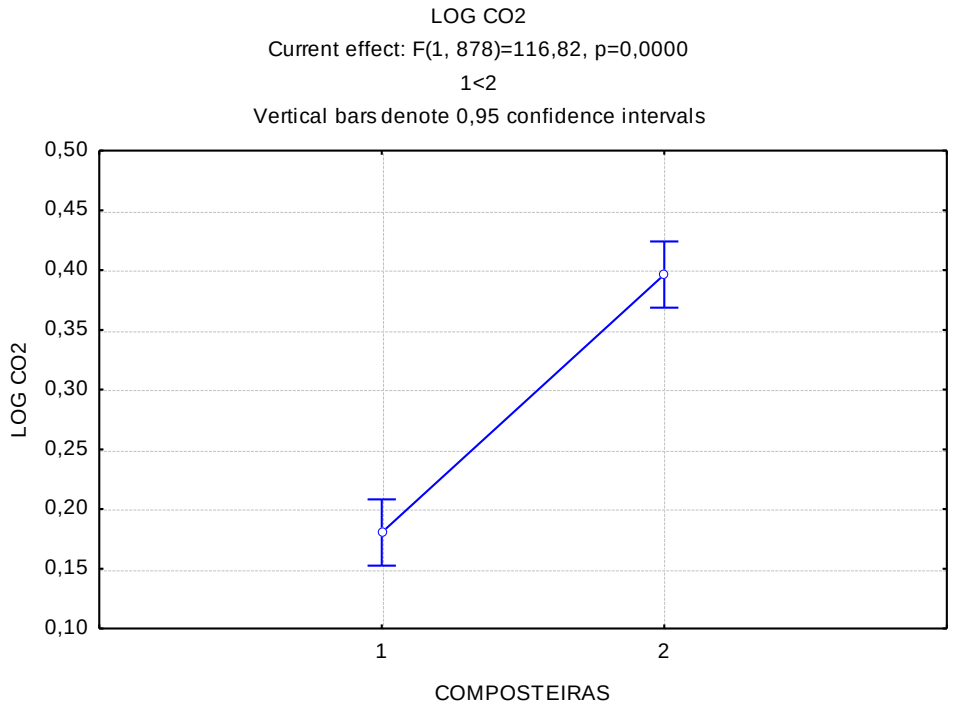

Figura 77: Dados do percentual de CO_2 logaritmizados por composteira.

Como uma imagem inversa da figura 66, que descreve o perfil logaritmizado de O_2, os compartimentos C e D, não inoculados com composto, apresentaram valores significativamente maiores de CO_2 que os demais compartimentos, embora com

médias pequenas. Seguindo-se esta linha de raciocínio, os menores percentuais de CO_2 e umidade obtidos em A, em relação aos demais compartimentos, sugerem novamente que o composto utilizado como inóculo aumente a porosidade e consequentemente a permeabilidade dos gases na compostagem, assim como observado na avaliação de CH_4 e O_2.

Entre composteiras, o tratamento 1 apresentou menor percentual de CO_2 que o 2, seguindo um padrão inverso a umidade e O_2, e semelhante a CH_4, refletindo a maior ventilação obtida no tratamento 1 devido a presença de aeração central. Contudo, os valores de CO_2 na composteira 2 também foram satisfatoriamente baixos, indicando ventilação e porosidade suficientes mesmo sem aeração central. Tais aspectos sugerem mais uma vez que um correto dimensionamento, escolha de materiais de montagem, disposição do material, composição de resíduos e controle da umidade sejam determinantes para permeabilidade de gases na compostagem, como visto em JIANG *et al.* (2011).

No interior da composteira 1 não houve o estabelecimento de padrões claramente identificáveis horizontalmente, embora seja possível observar uma tendência de maiores valores de CO_2 a 25cm de distância da parede dos compartimentos, figura 78. Verticalmente evidencia-se mais claramente que os maiores valores de CO_2 situam-se a 30 cm de profundidade, em consonância com os menores valores de O_2 nesta profundidade. Na composteira 2 um padrão mais claramente identificável horizontalmente aponta para maiores valores de CO_2 a 50 cm de distância da parede da composteira, ao passo que verticalmente observa-se uma alternância entre as profundidades.

De maneira geral, comparando-se as médias de CO_2 obtidas na figura 78, variáveis entre 0,9 e 7,4% de CO_2, com as obtidas em INACIO & MILLER (2009a), variáveis entre 2 e 22% de CO_2, nota-se a adequação das estratégias de aeração passiva adotadas.

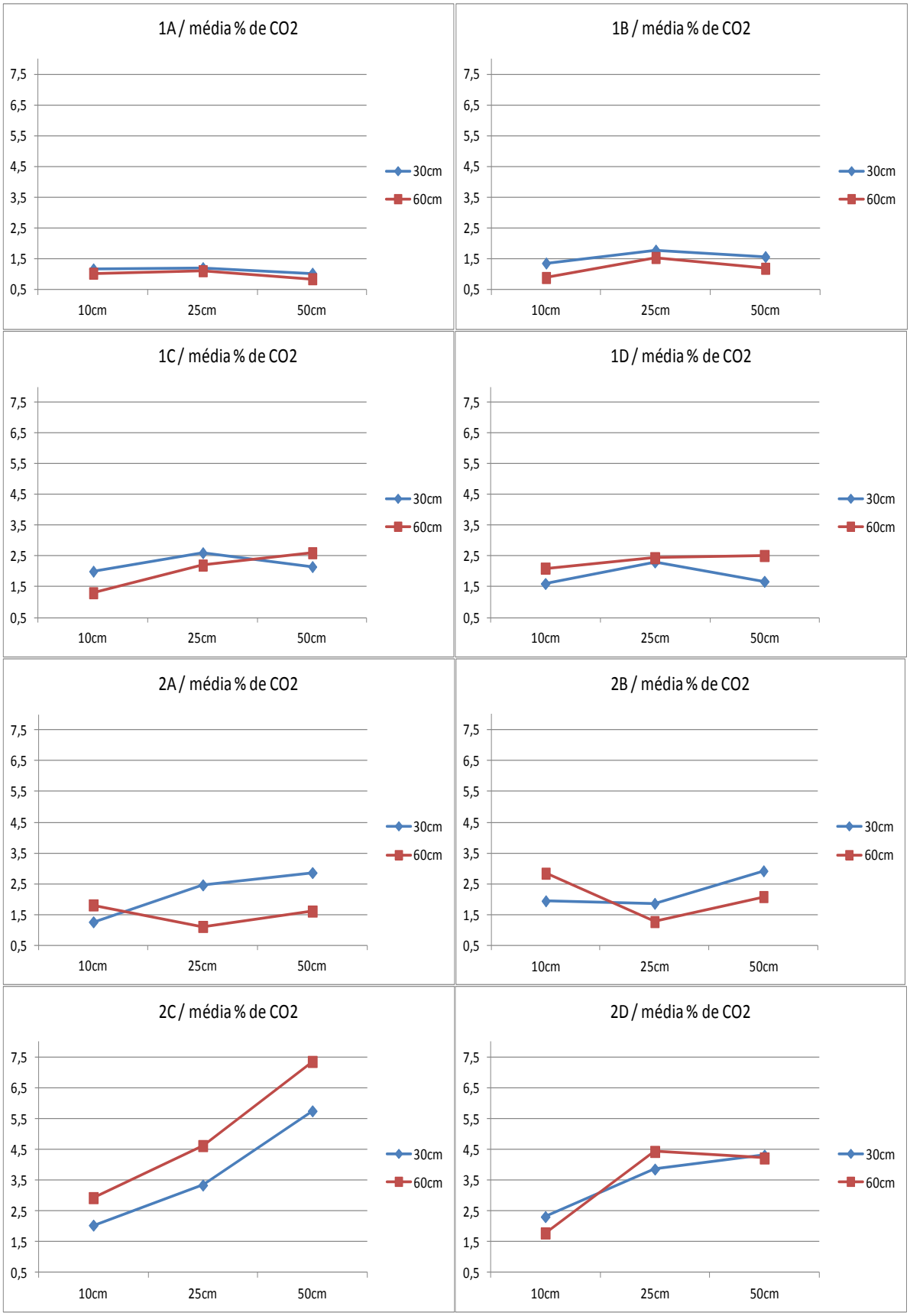

Figura 78: Percentuais médios de CO_2 a 10, 25 e 50 cm de distância da parede dos compartimentos e a 30 e 60 cm de profundidade.

Considerando-se os dados relativos ao percentual de gases, temperatura e umidade obtidos no interior dos compartimentos e composteiras, observou-se que todos os tratamentos foram eficientes em atingir temperaturas termofílicas, altos níveis de oxigenação e baixos níveis de geração de gases indesejáveis como o CH_4, mesmo sob um regime de operação semi-estático e sem gasto energético para aeração. Estes aspectos devem-se à combinação de diferentes fatores como utilização de 1/3 de material estruturante, posicionamento das composteiras sobre pallets, revestimento com manta de drenagem, estabelecimento de temperaturas termofílicas e controle da umidade, que em conjunto garantiram a otimização do efeito chaminé, onde um fluxo de ar ascendente se estabeleceu nos compartimentos, via convecção térmica, sugando ar fresco do meio externo por todas as laterais, inclusive pela base.

3.1.6) Emissões gasosas:

As emissões de CH_4 foram mínimas em todas as medições realizadas, assim como próximas ao limite de detecção mínimo, 0,01%, e do erro de leitura, 5%, do analisador de gás utilizado. Assim, com todos os tratamentos mostrando-se eficientes em minimizar a produção e/ou metabolizar o CH_4 eventualmente produzido, optou-se por considerar as emissões de todos os compartimentos como desprezíveis, o que encontra ressonância nos estudos de JACKEL *et al.* (2005) e INÁCIO *et al.* (2009b), onde até 98% do CH_4 produzido foi oxidado por comunidades metanotróficas antes de ser emitido. Corrobora ainda com esta colocação o fato das temperaturas médias terem variado entre 40 e 54°C em todos os compartimentos, faixa de ótima atividade para os micro-organismos metanotróficos segundo JACKEL *et al.* (2005), como já discutido.

Muitos aspectos contribuem em conjunto para minimização da gênese e das emissões de CH_4 na compostagem, sendo dimensão, densidade, intensidade de aporte e presença de microorganismos metanotróficos os mais relevantes para JACKEL *et al.* (2005), sendo estes diretamente relacionados com a oxigenação, temperatura e umidade do sistema, parâmetros com variação bastante relacionada à geração de CH_4.

Assim, considerando-se a emissão de 600 kg de CO_2 eq./ton. de RSO aterrado (USEPA, 2005), as 4 ton. de RSO compostadas neste experimento evitaram a emissão de 2.4ton. de CO_2 eq., assim como a ausência de transporte destas evitou a emissão de 87kg de CO_2 eq., considerando-se a emissão de 2,9 kg de CO_2/L de óleo diesel (MAHLER 2012) e o consumo de 7,5L de óleo diesel por ton. transportada (SOLVI, 2006 apud MAHLER 2012).

3.1.7) Parâmetros do composto após 60 dias em compostagem.

Segundo BRASIL (2009), o composto proveniente de “lixo domiciliar” é enquadrado na classe C, correspondendo a fertilizante orgânico que, em sua produção, utiliza qualquer quantidade de matéria-prima oriunda de lixo domiciliar, resultando em produto de utilização segura na agricultura, sendo assim classificado para as comparações que se seguem e utilizem a IN 25 / 2009 do MAPA (BRASIL, 2009).

3.1.7.1) Teor de nutrientes:

O teor de nutrientes observado nos diferentes compartimentos após 60 dias atingiu níveis compatíveis a outros trabalhos utilizando resíduos semelhantes e a valores de referência, como observado na tabela 2. Exceção pode ser observada quanto aos níveis de P e K, que de maneira geral ficaram abaixo dos valores de comparação. Tal fato pode ser relacionado às operações de aporte de água para umectação dos compartimentos, causando lixiviação destes nutrientes.

Infelizmente não foram realizadas análises de nutrientes nos lixiviados para confirmar ou não esta hipótese. Contudo, os níveis de P e K encontrados inicialmente nos RSO, antes de aportados, já indicavam baixos teores desses nutrientes.

No Brasil, de maneira geral, a produção de composto industrializada ocorre sem controle e sem monitoramento. Assim, além da possibilidade de conterem metais pesados e inertes por causa da matéria prima misturada, os compostos perdem nutrientes durante o processo e apresentam baixos valores de NPK e matéria orgânica, servindo apenas como condicionadores de solo (BARREIRA *et al.,* 2006). Tais deficiências são em geral contornadas com adição de nutrientes ao composto final produzido, constituindo prática comum para compostos utilizados comercialmente na agricultura.

Considerando-se operações em pequena escala, onde o produto final seria utilizado pelo próprio gerador, sem interesse comercial, tal correção de nutrientes pode ser negligenciada. Caso contrário, esta pode ser feita de maneira relativamente simples, como descrito em EMBRAPA (2008).

Com relação à contaminação por metais pesados, operações em pequena escala incluem separação prévia dos resíduos na fonte, minimizando a possibilidade de contaminação, o que ocorre em geral onde a separação dos resíduos é feita posteriormente a coleta (FARRELL & JONES, 2009), como observado na maioria das operações de compostagem de RSU em grande escala no Brasil. Assim, não foram realizadas analises de metais pesados nesse estudo.

Tabela 2: Percentual de nutrientes e pH dos RSO fresco (antes da compostagem) e após 60 dias em compostagem. Referências: a) KIEHL (1998) fertilizante orgânico, b) GIRÓ apud COLÓN (2010) resíduo orgânico misto (praças, jardins e doméstico), c) BRASIL (2009) fertilizante orgânico proveniente de resíduos orgânicos sólidos urbanos, d) ANDERSEN *et al.*, (2011) resíduos orgânicos domésticos, e) TEIXEIRA *et al.,* (2004) resíduos orgânicos domésticos.

Parâmetros em % de st (exceto pH)	Na	K	Mg	P	Nkt	pH
RSO fresco	1,11	0,14	0,49	0,44	2,26	5,6
A	1,08	0,11	0,29	0,28	2,41	7,5
B	1,29	0,12	0,34	0,29	2,67	7,3
C	1,14	0,09	0,45	0,24	2,32	7,1
D	0,83	0,07	0,30	0,31	2,07	6,7
Referências	0,18 - 0,50d	>0,5a	0,33e	0,46-0,56d	>0,5a > 2b	<6,5c 6,5/8b

3.1.7.2) Relação C/N:

A relação C/N <20/1 é um dos indicadores de estabilidade para fertilizante orgânico classe C, segundo BRASIL (2009). Neste quesito a maioria dos tratamentos apresentou relação C/N indicando estabilidade após 60 dias em compostagem, a exceção dos compartimentos D, com C/N média próxima a 21/1, como visto na figura 79.

De maneira geral os compartimentos A e B tiveram menores médias de C/N que os compartimentos C e D, com A sendo significativamente menor do que D, figura 80. Tal aspecto sugere que os compartimentos inoculados com composto, especialmente o A, tiveram vantagens no que tange à degradação dos RSO em relação a C e D.

Avaliando-se a relação C/N entre as composteiras, ambas apresentaram C/N < 20/1, indicando estabilidade do material após 60 dias em compostagem, figura 81. Contudo, a composteira 1 apresentou relação C/N significativamente maior que a composteira 2, resultado pode ter sido auxiliado pelas maiores temperaturas atingidas na composteira 2 com relação a 1, figura 82.

O valor médio inicial da relação C/N, relativo aos RSO frescos, foi de 26/1.

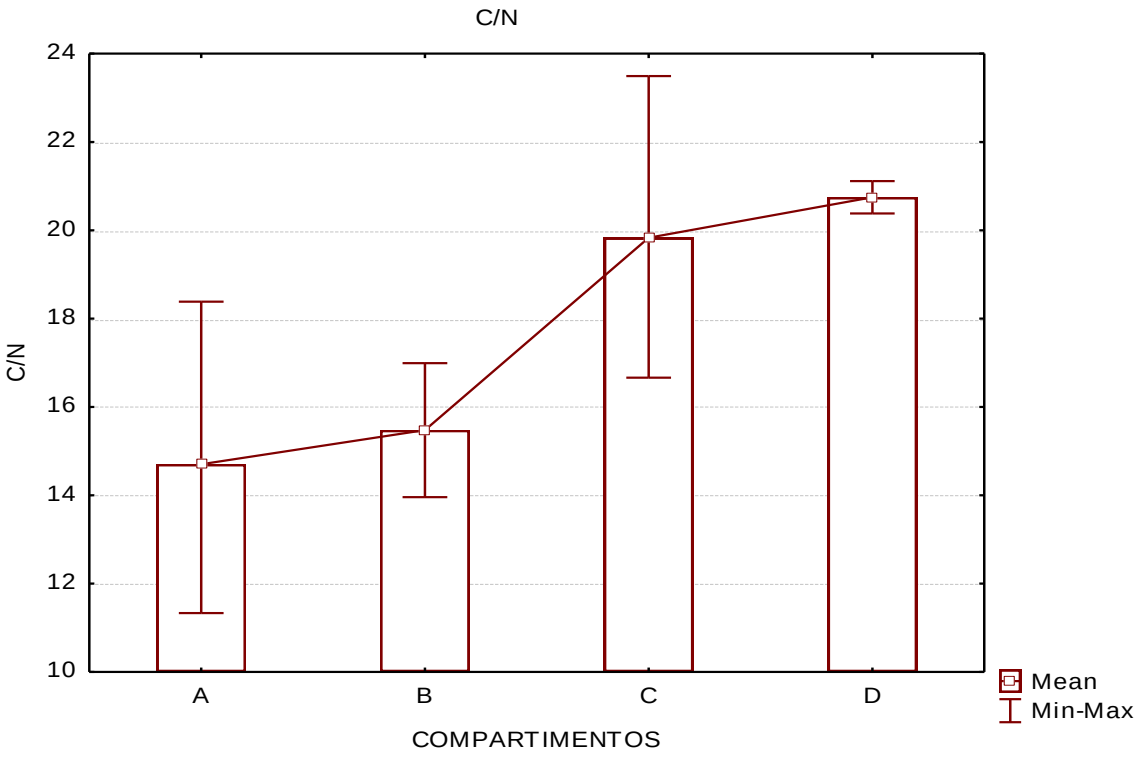

Figura 79: Relação C/N média após 60 dias em compostagem por compartimento.

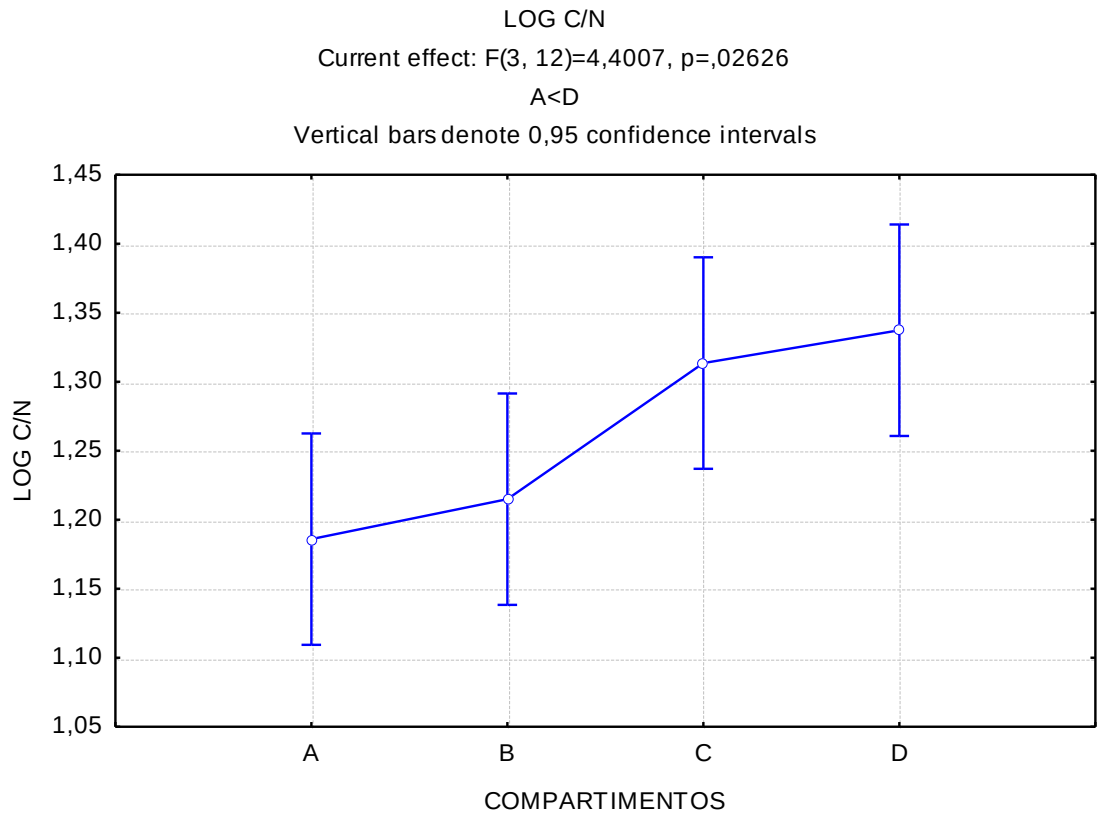

Figura 80: Dados da relação C/N logaritmizados por compartimento.

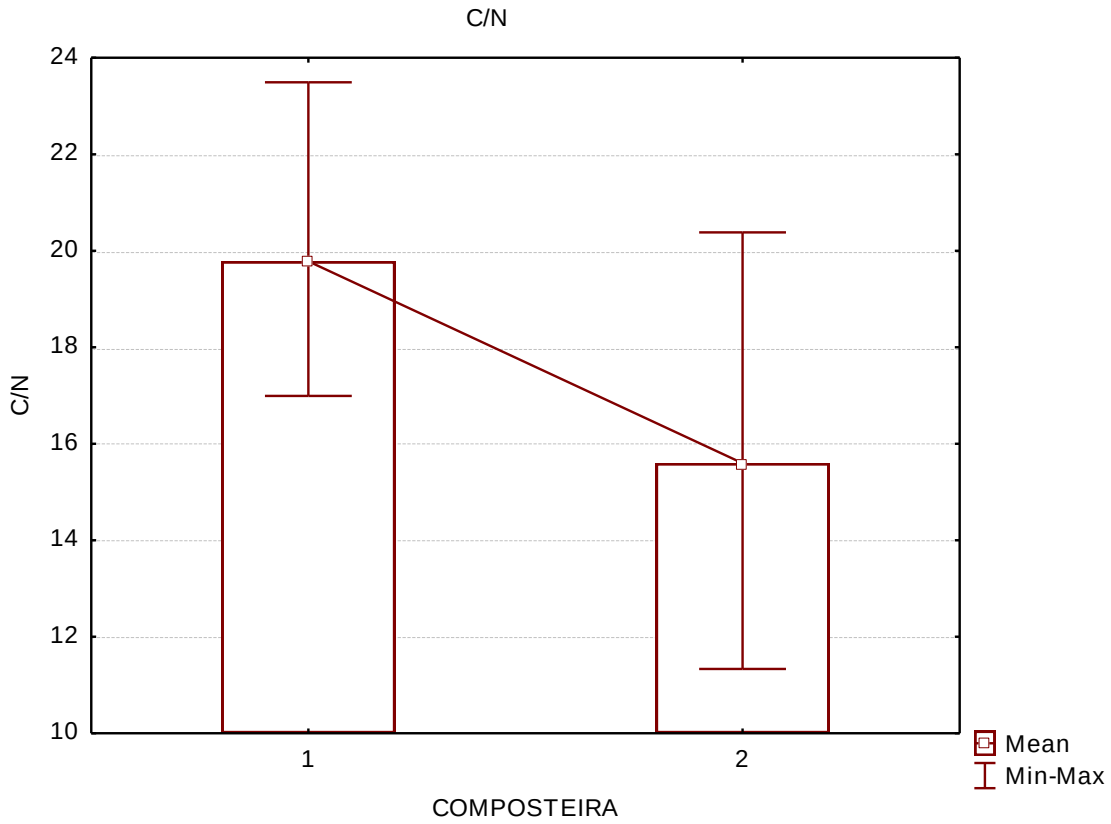

Figura 81: Relação C/N média após 60 dias em compostagem por composteira.

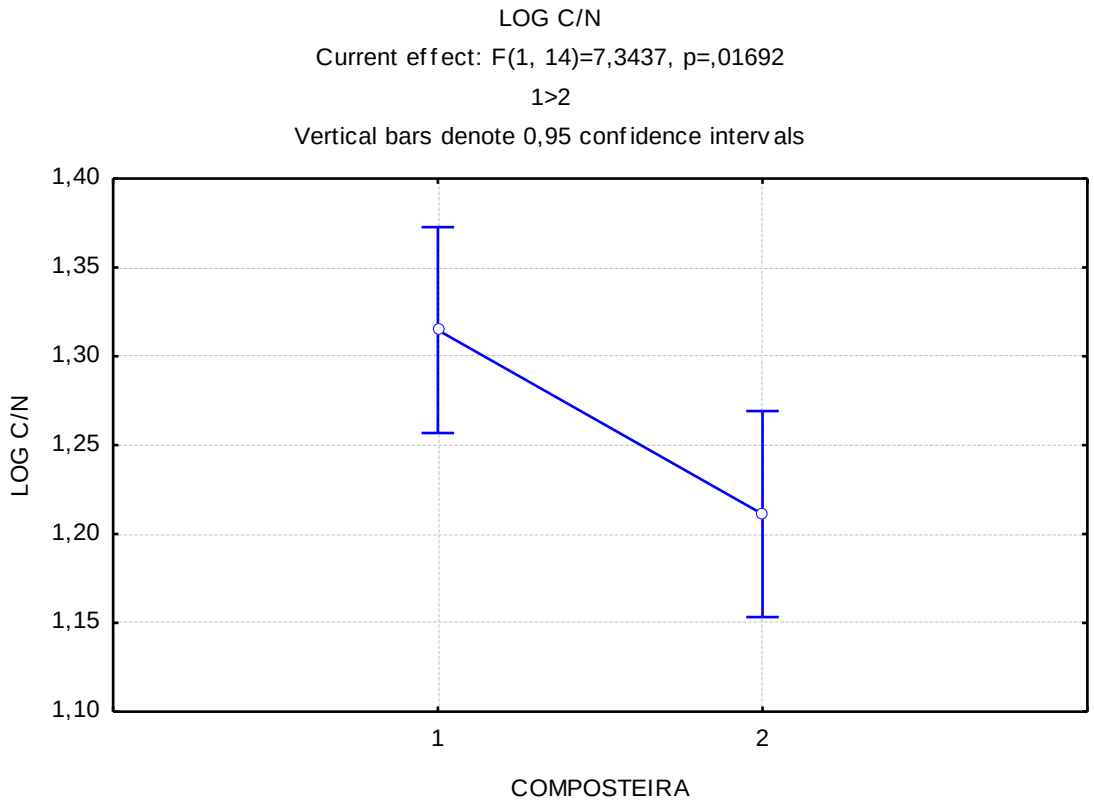

Figura 82: Dados da relação C/N logaritmizados por composteira.

3.1.7.3) Carbono orgânico total (COT):

No presente estudo os compartimentos A e B apresentaram menores médias de COT que os compartimentos C e D, figura 83, embora somente o compartimento A tenha apresentado diferenças significativamente menores que os compartimentos C e D, figura 84, sugerindo otimização da degradação dos resíduos pela inoculação de composto maturado no compartimento A, uma vez que o teor de carbono orgânico total é outro indicador de degradabilidade dos materiais. O mesmo aspecto foi observado na avaliação da relação C/N, onde os compartimentos A e B apresentaram menores valores que C e D.

Entre as composteiras a menor média de COT foi observada na composteira 1, figura 85, embora sem diferença significativa com relação a composteira 2, figura 86, indicando que a maior temperatura alcançada em 2 não exerceu influência positiva claramente perceptível com relação a degradação do carbono orgânico.

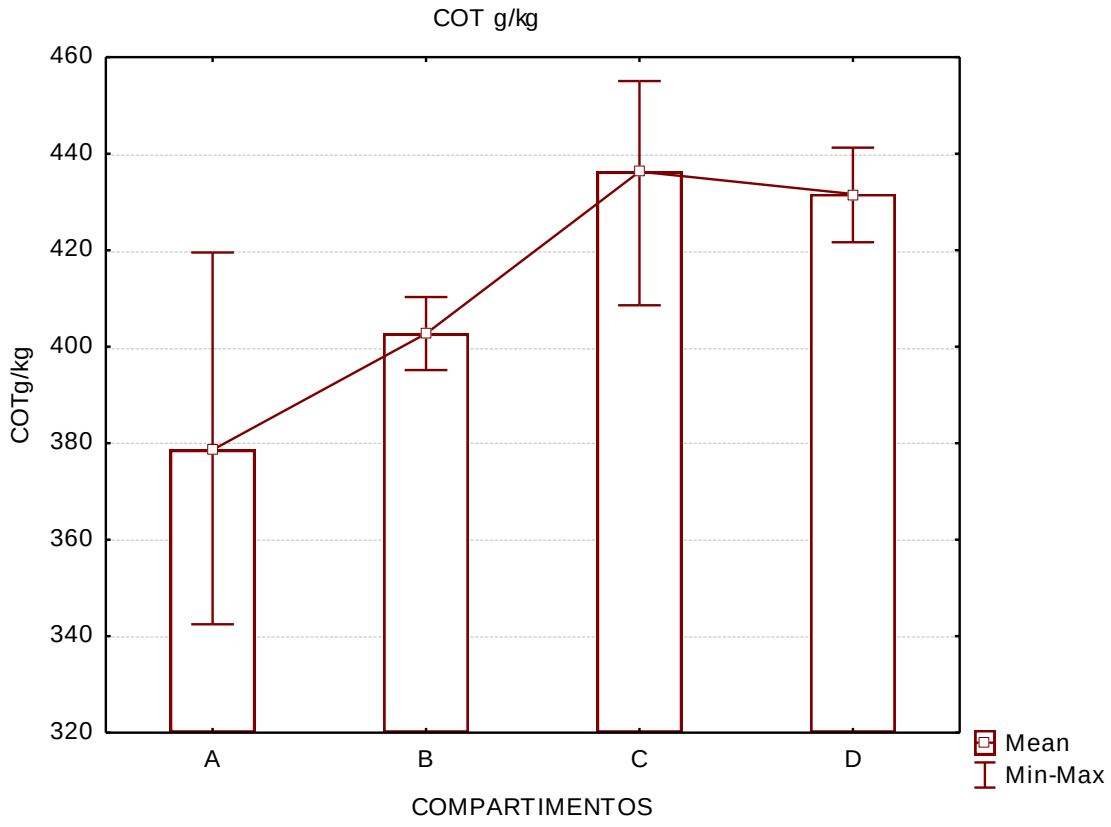

Figura 83: COT em g/kg após 60 dias em compostagem por compartimento.

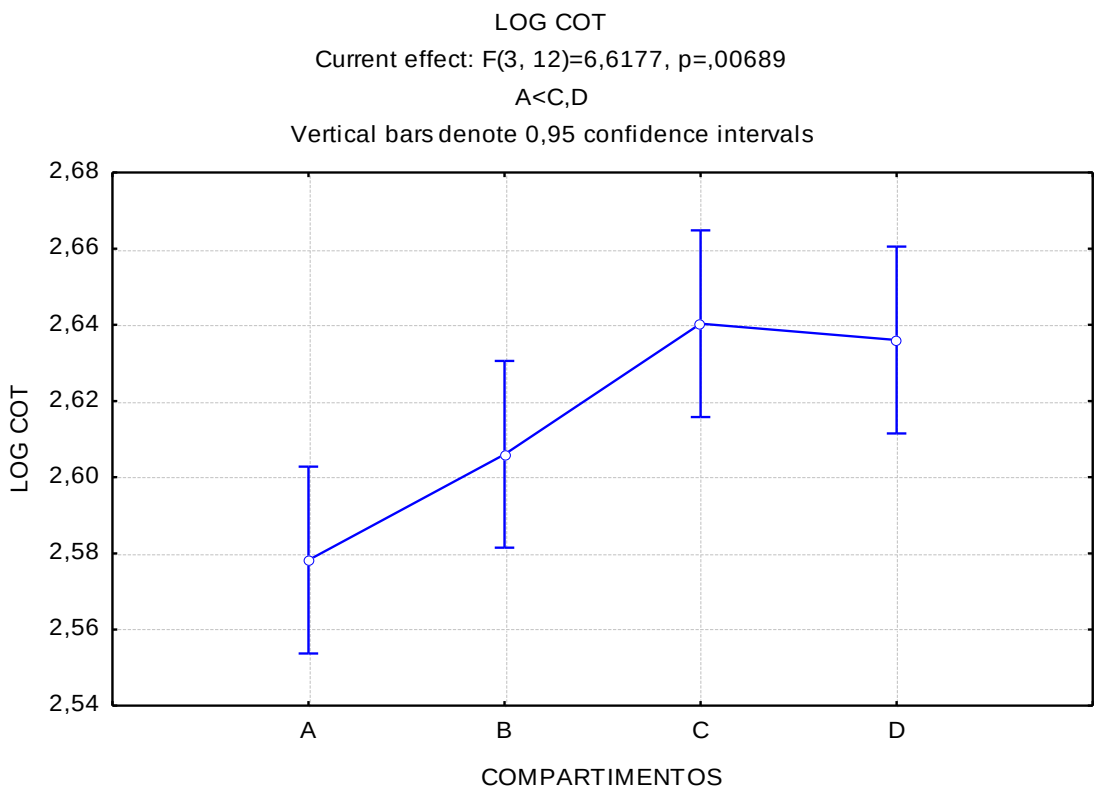

Figura 84: Dados logaritmizados de COT por compartimento.

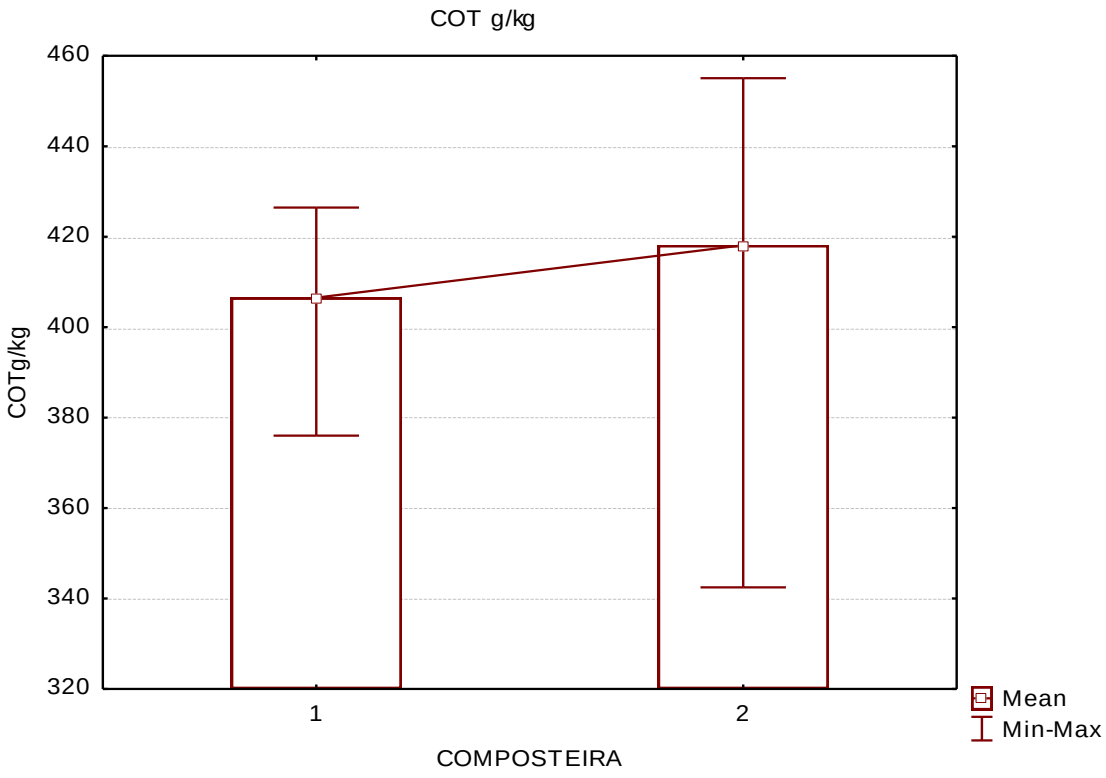

Figura 85: COT em g/kg após 60 dias em compostagem por composteira.

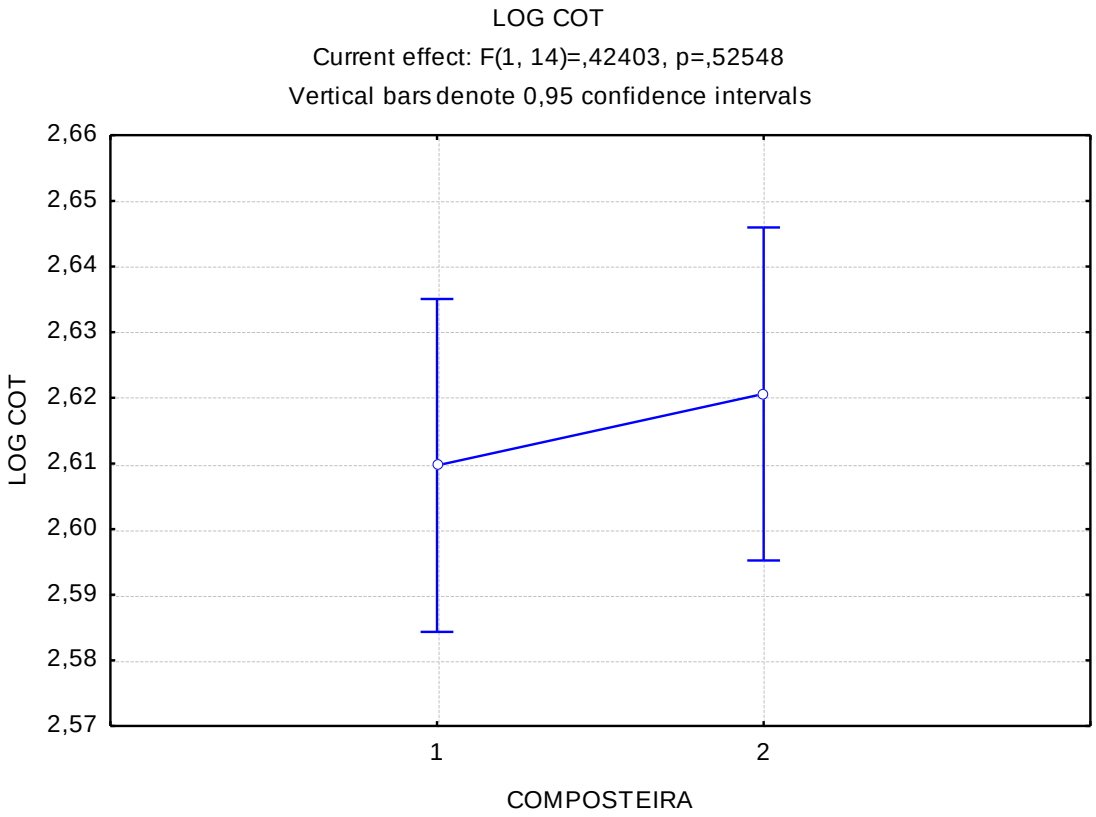

Figura 86: Dados logaritmizados de COT por composteira.

Embora o teor de COT do presente estudo tenha sido alto se comparado aos encontrados em composto orgânico maturado de três usinas de compostagem barsileiras, variável entre 187 g/kg e 249 g/kg (ABREU-JUNIOR *et al*., 2012), vale ressaltar que estes valores referem-se a 60 dias em compostagem, em comparação a mais de 150 dias relativos aos valores citados acima. Além disso, o elevado percentual de troncos triturados, relativo a 1/3 dos RSO, demanda de seis meses a um ano para degradação. Assim, no processo de trituração e homogenização das amostras, feito previamente às análises laboratoriais, elevados teores de COT provenientes dos materiais de difícil decomposição foram incorporados às amostras, dificultando as avaliações relativas a teores de degradação.

Em operações corriqueiras de compostagem se faz o peneiramento para retirada desse material de difícil degradação antes do aporte do composto no solo, pois mesmo não sendo mais nocivo aos cultivares ele serve de fonte de C para os microorganismos do solo, os quais acabam por capturar também N e P, atuando como competidores dos vegetais pelos nutrientes, criando a chamada “imobilização biológica do nitrogênio” (INACIO & MULLER, 2009).

Outro aspecto que deve ser considerado foi a menor umidade que predominou na base das composteiras, devido ao excesso de ventilação causado pela suspensão sobre pallets, o que pode ter colaborado para lentidão na degradação dos resíduos especificamente nesta região, local de retirada das amostras para análises.

Com relação aos requesitos de COT para classificação como fertilizante classe C, todos os compartimentos mantiveram-se acima dos 15% de COT demandados em BRASIL (2009) após 60 dias em compostagem, figura 83.

O valor médio inicial de COT no RSO frescos, antes da compostagem, foi de 590g/kg.

3.1.7.4) pH:

O pH dos compartimentos A, B e C, que receberam algum tipo de inóculo, atingiu valores médios superiores a 7 após 60 dias. O oposto foi observado nos compartimentos D, onde o valor médio de pH situou-se abaixo da neutralidade, figura 84. Tal aspecto sugere lentidão do processo de compostagem sem adição de inóculo em comparação aos demais, embora usualmente o processo de compostagem demande de 90 a 120 dias para se completar (KIEHL, 1998).

O tratamento A apresentou valor de pH significativamente maior que C e D, assim como B e C apresentaram valores significativamente maiores que D, figura 85, o que reforça a ideia de favorecimento do processo de compostagem em compartimentos que receberam inóculo de composto em maturação.

Contudo, todos os compartimentos atingiram o valor de referência, pH>6,5, descrito em BRASIL (2009) e GIRÓ (1994) apud COLON *et al.* (2010), sugerindo que o material poderia concluir seu processo de degradação já em contato com o solo.

Entre composteira, ambas atingiram neutralidade de pH após 60 dias, figura 86, sem diferenças significativa entre 1 e 2, figura 87, sugerindo que as diferenças em relação a temperatura e oxigenação, oriundas de seus aspectos morfológicos (presença ou ausência de chaminé central) não tenham afetado o valor de pH.

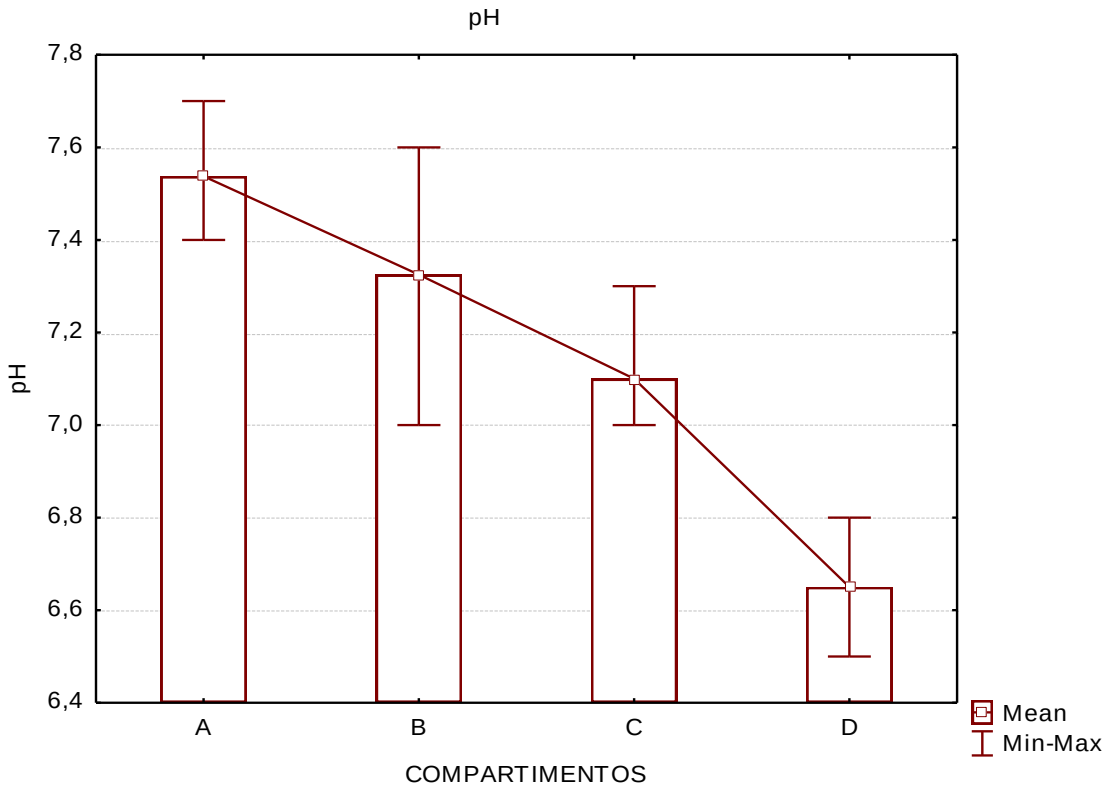

Figura 87: pH após 60 dias em compostagem por compartimento.

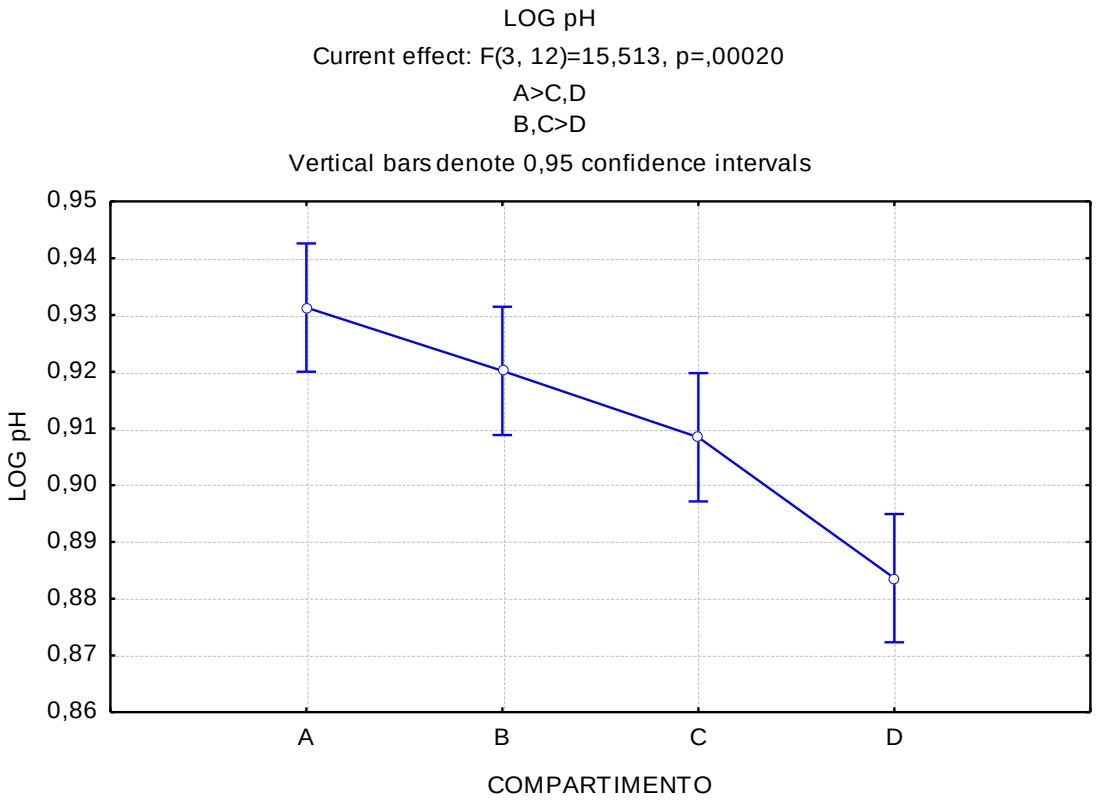

Figura 88: Dados logaritmizados de pH por compartimento.

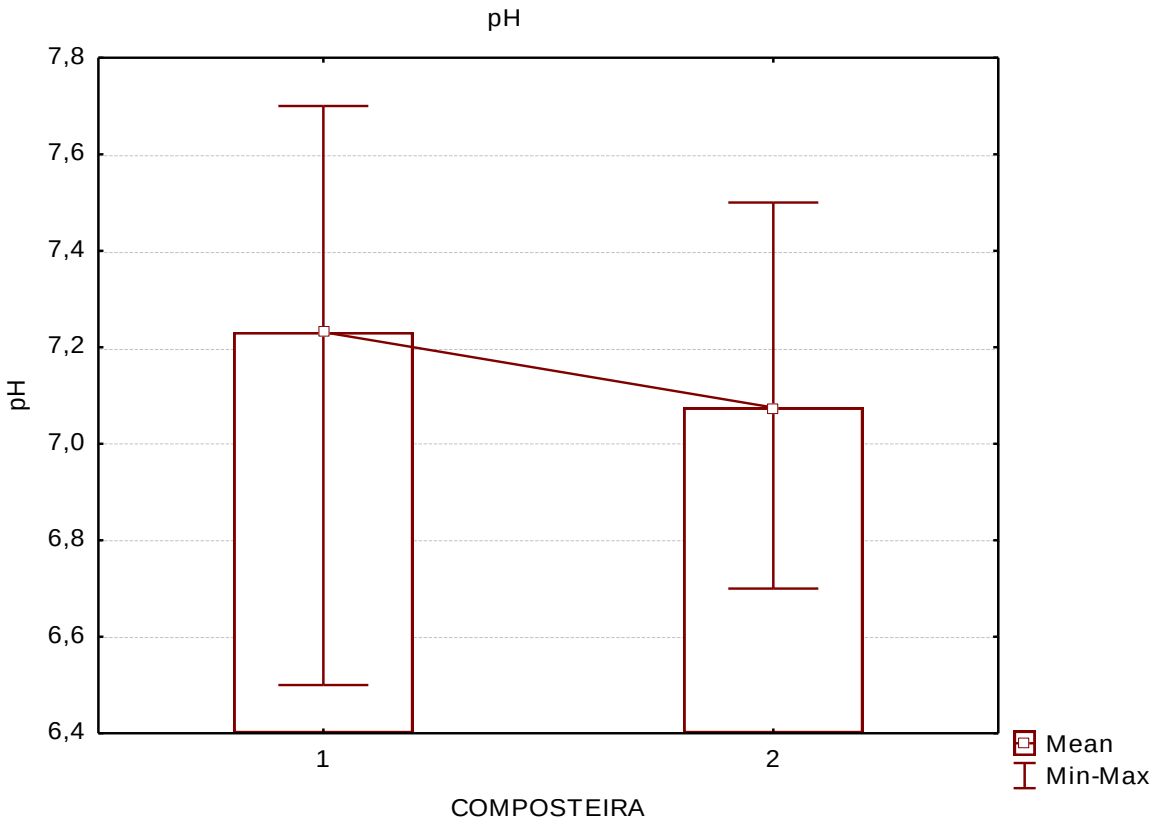

Figura 89: pH após 60 dias em compostagem por composteira.

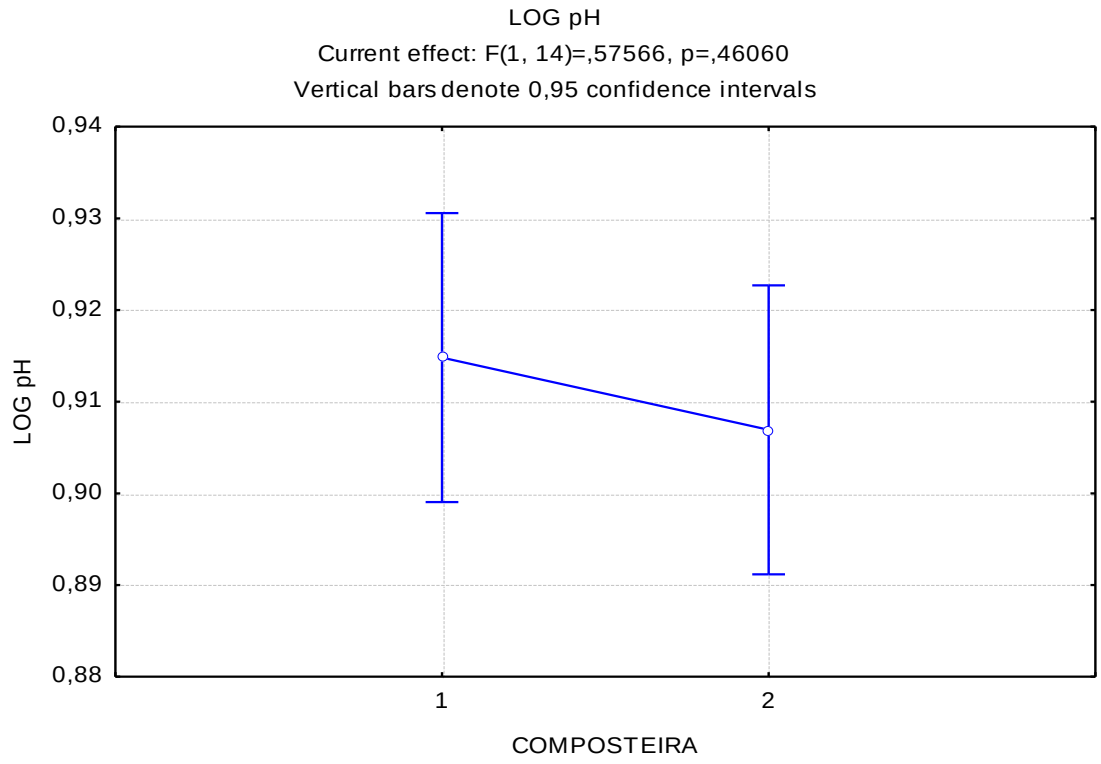

Figura 90: Dados logaritmizados de pH por composteira.

3.1.8) Parâmetros dos lixiviados após 60 dias em compostagem:

Não houve geração de chorume nas composteiras avaliadas, sendo apenas gerada pequena quantidade de lixiviado decorrente do aporte externo de água para umectação dos compartimentos. Atribui-se esta característica aos mesmos aspectos relacionados à manutenção de condições aeróbias e à baixa umidade, discutidos anteriormente, uma vez que a geração de chorume e CH_4 está diretamente relacionada com o estabelecimento de condições anaeróbias (MÜNNICH *et al.,* 2006, LIMA, 2002).

3.1.8.1) DQO do lixiviado:

Os lixiviados gerados apresentaram valores médios de DQO de 114,5 mg/L e 118,5 mg/L em 1 e 2, respectivamente, após 60 dias, não sendo significativamente diferentes entre si segundo a ANOVA, como observado nas figuras 91 e 93, respectivamente. Assim, por serem bastante diluídos, poderiam ser reutilizados na umectação das composteiras, como fertilizante líquido ou mesmo descartados, considerando-se a média de correlação DQO/DBO de 2/1, sugerida em JORDÃO & PESSOA (2005). Segundo a correlação proposta por esses autores, o valor de DBO para o lixiviado em questão seria de 57,2 e 59,2 mg O_2/L para 1 e 2, respectivamente, atendendo aos padrões de lançamento de efluentes estabelecido pelo CONAMA (2005), relativo a DBO de até 60 mgO_2/L, uma vez que não existem limites para lançamento de efluentes baseados em DQO na legislação federal brasileira.

Tais valores de DQO contrastam nitidamente com valores de DQO observados em chorume oriundo de compostagem residencial ou em escala industrial, como os 9870 mg/L e 20.000 mg/L observados nos estudos de ANDERSEN *et al.* (2011) e LOLL (1994) apud ANDERSEN *et al.* (2011), respectivamente. Obviamente tais diferenças são previstas, uma vez que estão sendo comparados lixiviados oriundos de umectação no presente estudo com chorume proveniente de sítios anaeróbios nos dois últimos trabalhos citados acima.

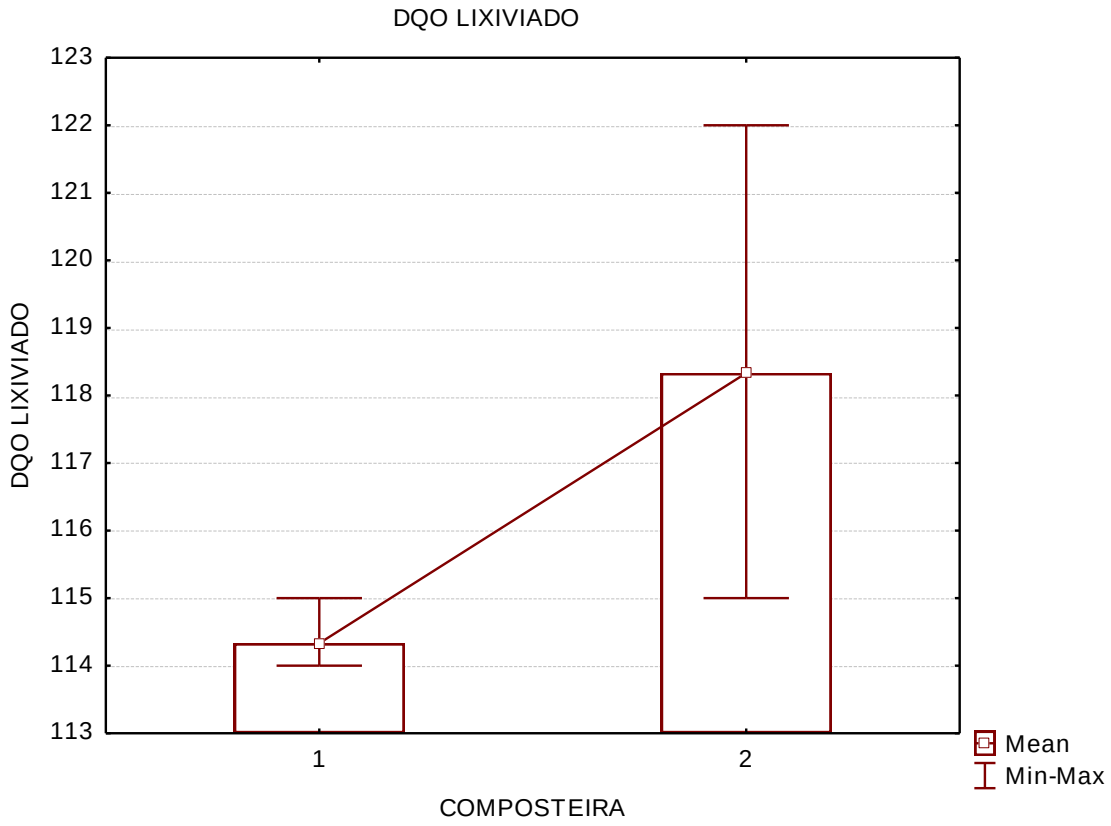

Figura 91: DQO em mg/L de lixiviado, por composteira após 60 dias em compostagem.

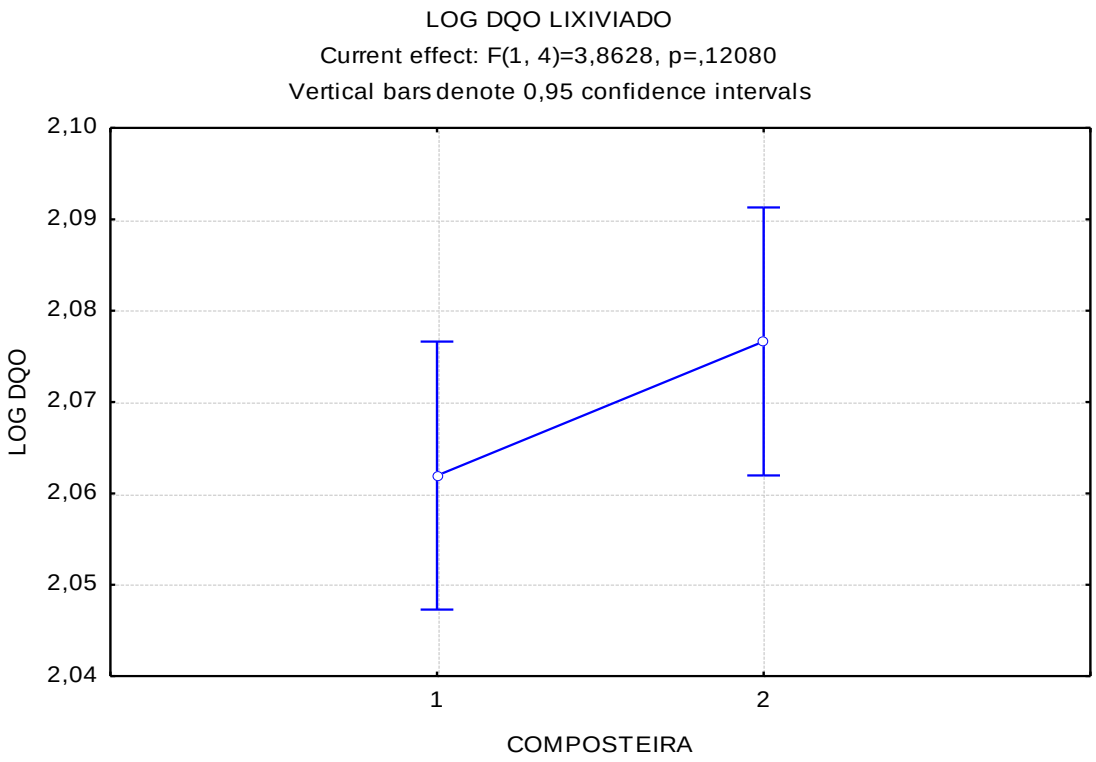

Figura 92: Dados logaritmizados de DQO dos lixiviados por composteira.

3.1.8.2) pH do lixiviado:

Os valores médios de pH dos lixiviados das composteiras 1 e 2 atingiram a neutralidade após 60 dias em compostagem, com médias entre 7,1 e 7,0, respectivamente, e sem diferenças significativas entre as mesmas, como observado nas figuras 93 e 94, respectivamente. Tais valores atendem ao limite de pH para descarte de efluentes segundo a resolução CONAMA (2005).

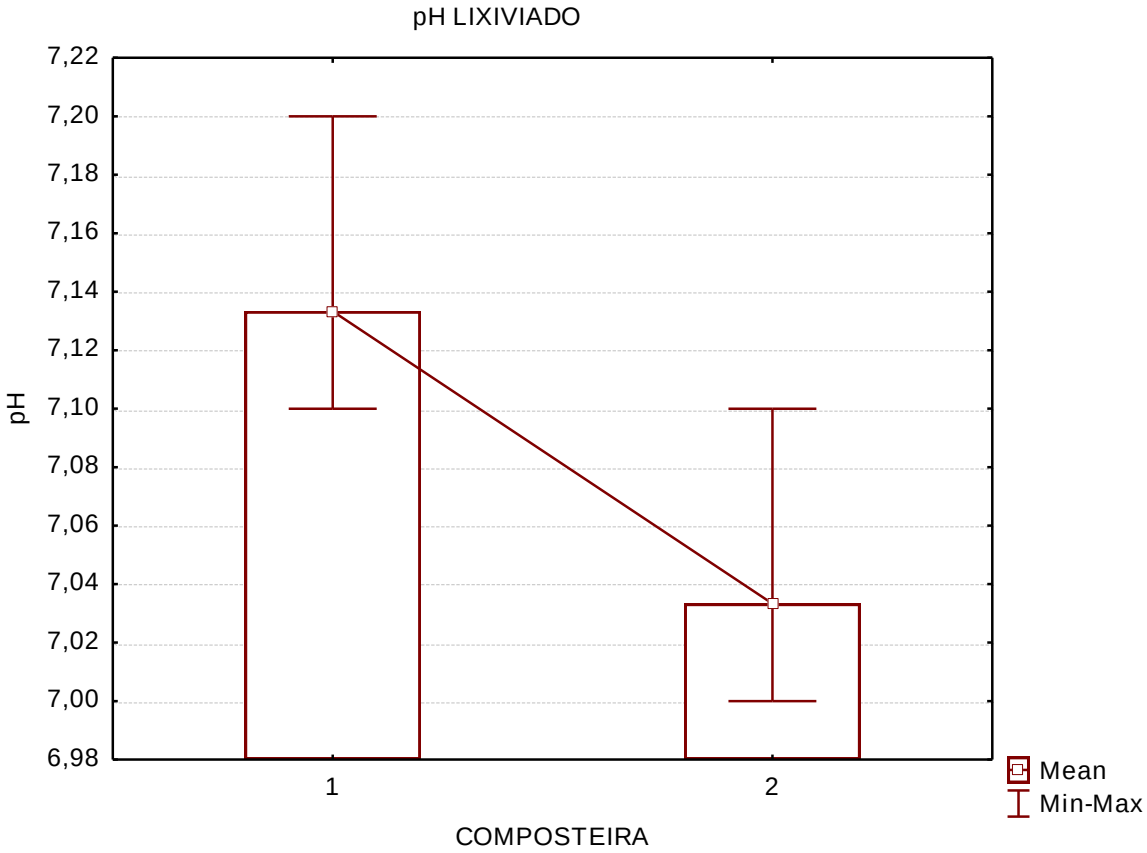

Figura 93: pH máximo, médio e mínimo do lixiviado, por composteira, após 60 dias em compostagem.

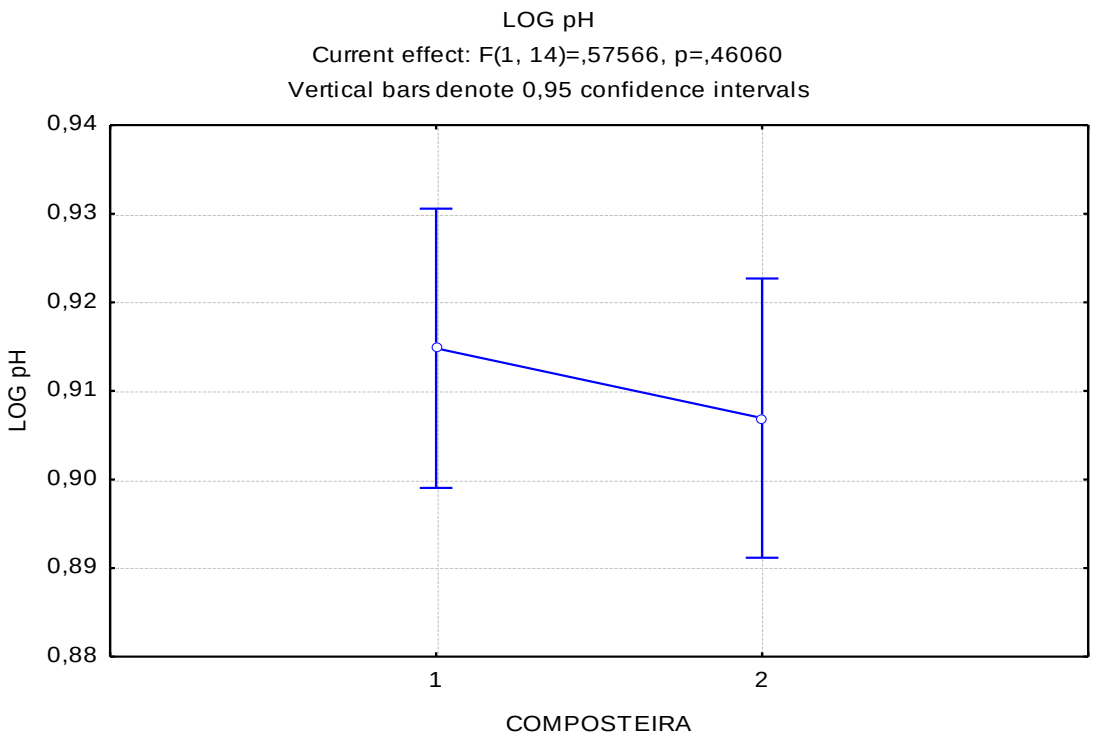

Figura 94: Dados logaritmizados de pH dos lixiviados por composteira.

3.1.9) Aspectos complementares:

Com relação á presença de moscas, avaliada visualmente, todas as composteiras foram eficientes em não oferecer um ambiente propício a proliferação das mesmas, o que se relaciona às altas temperaturas atingidas e mantidas na fase termofílica, eliminando possíveis larvas, uma vez que estes organismos não resistem a temperaturas superiores a 46°C (INÁCIO & MULLER, 2009).

Colabora também a estratégia de manejo adotada, baseada em intervalos de pelo menos 48h entre aportes no mesmo compartimento, fazendo com que temperaturas termofílicas sejam atingidas em toda a massa em compostagem como sugerido por INÁCIO & MULLER (2009). Em operações estáticas e com aporte diário, existirá sempre uma camada superior de RSO com baixa temperatura, referente as primeiras 24h após o aporte, servindo de refúgio para larvas de mosca. Essas, percebendo estes sítios de menor temperatura, adotam um comportamento de constante migração ascendente, perpetuando assim sua presença na compostagem.

O acesso de moscas também foi dificultado pela cobertura dos RSO com grama e/ou folhas secas após cada aporte, assim como pela forração lateral das composteiras com manta de drenagem, a qual impediu o acesso de moscas sem prejudicar as trocas gasosas.

Contudo, a composteira 2 foi mais eficientes que a 1 no combate a estes vetores, uma vez que tiveram maiores temperaturas médias e não ofereceram acesso a penetração de moscas através das “chaminés” da composteira 1.

Entre os compartimentos, A obteve melhor performance que B,C e D. Contudo, vale resaltar que o compartimento A2 manteve-se totalmente imune a tais vetores, fato que pode ser relacionado pela conjugação de maiores temperaturas na composteira 2 e pela estratégia de manejo dos compartimentos A, com RSO cobertos diariamente com composto em maturação, além da cobertura com grama e/ou folhas secas, sugerindo eficiência desta prática também para minimização de odores atrativos de moscas.

Com relação a minimização da biomassa inicialmente aportada, observou-se uma redução média de 66% em peso e 75% em volume dos RSO após 120 dias em compostagem.

3.1.10) Aquecimento de água na compostagem:

A utilização da compostagem para aquecimento de água mostrou-se adequada, pois os 300L de água recirculada na serpentina imersa nos RSO atingiram temperatura de até 51°C após 24h de aquecimento, utilizando a 1° composição de RSO, mantendo tal desempenho por 8 dias consecutivos.

A temperatura ambiente neste período variou entre 18 e 24°C e a temperatura máxima atingida no interior da composteira foi de 71°C.

A 2° composição de RSO atingiu temperaturas mais baixas, porém mais duradouras, aquecendo os 300L de água até 42°C após 24h de circulação e mantendo-se por 15 dias consecutivos, quando foi encerrado o experimento.

A temperatura ambiente variou entre 17 e 28°C e a temperatura máxima atingida no interior da composteira foi de 62°C.

Contudo, o sistema proposto é dependente energeticamente para funcionamento da bomba de circulação de água e requer um investimento de aproximadamente R$ 3.000,00, considerando-se serpentinas de cobre, bomba elétrica e demais acessórios.

Por outro lado, estudos de JEAN PAIN (1972) e da NATIVE POWER sugerem que a utilização somente de troncos triturados seja mais eficiente para fins de aquecimento de água do que a mistura de diferentes tipos de RSO, como testado no presente estudo, incluindo materiais de mais fácil degradação como folhas e restos de alimentos. Tal aspecto deve-se ao maior tempo de degradação demandado pelos troncos triturados, os quais se mantêm em temperaturas termofílicas por pelo menos

seis meses, melhorando o desempenho e facilitando o manejo de sistemas de aquecimento de água baseados nesta técnica, conhecidos como na Alemanha como “Biomeiler”. Em oposição ao exposto, a utilização de restos de alimentos e podas leves demandaria operações de troca de carga com no máximo três semanas, período de tempo que tal composição de RSO se mantém em termofilia.

O manejo proposto por JEAN PAIN (1972) e NATIVE POWER também inclui algumas particularidades como alta umidade inicial, compactação mecânica, utilização de serpentina feita com mangueira plástica resistente à temperatura e independência de sistema de circulação de água, o que aumenta o desempenho e barateia proporcionalmente o custo do sistema aqui apresentado, baseado em serpentinas de cobre e bomba elétrica.

Por outro lado tais sistemas demandam maior volume de RSO (troncos triturados) e de material (mangueiras plásticas), a exemplo do observado in loco em uma oficina de construção e operação de Biomeiler’s feita em Flensburg, Alemanha, em novembro de 2012. Nesta ocasião construiu-se um Biomeiler de 25m³ de troncos triturados (aproximadamente 7 ton.) e 300m de mangueira plástica com uma polegada de diâmetro. Tal sistema produzia continuamente 4 litros de água a 40°C por minuto, partindo-se da temperatura ambiente de 5°C, sendo dimensionado para manter tal desempenho por 6 meses.

Um sistema deste porte tem o mesmo custo de material demandado pelo sistema proposto no presente estudo, R$ 3.000,00, porém com produção de 5.760L de água a 40°C a cada 24h. Detalhes deste tipo de estrutura podem ser vistos em NATIVE POWER.

Assim, embora com resultados positivos, o sistema proposto originalmente neste estudo, projetado anteriormente à participação na oficina mencionada, apresenta desvantagens de custo, desempenho e manejo em comparação ao sistema europeu citado, servindo basicamente como estudo de caso ilustrativo do potencial de aquecimento de água utilizando-se RSO.

Contudo, uma adaptação tecnológica das técnicas de JEAN PAIN (1972) e da NATIVE POWER, utilizadas há décadas em países de clima frio, seriam úteis mesmo em países tropicais para tratar e aproveitar energeticamente podas vegetais lenhosas urbanas e rurais, aquecendo água em cozinhas industriais, condomínios, hotéis e residências, considerando-se que o chuveiro elétrico é responsável por 23% da energia consumida nas residências brasileiras (UNICAMP, 2014). Além disso, obtém-se 40% do peso inicial dos RSO em composto orgânico ao fim do processo, com aproveitamento paisagístico e agrícola nas cidades e no campo respectivamente.

3.1.11) Avaliação econômica:

Considerando-se os dados disponibilizados na metodologia, para o tratamento e aproveitamento agrícola dos 834L / 215kg de RSO diários propostos, seria necessário uma área de 100m^2, assim como os itens e custos demandados na tabela 3, referentes a montagem e manutenção das composteiras nos primeiros cinco anos de operação.

Tabela 3: Itens e preço mensal demandados para montagem e operação de um sistema de compostagem de 834L / 215kg de resíduos orgânicos sólidos por dia, nos primeiros cinco anos operação.

Item	Frequência	Valores em R$
Equipamentos, instalações, mão de obra técnica e de montagem.	única	24.420,00
60 parcelas mensais fixa para pagamento do investimento	mensal	407,00
Taxa mensal de juros do investimento 2,016 %	mensal	308,71
Reserva de manutenção mensal 0,5 %	mensal	77,20
Mão de obra de operação (1 funcionário)	mensal	1.300,00
Energia elétrica	mensal	24,60
Total mensal		2.117,91

Após o quinto ano de operação a demanda mensal de recursos diminui, pois somente algumas partes do sistema de compostagem precisam ser refeitas ou trocados, com previsão de custos e demandas apresentado na tabela 4.

Tabela 4: Itens e preço mensal demandados para reparos, substituições e operação de um sistema de compostagem de 834L / 215kg de resíduos orgânicos sólidos por dia, após o quinto ano de operação.

Item	Frequência	Valores em R$
Equipamentos, instalações, mão de obra técnica e de montagem.	única	7.620,00
Parcela mensal fixa para pagamento do investimento em 60 meses	mensal	127,00
Reserva de manutenção mensal 0,5 %	mensal	24,08
Taxa mensal de juros do investimento 2,016%	mensal	96,30
Mão de obra de operação (1 funcionário)	mensal	1.300,00
Energia elétrica	mensal	24,60
Total mensal		1.571,98

A produção de adubo seria de aproximadamente 50% do total aportado em Kg de ROS (KIHEL, 1998), o que corresponde a 107Kg / dia, versos 30 dias por mês, seriam produzidos somando 3.210kg de adubo orgânico por mês.

A tabela 5 apresenta valores de mercado e o valor final do adubo produzido.

Tabela 5: Valores de mercado e valor final médio do adubo orgânico produzido.

Adubo orgânico Classe C	Valor em R$ por Kg
Saco 20 kg	0,75
Saco 2 kg	1,87
Valor médio por kg	1,31
Valor final para venda de 3.210 Kg / mês = R$ 4.213,00	

Os valores referentes aos cenários A e B, relativos à coleta, transporte e destinação final em aterro sanitário e coleta, transporte e compostagem, respectivamente, são apresentados na tabela 6.

Tabela 6: Valores para coleta, transporte e aterramento (A) e coleta, transporte e compostagem (B).

Cenário	Valores em R$ por tonelada
A) Coleta, transporte e destinação final em aterro sanitário.	250,00 por tonelada
B) Coleta, transporte e compostagem.	600,00 por tonelada

Considerando-se a geração de 215 kg de RSO por dia, trinta dias por mês, o custo de destinação baseando-se no cenário A, apresentado na tabela 6, seria de R$ 1.612,50 por mês.

Considerando-se o cenário B, apresentado na tabela 6, a mesma geração diária de ROS citada acima teria um custo mensal R$ 3.870,00 por mês.

Comparação de cenários nos primeiros cinco anos:

Cenário A: Custo de coleta, transporte e destinação dos RSO em aterros x custo de implantação e operação de uma mini usina de compostagem + venda de adubo:

Envio para aterro sanitário = R$ 1.612,50.

Tratamento em compostagem in loco = R$ 2.117,91.

Saldo negativo mensal = - R$ 505,10.

Valor do adubo = R$ 4.213,00.

Saldo positivo final mensal = R$ 3.707,90.

Cenário B: Custo de coleta, transporte e tratamento em compostagem x custo de implantação de uma mini usina de compostagem + venda de adubo:

Envio para tratamento em compostagem = R$ 3.870,00.

Tratamento em compostagem in loco = R$ 2.117,91.

Saldo positivo mensal = R$ 1.752,09.

Valor do adubo = R$ 4.213,00.

Saldo positivo final mensal = R$ 5.965,09.

Comparação de cenários após o quinto ano:

Cenário A: Custo de coleta, transporte e destinação dos RSO em aterros x custo de implantação e operação de uma mini usina de compostagem + venda de adubo:

Envio para aterro sanitário = R$ 1.612,50.

Tratamento em compostagem in loco = R$ 1.571,98.

Saldo positivo mensal = R$ 40,52.
Valor do adubo = R$ 4.213,00.
Saldo positivo final mensal = R$ 4.253,52.

Cenário B: Custo de coleta, transporte e tratamento em compostagem x custo de implantação e operação de uma mini usina de compostagem + venda de adubo:
Envio para tratamento em compostagem = R$ 3.870,00.
Tratamento em compostagem in loco = R$ 1.571,98.
Saldo positivo mensal = R$ 2.299,00.
Valor do adubo = R$ 4.213,00.
Saldo positivo final mensal = R$ 6.512,00.

Primeiros cinco anos:

Considerando-se os números finais obtidos para os cenários A e B, sem considerar o valor do adubo, o custos de implantação e operação de uma mini usina de compostagem seriam 31% maiores que a simples destinação final dos RSO em aterro sanitário e 45% menores que o envio destes para tratamento em compostagem.

Após o quinto ano:

Considerando-se os números finais obtidos para os cenários A e B, sem considerar o valor do adubo, o custos de implantação e operação de uma mini usina de compostagem seriam 2,5% menores que a simples destinação final dos RSO em aterro sanitário e 59% menores que o envio destes para tratamento em compostagem.

Considerando-se o pior cenário econômico, referente aos primeiros cinco anos de operação de uma mini usina de compostagem em comparação ao aterramento sanitário, dificilmente uma mini usina apresentaria saldo final negativo incluindo-se a utilização do adubo produzido no cálculo de viabilidade econômica, mesmo que despesas extras devam ser atribuídas à comercialização ou a utilização deste insumo agrícola no processo.

Em todos os outros cenários, mini usina x envio para compostagem nos primeiros cinco anos ou mini usina x aterramento ou x compostagem após o quinto ano, a mini usina apresenta-se como uma alternativa economicamente viável mesmo sem o aproveitamento econômico do adubo produzido.

Outro aspecto relevante é que a implantação da coleta seletiva para separação de orgânicos disponibilizaria também os recicláveis inorgânicos para venda, percebendo-se também uma redução de despesa e geração de receita referente a não destinação final e venda dos mesmos, respectivamente.

Na realidade, a maior parte das coletas seletivas implantadas tem como objetivo a reciclagem de resíduos inorgânicos, sendo os resíduos orgânicos destinados a aterramento junto aos materiais não recicláveis, ou seja, sendo tratados como rejeitos. Neste cenário, considerando-se um gerador que já tenha reciclagem de inorgânicos implantada, torna-se mais fácil ainda a implantação da reciclagem de orgânicos, agregando mais valor e fortalecendo o processo.

Neste caso, a destinação a aterros ou outras formas mais tecnológicas de disposição final seria reservada apenas os rejeitos, ou seja, material inorgânico não reciclável, correspondendo a aproximadamente 6% do lixo doméstico brasileiro (IBGE 2008).

Assim, além de economicamente viável, a estratégia de autoprocessamento de ROS apresentada seria um incentivo para adoção ou continuidade de programas de reciclagem de resíduos inorgânicos, colaboraria para minimização de impactos ambientais diversos, seria útil como ferramenta de educação ambiental e colaboraria como o cumprimento das diretrizes da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PGRS 2010).

Considerando-se ainda a obtenção de créditos de carbono, obviamente em conjunto com outras mini usinas de compostagem, os 215kg de ROS compostados diariamente, 78,5 ton./ano, evitariam a emissão de 47.1 ton. CO_2 eq./ano devido ao não aterramento, uma vez que 1 ton. de RSO emite 600kg de CO_2 eq. quando aterrada (USEPA, 2005). Soma-se a isso 1.7ton. CO_2 eq./ano pela ausência de transporte, considerando-se a emissão de 2,9 kg de CO_2/L de óleo diesel (MAHLER 2012) e o consumo de 7,5L de óleo diesel por ton. transportada (SOLVI, 2006 apud MAHLER 2012). Assim, as 48.8 ton. CO_2 eq/ano evitadas teriam potencial de arrecadar aproximadamente R$ 976,00/ano, considerando-se cotação de R$ 20,00 por ton. CO_2 eq.(INVESTING, 2015). Obviamente devem ser descontadas das emissões evitadas às emissões provenientes da fabricação dos equipamentos que compõe o sistema de compostagem proposto, o que infelizmente não pode ser computado por ausência destes dados por parte do fabricante.

3.2 Digestão anaeróbia

3.2.1) Rodada 1:

A compostagem atingiu temperaturas termofílicas, 60°C, ao fim das primeiras 24h em aerobiose, mantendo-se nesse patamar por 8 dias. Essa temperatura, atingida rapidamente, provêm da conversão da fração orgânica facilmente degradável em calor e CO_2, fenômeno comumente observado na compostagem (EPSTEN,1997). Isso indica que a aeração passiva por convecção térmica, resultante da diferença do calor interno e externo à compostagem, mostrou-se eficiente para aquecimento e aeração dos RSO sem gastos energéticos referentes a bombeamento de ar, aquecimento artificial ou revolvimentos.

3.2.1.1) Produtividade:

O tratamento 3 (três dias em compostagem) obteve o maior percentual médio de CH_4, maior produção de biogás e maior produção de CH_4 entre os três tratamentos em teste, excluindo os tratamentos controle, IP (inóculo puro) e CP (celulose pura), já descontando-se o remanescente de biogás gerado pelo inócuo puro (IP). Em segundo e terceiro lugares aparecem os tratamentos 1 (um dia em compostagem) e 6 (seis dias em compostagem), respectivamente, descrevendo o mesmo padrão para os três parâmetros citados, como visto nas figuras 95, 96 e 97. Contudo, em nenhum dos três parâmetros tais diferenças foram significativas estatisticamente, $p<0,05$, segundo a ANOVA, avaliando-se dados logaritmizados, como visto nas figuras 98, 99 e 100, respectivamente.

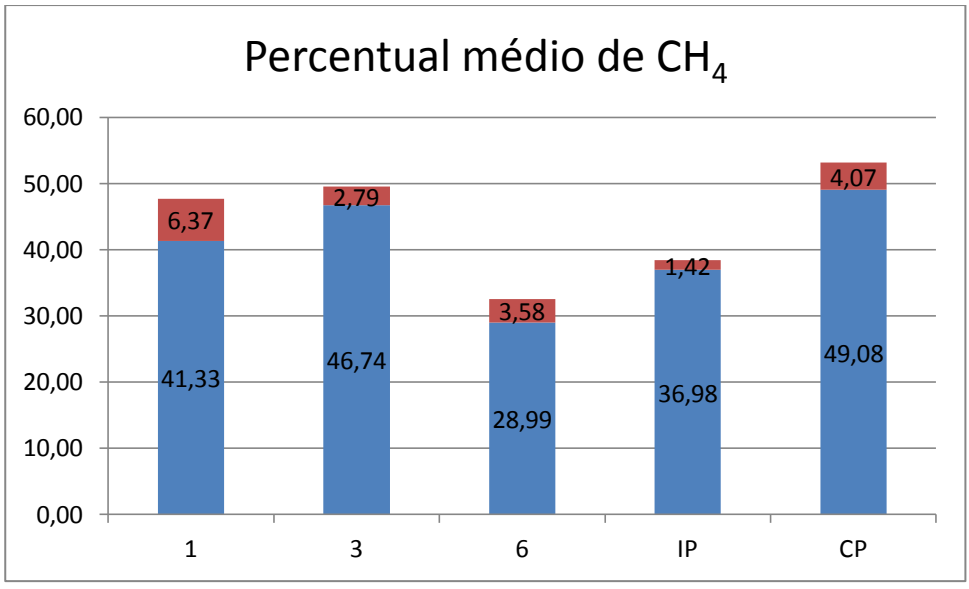

Figura 95: Percentual médio e desvio padrão de CH_4.

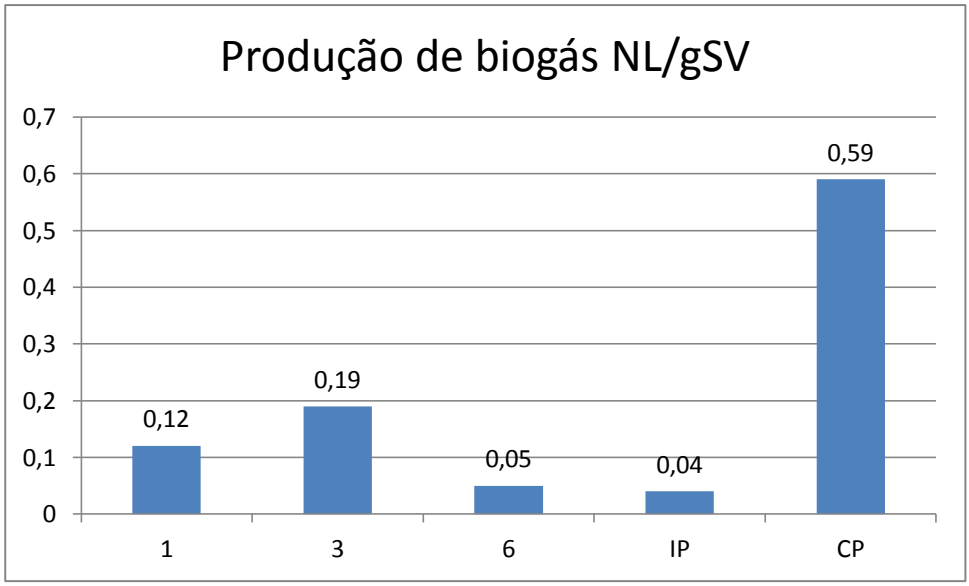

Figura 96: Produção de biogás em NL /gSV adicionado.

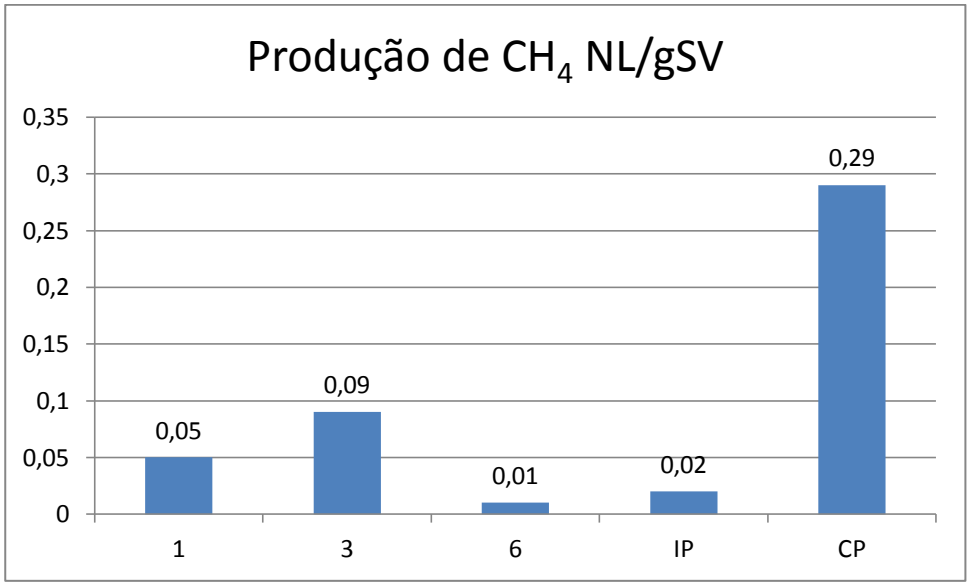

Figura 97: Produção de CH_4 em NL /gSV adicionado.

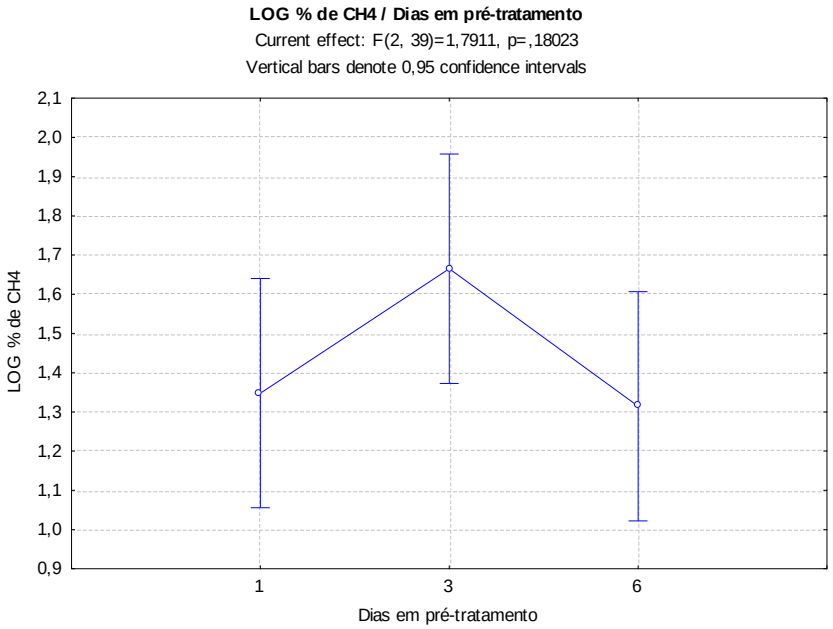

Figura 98: Percentual médio e desvio padrão de CH_4, dados logaritmizados, nos tratamentos 1, 3 e 6.

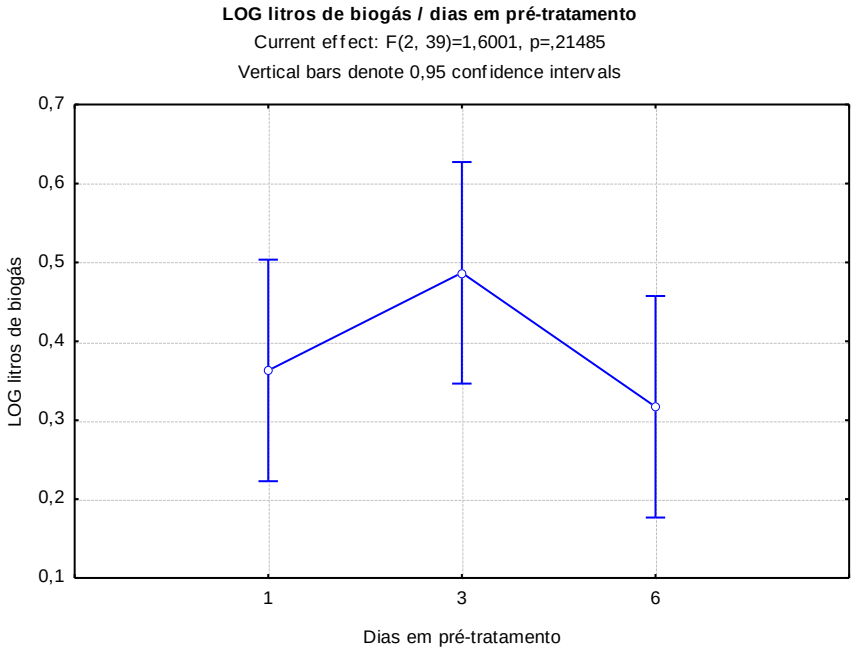

Figura 99: Produção média e desvio padrão de biogás, dados logaritmizados,nos tratamentos 1, 3 e 6.

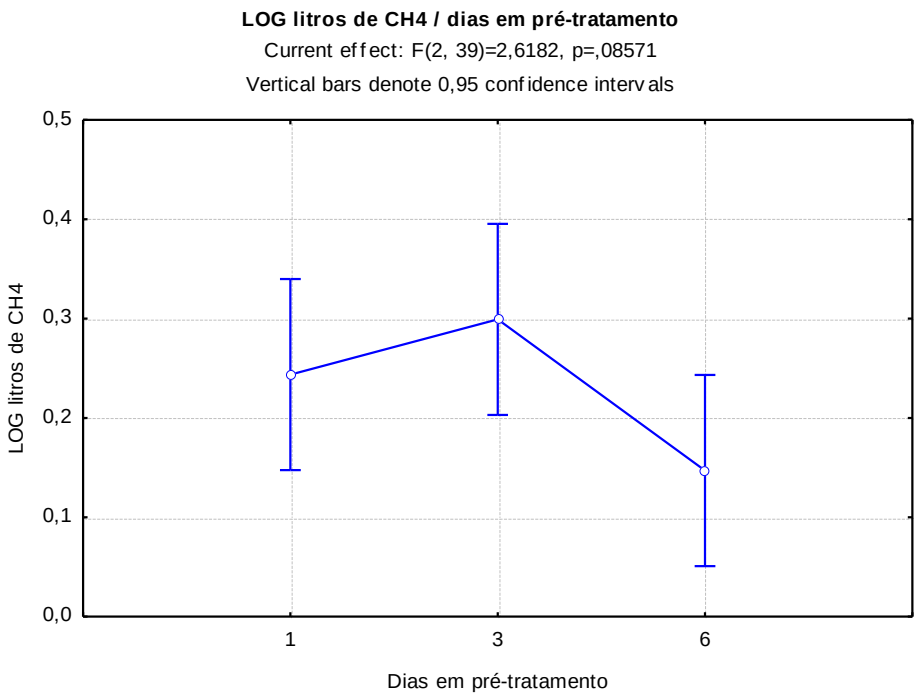

Figura 100: Produção média e desvio padrão de CH_4, dados logaritmizados, nos tratamentos 1, 3 e 6.

As produções de biogás e CH_4 mostraram-se muito tímidas se comparadas a outros trabalhos utilizando RSO semelhantes (ELIASON, 2010, CHARLES *et al.,* 2009, FANTOZZI & BURATTI, 2011). Esse aspecto pode estar em geral relacionado à dificuldade de adaptação do inóculo anaeróbio agropastoril aos ROS urbanos sem adaptação prévia, cuja demanda é bem discutida em FDÉZ- GUELFO *et al.* (2010).

Mais especificamente, observou-se inibição total da produção de biogás na primeira semana de DA em dois biodigestores pertencentes aos tratamentos 1 e 6. O primeiro caso, tratamento 1, poderia estar relacionado a hidrólise excessiva e consequente rápida liberação de ácidos voláteis (AV) pelo pré-tratamento térmico e enzimático promovido pelas bactérias aeróbias presentes na compostagem (MATA-ALVAREZ, 2003). Resultado semelhante foi observado por CHARLES *et al.* (2009), que notaram redução da concentração de AV em RSO após 48h em pré-aeração, evitando inibições no início da etapa anaeróbia. Tal hipótese poderia ser confirmada pela ausência de inibição inicial no tratamento 3, sugerindo que períodos de pré-aeração ou compostagem entre 2 ou 3 dias sejam mais adequados que 1 só dia, pois o excesso de AV disponibilizados inicialmente seriam consumidos após 24h em compostagem, evitando inibições na primeira etapa da digestão anaeróbia.

Contudo, considerando-se apenas os resultados do digestor que não apresentou inibição inicial total no tratamento 1, o percentual médio de CH_4 nesse tratamento chegaria a 60%, superando o tratamento 3, embora a produção de biogás não tenha sido superior ao tratamento 3.

Infelizmente não foram feitas análises de AV e pH ao longo do experimento, o que poderia elucidar essa hipótese de inibição. Contudo, mais de 40% de CO_2 foi observado na primeira semana de DA em um dos digestores do tratamento 1, o que poderia indicar acidificação nesse tratamento (MATA-ALVAREZ, 2003).

Descontando-se os problemas de inibição no tratamento 1 a média de CH_4 no biogás ultrapassaria a do tratamento 3, embora a produção de biogás continuasse inferior.

Por outro lado, esta hipótese não se aplica a inibição inicial total experimentada em um dos digestores do tratamento 6, pois o segundo digestor deste tratamento apresentou 30% de CO_2 no mesmo período. Contudo, em um dos digestores do tratamento 6 foi observado maior percentual de O_2 com relação aos demais tratamentos, sugerindo inibições ao longo do processo, o que será discutido adiante, embora o digestor que apresentou inibição inicial total não tenha apresentado problemas posteriores com O_2.

Ainda com relação ao tratamento 6, o excesso de exposição ao pré-tratamento diminui a produção de biogás e CH_4, seja por consumo excessivo de matéria orgânica pelo metabolismo microbiano aeróbio ou pela própria formação de biomassa viva com este recurso (CHARLES *et al.,* 2009), o que poderia colaborar também para os piores resultados de desempenho desse tratamento.

Quanto a viabilidade do inóculo utilizado, a produção de biogás com celulose pura foi em média 0,60 NL biogás / gSV, comprovando sua viabilidade de acordo com VDI 4630 (2006).

3.2.1.2) Demais gases:

O_2

O percentual médio de O_2 foi significativamente maior no tratamento 6 com relação aos demais, indicando possíveis problemas de contaminação com ar atmosférico em um dos digestores deste tratamento, figuras 101 e 102. Tal fato pode ter colaborado para a inibição da produção de biogás observada ao longo do tempo neste tratamento, assim como pelo menor percentual de CH_4, uma vez que as

arqueias metanogênicas são mais sensíveis à exposição ao O_2 que os demais micro-organismos presentes na DA (MATA-ALVAREZ, 2003).

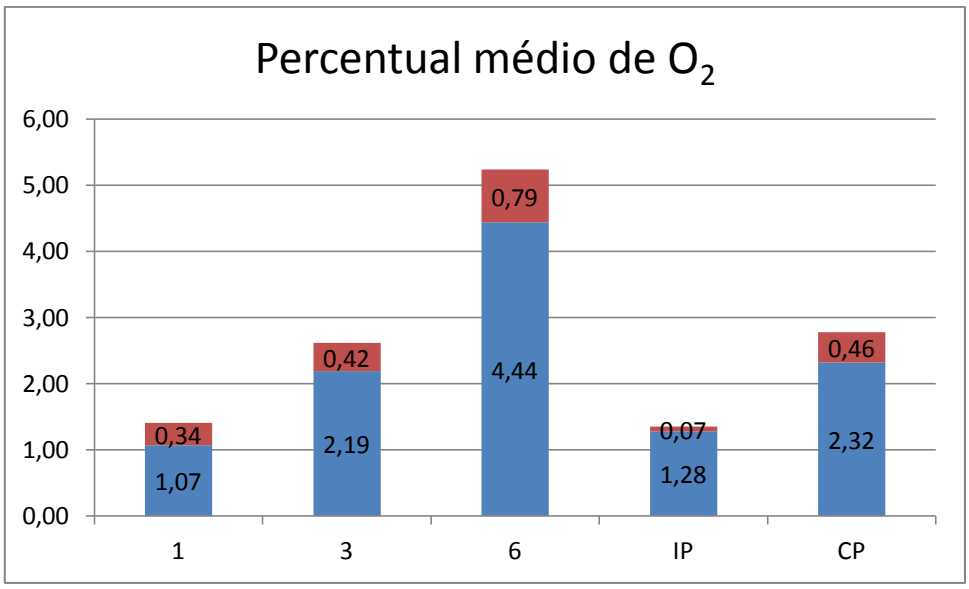

Figura 101: Percentual médio e desvio padrão de O_2 em todos os tratamentos.

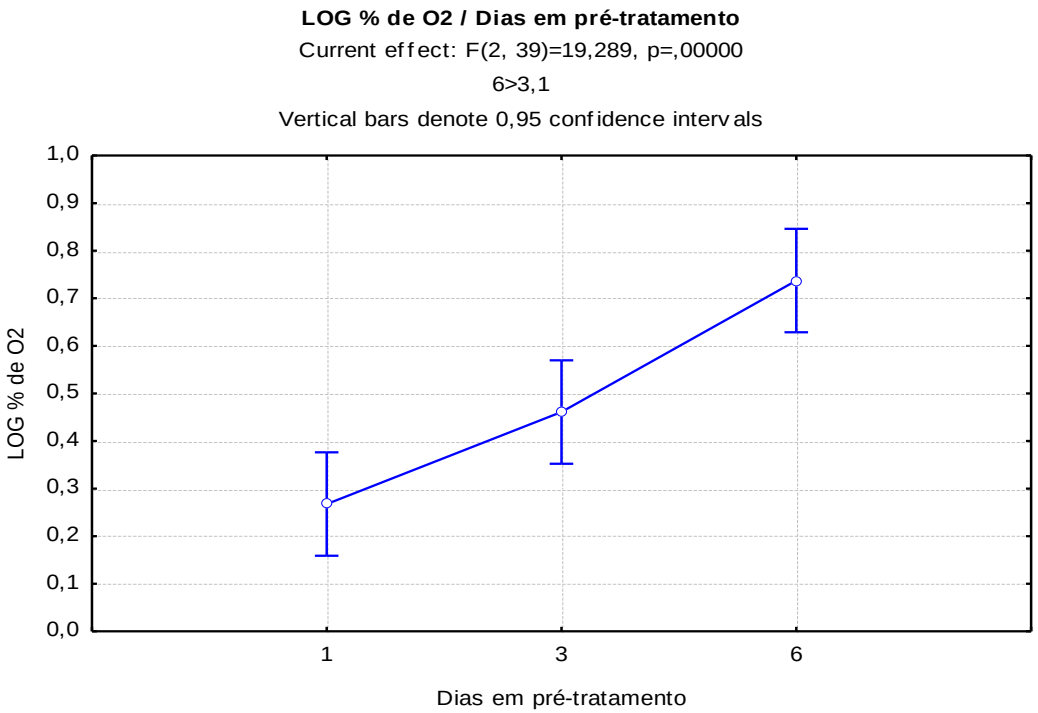

Figura 102: Dados logaritmizados do percentual médio e desvio padrão de O_2 nos três principais tratamentos.

CO_2

O percentual de CO_2 foi maior no tratamento 3 com relação aos demais, como visto na figura 103, embora sem diferenças significativas, figura 104, o que indica novamente uma menor atividade metabólica nos tratamentos 1 e 6, o que é coerente com a menor produção de biogás e CH_4.

Contudo, percentuais de CO_2 entre 25 e 33% são comuns na DA, MATA-ALVAREZ (2003), o que corresponde as maiores e menores médias atingidas no presente estudo.

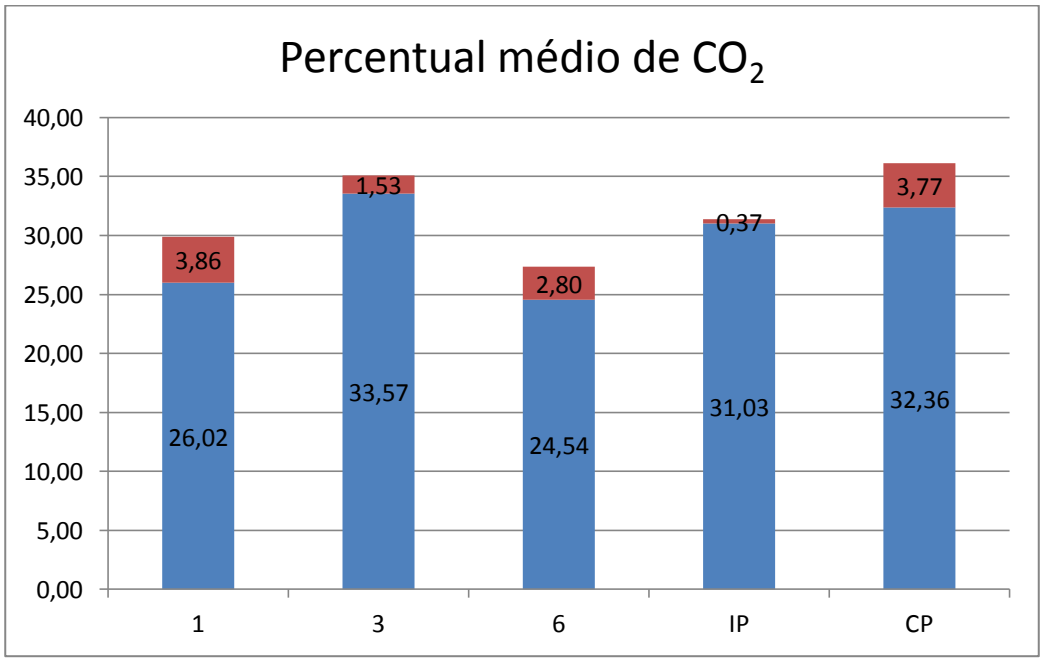

Figura 103: Percentual médio e desvio padrão de CO_2 em todos os tratamentos.

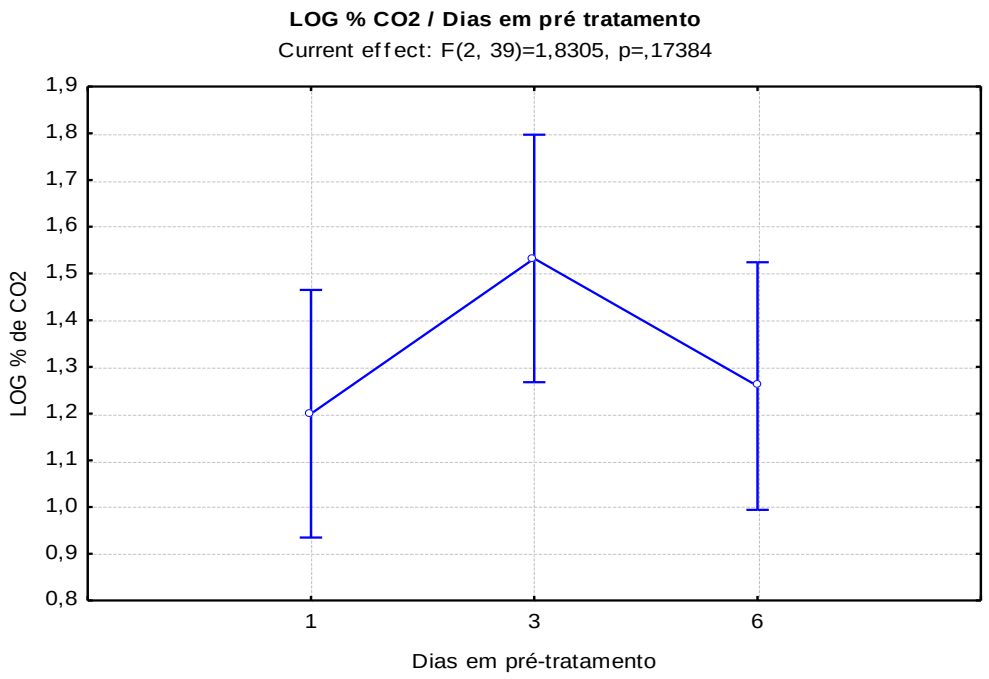

Figura 104: Dados logaritmizados do percentual médio e desvio padrão de CO_2 nos três principais tratamentos.

H_2S

Os valores médios de H_2S, apresentados em ppm na figura 105, indicam uma maior produção deste gás no tratamento com CP (celulose pura). Entre os tratamentos 1, 3 e 6, o tratamento 3 apresentou maiores médias de H_2S, inclusive significativamente maiores que os tratamentos 1 e 6, como observado na figura 106.

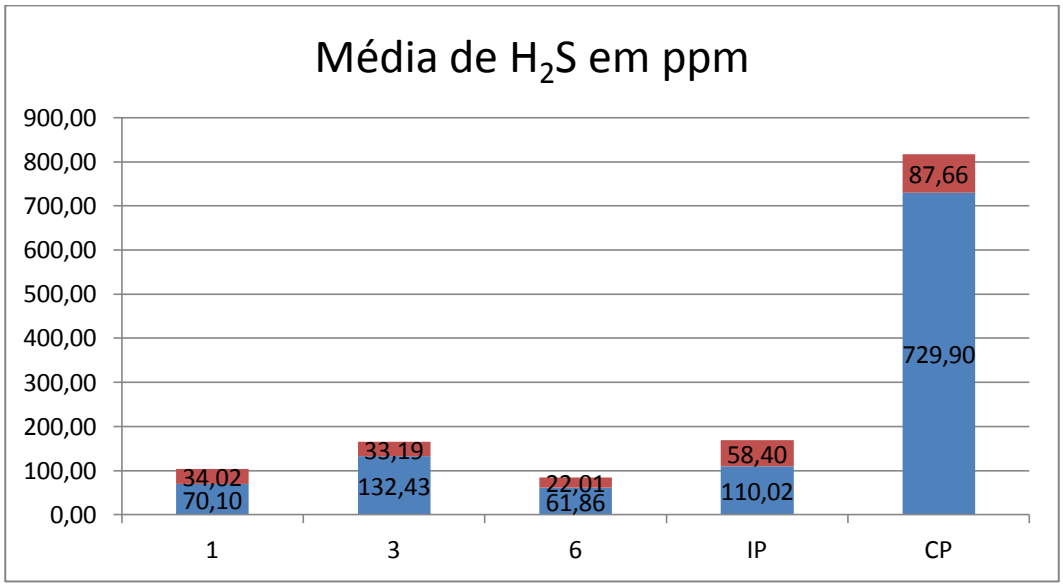

Figura 105: Médias e desvio padrão em pmm de H_2S em todos os tratamentos.

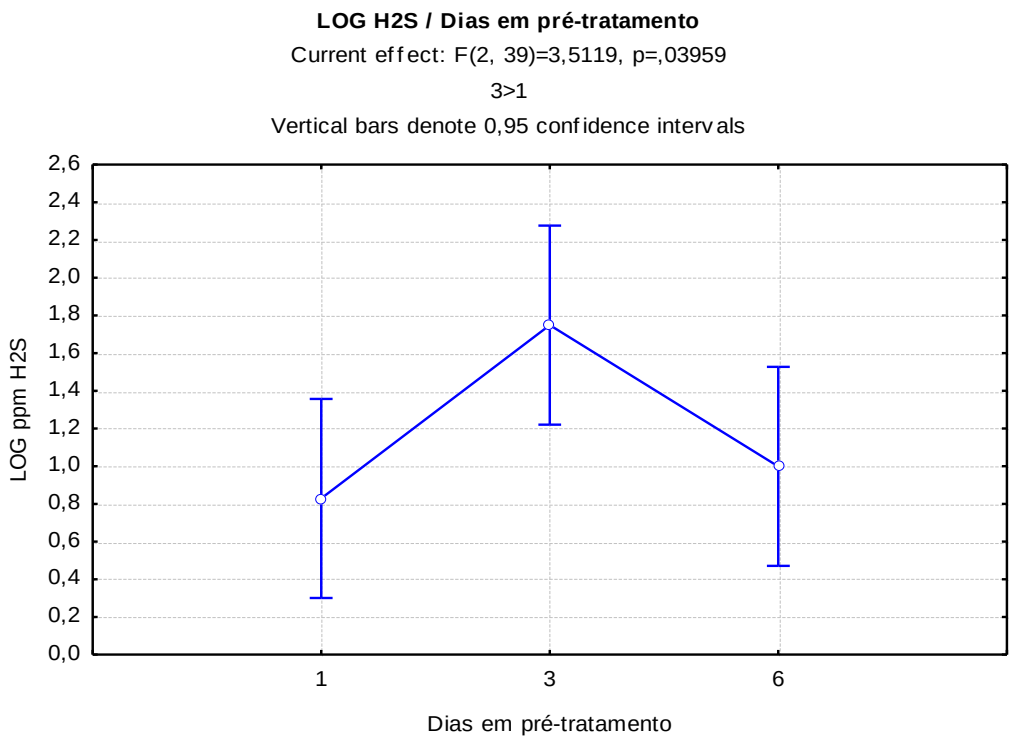

Figura 106: Dados logaritmizados das médias e desvio padrão de H_2S em ppm nos três principais tratamentos.

Neste aspecto, uma maior concentração de H_2S poderia indicar uma inibição da produção de CH_4, uma vez que o H_2S é produzido pelas BRS em presença de sulfato, sulfito ou tiossulfato, competindo por ácidos voláteis, hidrogênio e outros substratos utilizados para produção de CH_4 (HAGHIGHATAFSHAR, 2012).

Porém, o observado foi justamento o oposto, com os tratamentos CP e 3 atingindo os maiores valores de produção de biogás e CH_4, respectivamente.

Na realidade é difícil se estabelecer um limite de inibição da metanogênese pela produção de H_2S, uma vêz que diferentes fatores como pH, temperatura, qualidade e quantidade de carga orgânica disponível influenciam neste processo (HAGHIGHATAFSHAR, 2012). Como exemplo, CHYNOWETH & ISAACSON (1987) apud BOTHI (2007) sugerem 60000 ppm, ZICARI (2003) apud BOTHI (2007) sugerem 1500 ppm e HAGHIGHATAFSHAR (2012) sugere valores entre 11000 e 17000ppm de H_2S, na fase gasosa, como faixa de inibição da metanogênese.

Assim, as 729 ppm de H_2S encontradas no tratamento CP parecem não ter sido relevantes para inibição da produção de CH_4.

H_2

Os valores médios de H_2 em ppm, mostrados na figura 107, indicam maiores valores deste gás para os tratamentos CP e 3, respectivamente, inclusive com diferenças significativamente maiores entre o tratamento 3 e os tratamentos 1 e 6, como visto na figura 108.

Tal aspecto indica maior atividade metabólica nos tratamentos 3 e CP, com consequente maior produção de CH_4 nos mesmos, uma vez que o H_2 é um produto intermediário utilizado na produção do CH_4 (MATA-ALVAREZ, 2003).

Por outro lado, o excesso de H_2 na fase líquida poderia causar inibições não competitivas na DA, pois esse se acopla a sítios enzimáticos específicos das enzimas digestivas envolvidas no processo, diminuindo seu desempenho e consequentemente a taxa de conversão de substrato em biogás (MATA-ALVAREZ, 2003).

O observado sugere que uma concentração de 25 ppm de H_2 no biogás não seja suficientemente alta na fase liquida para inibição da DA.

MATA-ALVAREZ (2003) sugere dificuldades de monitoramento do desempenho da DA com relação à presença de H_2, uma vez que essa é em geral baixa e de determinação difícil, não sendo normalmente aplicada em operações industriais de DA.

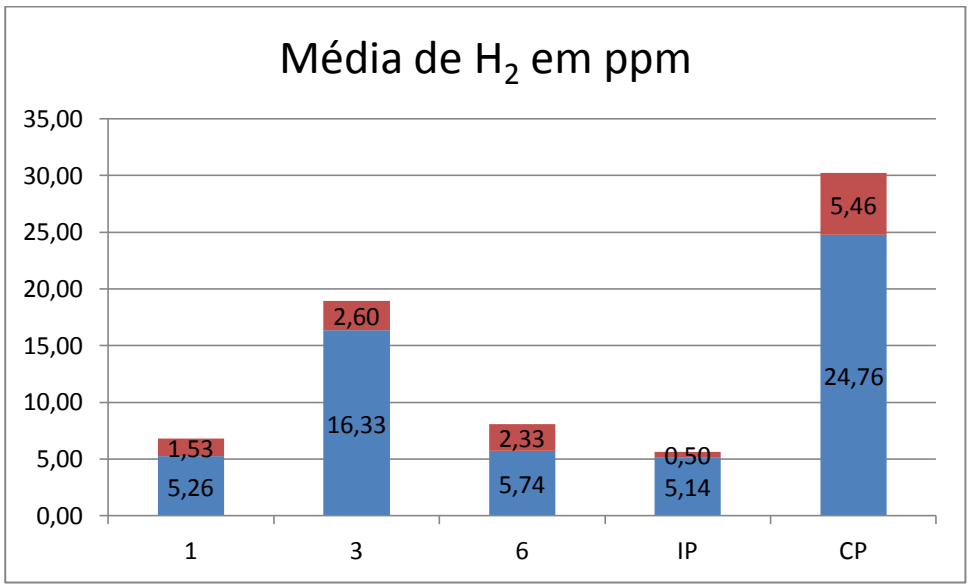

Figura 107: Médias e desvio padrão em pmm de H_2 em todos os tratamentos.

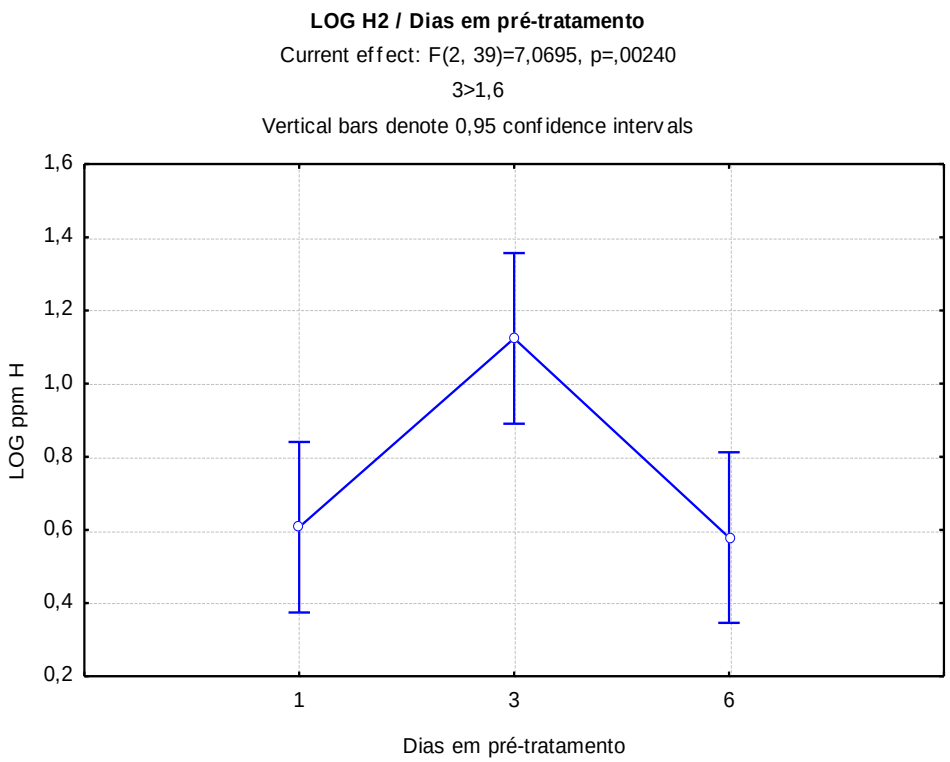

Figura 108: Dados logaritmizados das médias e desvio padrão de H_2 em ppm nos três principais tratamentos.

3.2.1.3) Degradação de matéria orgânica:

O percentual de degradação de matéria orgânica expressa em consumo de SV durante os 23 dias de digestão foi baixo em comparação a outros trabalhos (CHARLES *et al*., 2009, FDÉZ.-GUELFO*et al.,* 2012), refletindo a pequena produção de biogás e CH_4.

O tratamento 1 obteve 2,7 e 1,9% mais degradação de SV que os tratamentos 3 e 6, respectivamente, figura 109, embora sem diferenças significativas entre estes tratamentos, figura 110.

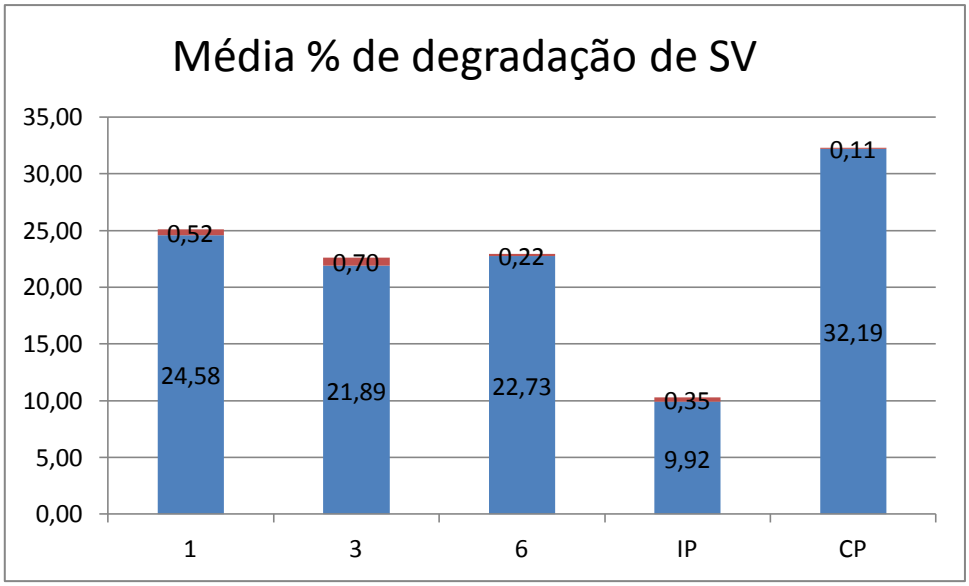

Figura 109: Média percentual e desvio padrão da degradação de SV após DA.

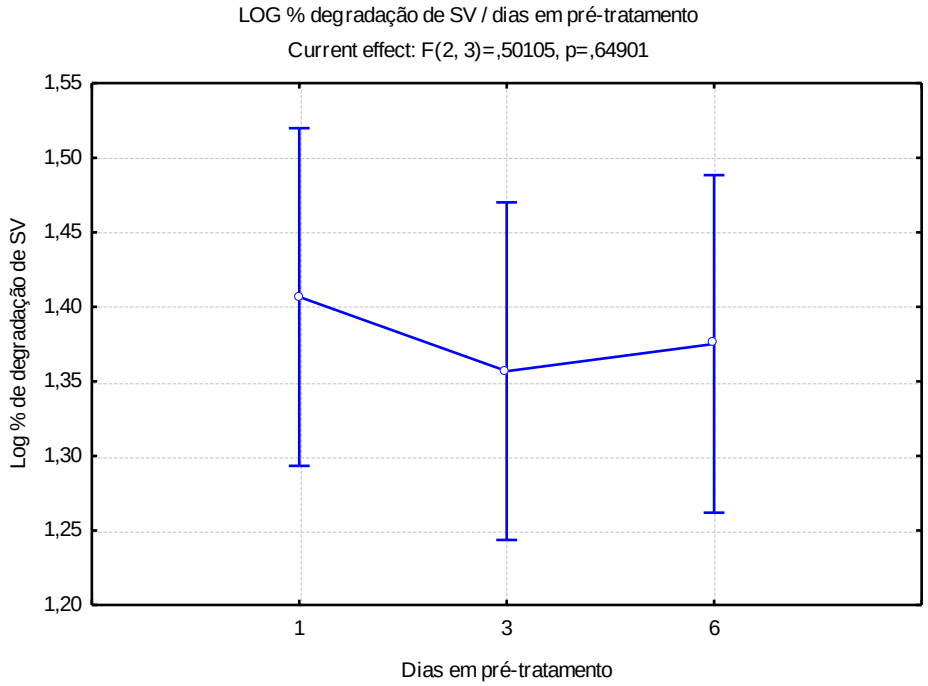

Figura 110: Dados logaritmizados do percentual de degradação de SV após DA.

Neste aspecto uma incoerência se coloca, pois se esperava maior produção de biogás onde houve maior consumo de SV, como visto no tratamento CP, que obteve maior percentual de degradação de SV e maior produção de biogás dentre todos os tratamentos. Isso poderia ser atribuído ao fato de que parte da biomassa se transforma em biota microbiana e a análise de SV não é capaz de distinguir a biomassa viva da morta. Contudo, a matéria orgânica inanimada pode ser mensurada

pela análise de COD, pois este parâmetro relaciona-se principalmente ao carbono orgânico proveniente da decomposição de matéria orgânica e de produtos excretados pela biota (ESTEVES, 1988). Tal aspecto encontra coerência nos resultados da analise de COD observados na figura 111, onde o digerido do tratamento 1 apresenta maiores valores de COD, inclusive com diferenças significativas, figura 112, que os demais tratamentos.

De maneira geral, os valores finais de COD estão coerentes com os observados em FDÉZ.-GUELFO*et al.* (2012).

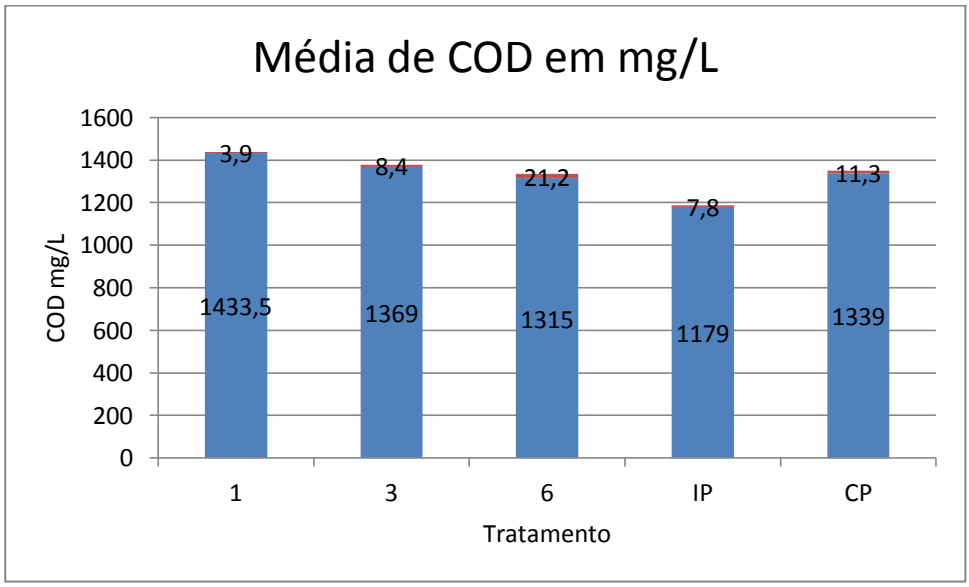

Figura 111: Média e desvio padrão de COD em mg/L no digerido após DA.

A analise de AV no digerido de todos os tratamentos mostrou maior valor deste parâmetro no tratamento 1, como visto na figura 113, embora sem diferença significativa com relação aos demais, figura 114, indicando matéria prima ainda disponível para biota, assim como observado na analise de COD.

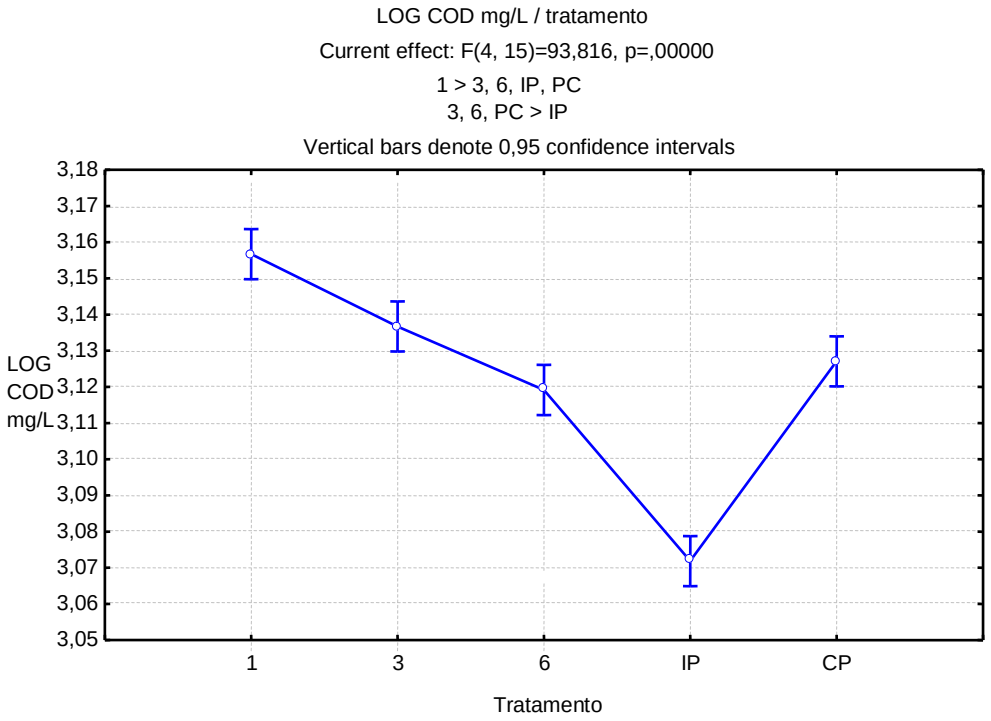

Figura 112: Dados logaritmizados de média e desvio padrão de COD, em mg/L, no digerido após DA.

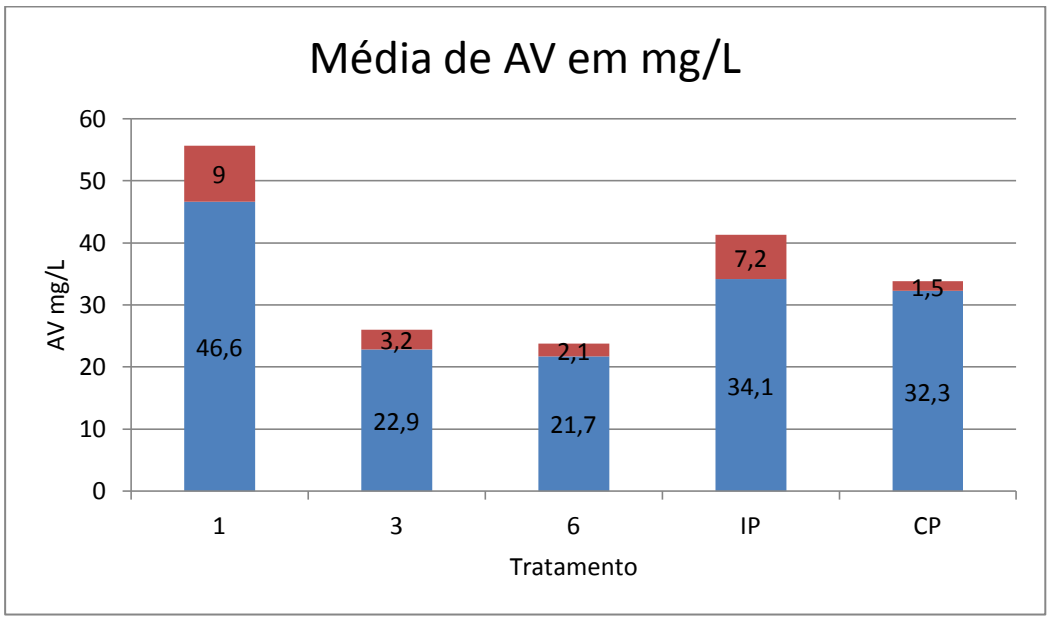

Figura 113: Média e desvio padrão de AV em mg/L no digerido após DA.

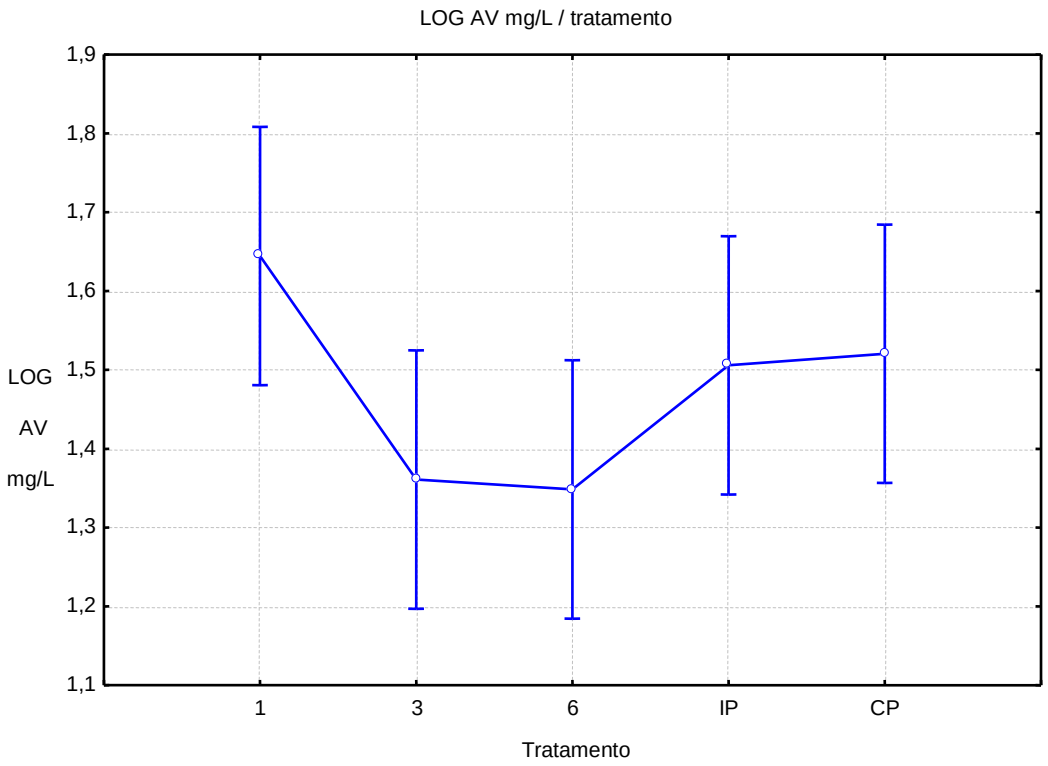

Figura 114: Dados logaritmizados de média e desvio padrão de AV, em mg/L, no digerido após DA.

De qualquer forma, concentrações de AV < 60mg/L no digerido final indicam um processo estável FDÉZ.-GUELFO *et al.* (2012), e os valores de AV também são coerentes com os encontrados por CHARLES *et al*. (2009) e ANGELIDAKI *et at.* (2006).

O exposto sugere que as avaliações de degradação de matéria orgânica e de produção de biogás baseadas em consumo de SV devam ser vistas com reservas, sendo mais coerentes as avaliações baseada em COD ou em AV, embora este último parâmetro também não tenha garantido respostas livres de incoerências no presente trabalho.

Contudo, de maneira geral, as baixas taxas de degradação de SV estão em acordo com a baixa produção de biogás, e ambas podem ser consequência principalmente da dificuldade de adaptação do inóculo ao substrato e as inibições totais observadas no início da DA em dois digestores pertencentes ao tratamento 1 e 6, como já discutido.

Segundo o VDI 4630 (2006), materiais de difícil degradação apresentam relação SV/ST <0,7. Os tratamentos 1, 3 e 6 apresentaram relação SV/ST de 0,72, 0,58 e 0,62 respectivamente. Nesse aspecto a degradação de SV observada foi

coerente com o maior grau de degradabilidade do tratamento 1 com relação aos tratamentos 3 e 6, tabela 7. Contudo, nova incoerência é observada, pois teoricamente os tratamentos 3 e 6 deveriam apresentar maior grau de degradabilidade que o tratamento 1, devido ao maior tempo de permanência em pré-tratamento. Porém, o pré-tratamento em compostagem diminui o teor de SV e aumenta o de ST dos RSO por consumo aeróbio e perda de água, respectivamente, como visto na tabela 7, influenciando na avaliação do grau de degradabilidade pela análise da relação SV/ST descritas em VDI 4630 (2006) e em PAVAN *et al.* (2000).

Tabela 7: Rodada 1 / Características físico-químicas iniciais e finais. (CP: celulose pura, IP: inóculo puro, DA: digestão anaeróbia, I: início, F: fim, g: gramas, PT: pré-tratamento, PU: peso úmido, PS: peso seco, NA: não aplicável, SV: sólidos voláteis, ST: sólidos totais).

Tratamentos	1		3		6		IP		CP	
Parâmetros	I	F	I	F	I	F	I	F	I	F
SV total em g de PU antes e depois da DA	202,6	152,8	202,6	158,2	202,8	156,5	144,8	130,4	194,8	132,1
SV dos RSO em g de PS antes da DA	57,7	NA	57,7	NA	57,7	NA	NA	NA	50	NA
pH antes e depois da DA	6,6	8,22	6,6	8,20	6,6	8,05	6,6	8,0	6,6	8,16
ST % dos RSO antes e após PT	28	35,6	28	40	28	44,1	NA	NA	100	NA
SV % dos RSO em PS antes e após PT	76,4	72,2	76,4	58,3	76,4	61,9	72	NA	93	NA
PU dos RSO aportados em g	224,7	NA	278,2	NA	261,9	NA	NA	NA	50	NA
Degradabilidade SV/ST	0,72	NA	0,58	NA	0,62	NA	0,72	NA	0,93	NA

O pH apresentou-se em geral levemente básico ao final da DA em todos os tratamentos, tabela 7, dentro dos limites de normalidade descritos em (MATA-ALVAREZ, 2003).

Como visto, mesmo considerando-se diferentes parâmetros não se pode garantir interpretações claras e livres de incoerências no que tange ao desempenho geral de sistemas de DA, aspecto discutido em FDÉZ.-GUELFO *et al.* (2012) & MATA-ALVAREZ (2003). Assim, buscando elucidar melhor os resultados e identificar os melhores pré-tratamentos, na próxima rodada será também utilizado o conceito "*t.max*", sugerido em FDÉZ.-GUELFO *et al.* (2012).

3.2.2) Rodada 2:

3.2.2.1) Produtividade:

A produção de biogás em NL/gSV ao fim de 21 dias foi maior no tratamento CNT do que nos experimentos que sofreram pré-tratamento, I24, IC24 e IC48, excluindo-se CP, figura 115, embora não tenham sido significativamente diferentes segundo a ANOVA, figura 116.

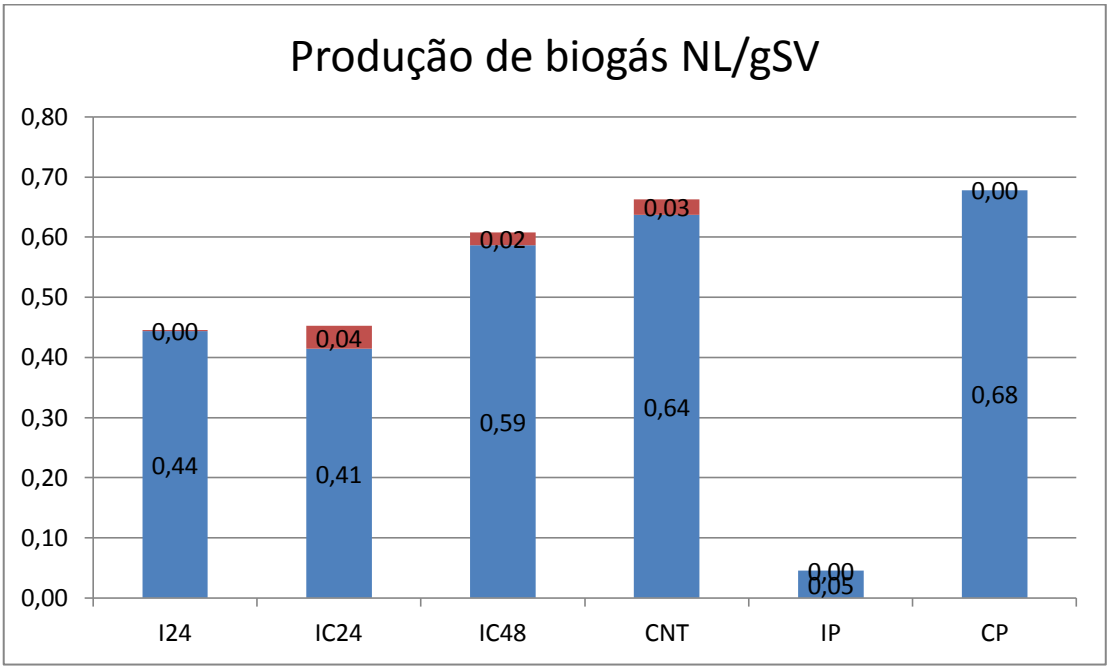

Figura 115: Produção média e desvio padrão de biogás em nL/gSV.

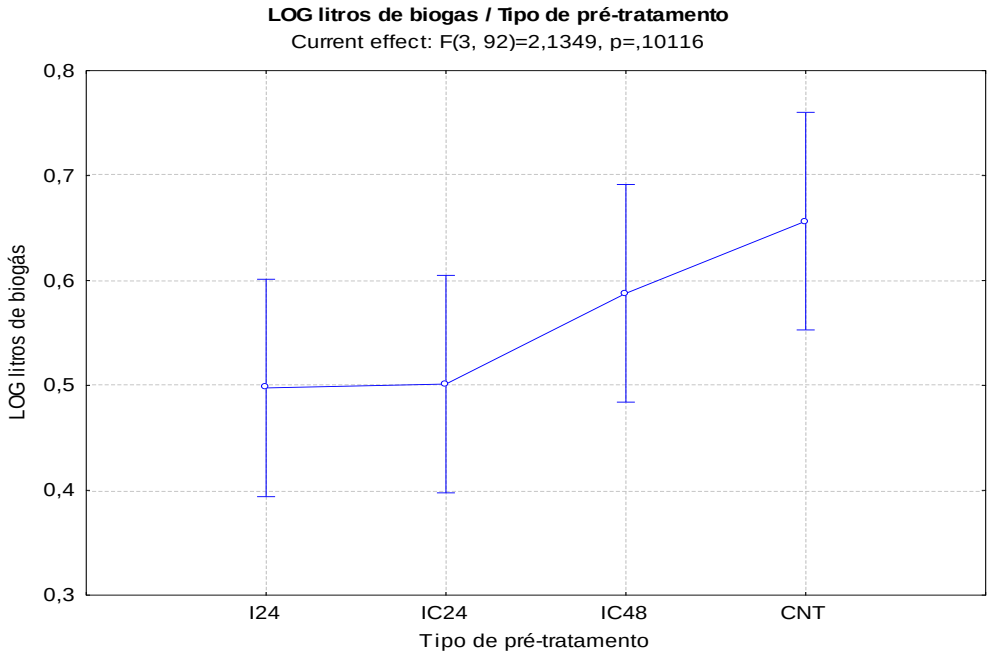

Figura 116: Dados logaritmizados com média e desvio da produção de biogás nL/gSV.

Porém, o percentual médio de CH_4 observado foi maior em IC48 e I24 do que em CNT, figura 117, embora sem diferenças significativas, figura 118, o que praticamente igualou a produção de CH_4 entre os tratamentos IC48 e CNT, figura 119. Os tratamentos I24 e IC24 vêm na 3° e 4° posições com relação a este parâmetro, embora sem diferenças significativas entre todos os quatro tratamentos, figura 120.

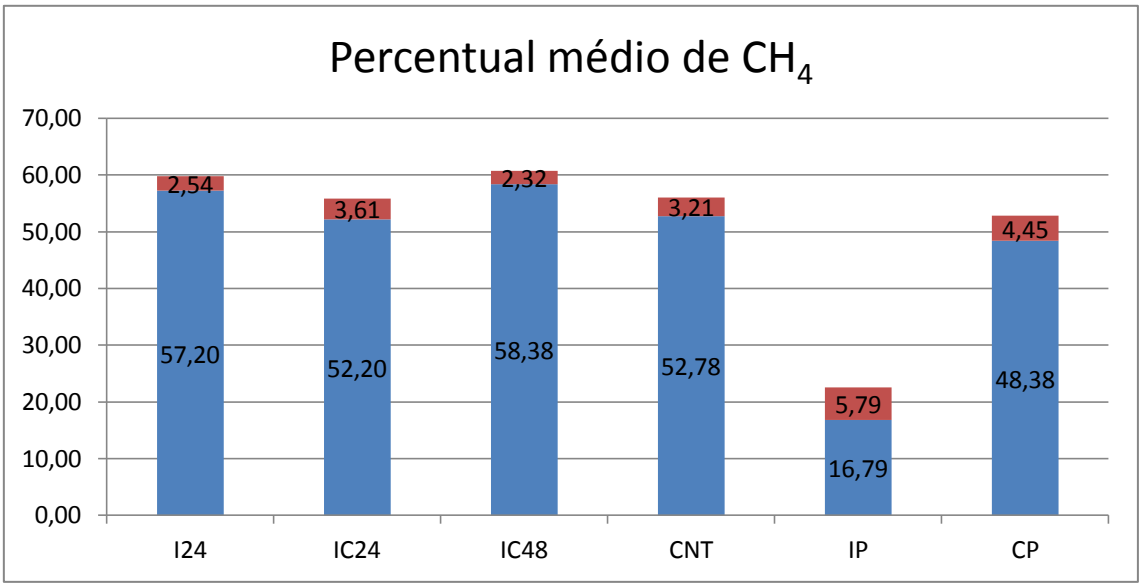

Figura 117: Percentual médio e desvio padrão de CH_4.

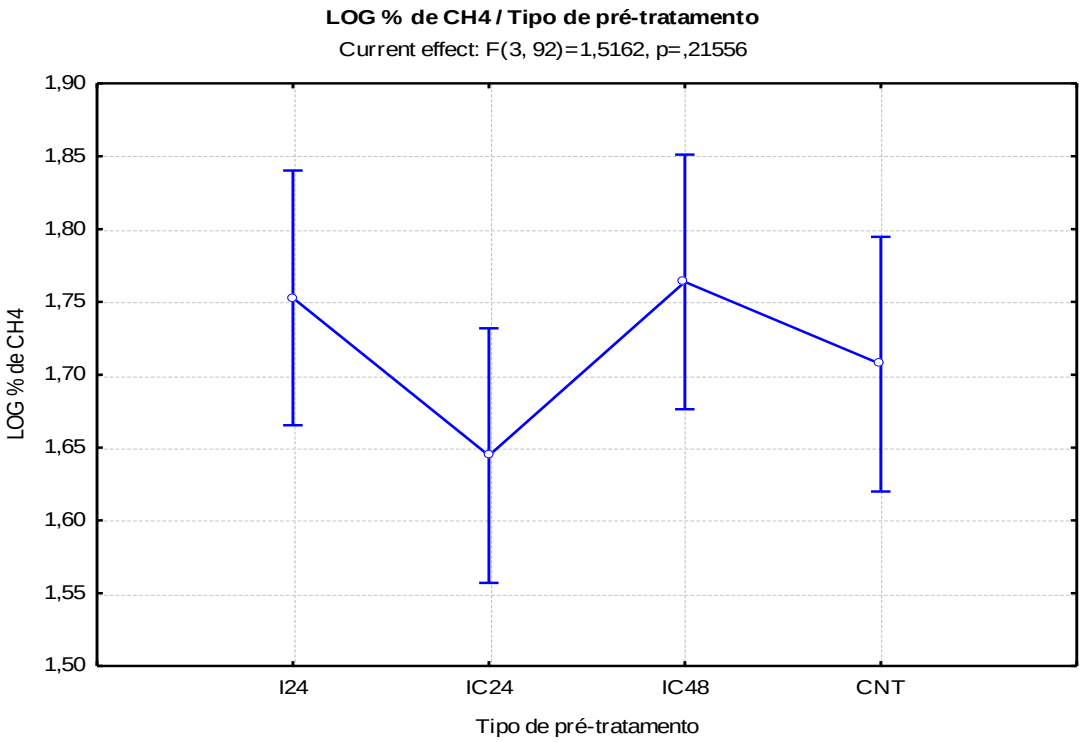

Figura 118: Dados logaritmizados da média e desvio do percentual de CH_4 nL/gSV.

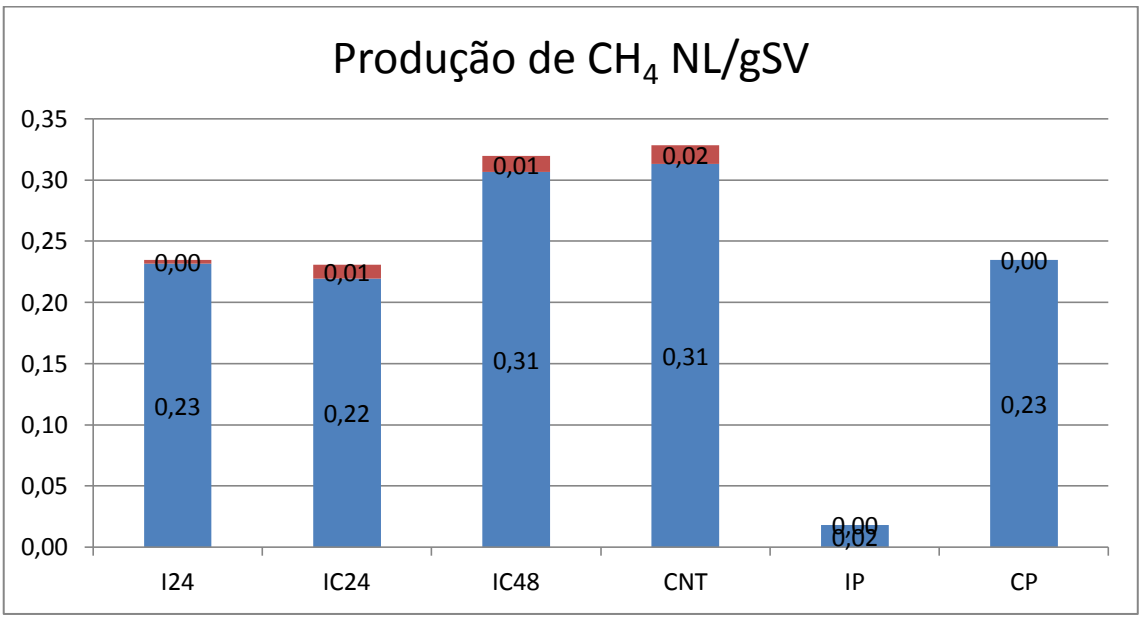

Figura 119: Produção média e desvio de CH_4 em nL/gSV.

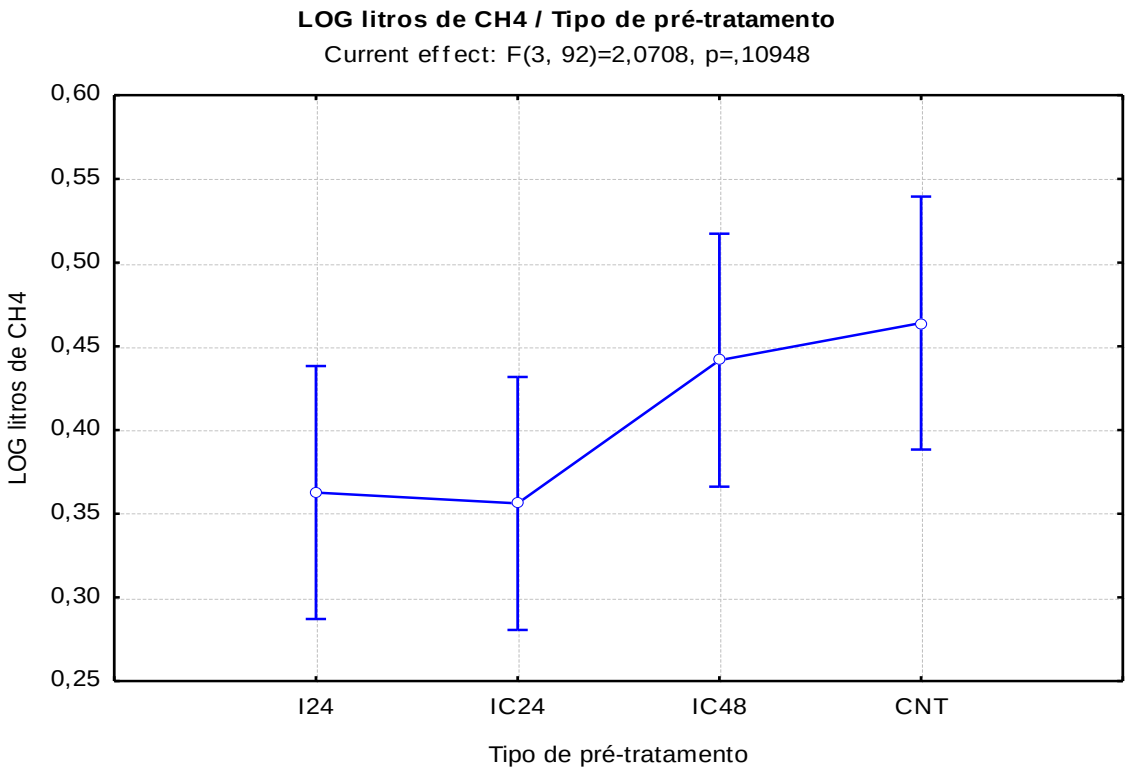

Figura 120: Dados logaritmizados com média e desvio da produção de CH_4 em nL/gSV.

Neste quesito vale a pena resaltar que ELIASON (2010), FDÉZ.-GUELFO *et al.* (2011a), FDÉZ.-GUELFO *et al.* (2012), SHAHRIARI *et al.* (2011) e outros observaram aumento na produção de biogás utilizando estes e outros tipos de pré-tratamento com relação aos seus controles, porém com materiais de mais difícil degradação, SV/ST 0,5, como observado também na primeira etapa deste estudo, tabela 7. Obviamente um tratamento controle na rodada 1 melhoraria tal comparação, mas o observado sugere nítidas vantagens do tratamento 3 sobre o 1 da etapa anterior, reforçando a ideia de que tais pré-tratamentos sejam mais eficientes com relação SV/ST entre 0,5 e 0,6%, considerados de mais difícil degradação do que os desta rodada, apresentados na tabela 8.

Outro aspecto que pode ter contribuído para o não incremento da produção de biogás nos pré-tratamentos foi a dificuldade de adaptação do inóculo ao substrato, mesmo que 50% do inóculo utilizado nesta rodada tenha vindo da rodada 1. Neste caso 50% do inóculo teve contado por 23 dias com os RSO antes da presente rodada, ao passo que o período demandado para completa adaptação de um inóculo a um novo substrato ou temperatura de operação pode chegar a nove meses (FDÉZ.-

GUELFO *et al.,* 2010). Contudo, dificuldades de adaptação ao substrato afetariam também o tratamento controle, nivelando os prejuízos causados pelo mesmo.

Assim, influências específicas em relação aos pré-tratamentos foram notadas na diminuição da relação C/N dos RSO após pré-tratamento, a qual foi de 26/1 em CNT, 19/1 em I24, 18/1 em IC24 e 16/1 em IC48, apresentando diferenças significativas, $p<0,5$, entre CNT e os demais. Isso reflete o consumo da fração facilmente degradável de C, convertida em calor e CO_2 já nas primeiras 24h de compostagem (EPSTEN,1997), e/ou consumida pelo inóculo aeróbio (FDÉZ.-GUELFO *et al*., 2012). Este aspecto pode ter diminuído o desempenho desses tratamentos (MATA-ALVAREZ, 2003), uma vez que a relação C/N comunmente sugerida na literatura é de 25/1 (LI *et al.,* 2011), embora variações sejam vistas de acordo com a variabilidade dos substratos. De fato, observando-se a tabela 9, nota-se a maior quantidade de CT e COT nos RSO utilizados no tratamento controle em relação aos provenientes dos pré-tratamentos, sendo o inverso observado com relação a NKT.

Neste cenário, o excesso de nitrogênio poderia ter causado inibições por amônia (MATA-ALVAREZ, 2003) nos digestores que sofreram pré-tratamento, o que não foi mensurado por ausência de testes específicos para este gás.

Um aspecto metodológico pode ter sido determinante neste cenário, uma vez que 6,6% do volume total de RSO foi inoculado com composto em maturação versus 2,5% utilizados no estudo de FDÉZ.-GUELFO *et al.* (2011a) e FDÉZ.-GUELFO *et al.* (2012). Isso pode ter inoculado uma quantidade excessiva de bactérias aeróbias no pré-tratamento, consumindo excessivamente o substrato de fácil degradação e desequilibrando a C/N.

Este aspecto parece relevante mesmo que os valores de SV tenham sido igualados entre os tratamentos após o pré-tratamento e antes do início da DA, pois os SV restantes nos RSO representariam materiais de mais difícil degradação, tabela 8, além de serem excessivamente ricos em nitrogênio.

Contudo, o aparente erro metodológico por uso excessivo de inóculo aeróbio sugere uma nova medida de inoculação para pré-tratamento de RSO com relação C/N >35/1, o que é bastante positivo, permitindo a ampliação do percentual de podas vegetais ou papéis não recicláveis, mais ricos em carbono, para além dos 15% do peso úmido total aqui utilizados. Isso remete-nos a outro aspecto observado, relativo ao melhor desempenho dos pré-tratamentos em substratos de mais difícil degradação, o que seria justamente obtido com aporte de material rico em carbono.

Assim, as variações na concentração de inóculo utilizado no pré-tratamento deveriam ser definidas de acordo com a relação C/N e a relação SV/ST de cada RSO.

Também corrobora a produção inferior de biogás relativa especificamente a essa fração de inóculo aeróbio aportado (6,6% do total em volume ou 10% em peso), se comparado à produtividade dos RSO.

Resultado semelhante foi observado por FDÉZ.-GUELFO *et al.* (2012), em um pré-tratamento biológico utilizando *Aspergillus awamori,* obtendo aumento do percentual de CH_4 sem incremento do volume de biogás.

CHARLES *et al.* (2009) observaram resultados ainda mais antagônicos que os do presente estudo, com produção significativamente menor de biogás e CH_4 em um de seus tratamentos com pré-aeração em relação ao controle, embora estes não tenham usado inoculação com composto em maturação.

Resultados negativos para o pré-tratamento com pré-aeração, no que tange a produção de CH_4, também foram observados por KRUSCH *et al.* (2008), utilizando como substrato esterco de equinos. Isto pode ser relacionado ao "pré-tratamento" já naturalmente existente da matéria orgânica promovido pelo trato digestivo do animal, sugerindo que materiais de muito fácil degradação devam ser vistos com cautela com relação ao uso de estratégias de pré-tratamento.

O exposto chama a atenção para as vantagens dos pré-tratamentos envolvendo também a inoculação de composto em maturação, devido à capacidade de algumas enzimas presentes neste material em hidrolisar mais facilmente frações de difícil, mas de também de fácil, degradação (FDÉZ.-GUELFO *et al.,* 2012). Porém, muita atenção deve ser dispensada aos percentuais de inóculo aeróbio utilizado, tempo de exposição ao mesmo e às características de degradabilidade dos RSO em questão.

Além disso, foram notadas também inibições ao longo do processo nos tratamentos I24 e IC24, que serão discutidas adiante, além de uma inibição total nos dois primeiros dias de DA em um dos digestores do tratamento IC24, causada pelo entupimento da válvula de acesso a bolsa coletora de biogás, resultando em inibição total da DA por acumulo de pressão interna (VDI 4630, 2006).

De qualquer forma, a produção de biogás e CH_4 nesta rodada alcançou os mesmos níveis de produção observados por ZHANG *et al.* (2007) e FDÉZ.-GUELFO *et al.* (2012), utilizando especificamente restos de alimentos, como no presente estudo, em DA úmida e seca, respectivamente.

Com relação à rodada 1, a produção de biogás e CH_4 se mostrou significativamente maior, com $p \leq 0,05$, o que pode estar relacionado à melhor adaptabilidade do inóculo anaeróbio pré-adaptado aos RSO urbanos, embora o

processo de adaptação tenha sido somente parcial, e à maior degradabilidade dos RSO desta rodada, como visto na tabela 8.

Uma informação útil para verificação do percentual de CH_4 no biogás proveniente deste estudo, principalmente para aplicação em pequena escala, é que a chama produzida pela queima do CH_4 só consegue manter-se acesa, na ausência de uma chama piloto, quando o percentual de CH_4 no biogás for de no mínimo 65%.

Quanto a viabilidade do inóculo utilizado, a produção de biogás com celulose pura foi em média 0,68 NL biogás/gSV, comprovando sua viabilidade de acordo com VDI 4630 (2006).

A tabela 8 traz valores de parâmetros físico-químicos iniciais e finais dos RSO como: ST, SV, peso úmido e peso seco antes e após os pré-tratamentos, assim como o valor de pH do inóculo anaeróbio antes e após DA.

As concentrações de carbono total (CT), carbono orgânico total (COT) e nitrogênio kjeldahl total (NKT) em mg/g nos RSO por tratamento e no inóculo aeróbio (composto orgânico), antes da digestão anaeróbia, podem ser vistas na tabela 9.

Tabela 8: Características físico-químicas iniciais e finais (CP: celulose pura, IP: inóculo puro, DA: digestão anaeróbia, I: inicio, F: fim, g: gramas, PT: pré-tratamento, PU: peso úmido, PS: peso seco, NA: não aplicável, SV: sólidos voláteis, ST: sólidos totais).

Tratamento	CNT		I24		IC24		IC48		IP		CP	
Parâmetro	I	F	I	F	I	F	I	F	I	F	I	F
SV total em g de PU antes e depois DA	197	133	197	133	197	135	197	131	131	119	181	118
SV dos RSO em g antes da DA	66	NA	66	NA	66	NA	66	NA	NA	NA	50	NA
pH antes e depois da DA	6,4	7,7	6,4	7,7	6,4	7,7	6,4	7,7	6,4	7,6	6,4	7,7
PU dos RSO em g antes e após PT	501	NA	550	546	550	407	550	314	NA	NA	NA	NA
ST % antes e após PT	27	NA	27	30	27	39	27	42	NA	NA	NA	NA
SV % em PS antes e após PT	97	NA	97	95	97	91	97	87	67	NA	93	NA
PU dos RSO aportados em g	245	NA	231	NA	183	NA	178	NA	NA	NA	50g PC	NA
Degradabili-dade sv/st	0,97	NA	0,95	NA	0,91	NA	0,87	NA	0,67	NA	0,93	NA

Tabela 9: Carbono total (CT), carbono orgânico total (COT) e nitrogênio kjeldahl total (NKT) em mg/g nos RSO por tratamento e no inóculo aeróbio (composto orgânico) antes da digestão anaeróbia.

Tratamento	CNT		I24		IC24		IC48		COMPOSTO	
Parâmetros para sólidos	média em mg/g e desvio padrão									
CT	449,1	0,9	406,4	5,9	396,7	4,1	410,5	3,9	251,6	3,4
COT	409,1	3,5	375,0	6,7	390,9	3,4	403,0	2,9	231,5	1,0
NKT	15,6	0,8	21,3	1,1	21,3	0,6	25,1	0,2	18,3	0,2

3.2.2.2) Outros gases:

O_2

O percentual de O_2 foi maior em IC24, como visto na figura 121, embora não significativamente diferente dos demais, figura 122.

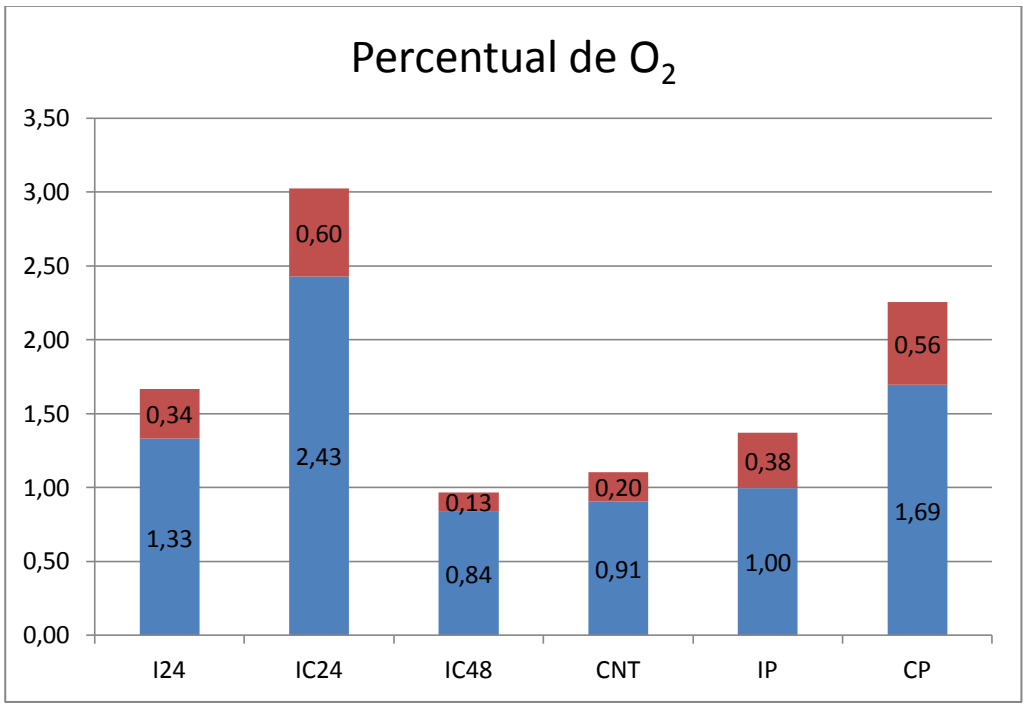

Figura 121: Média e desvio padrão do percentual de O_2.

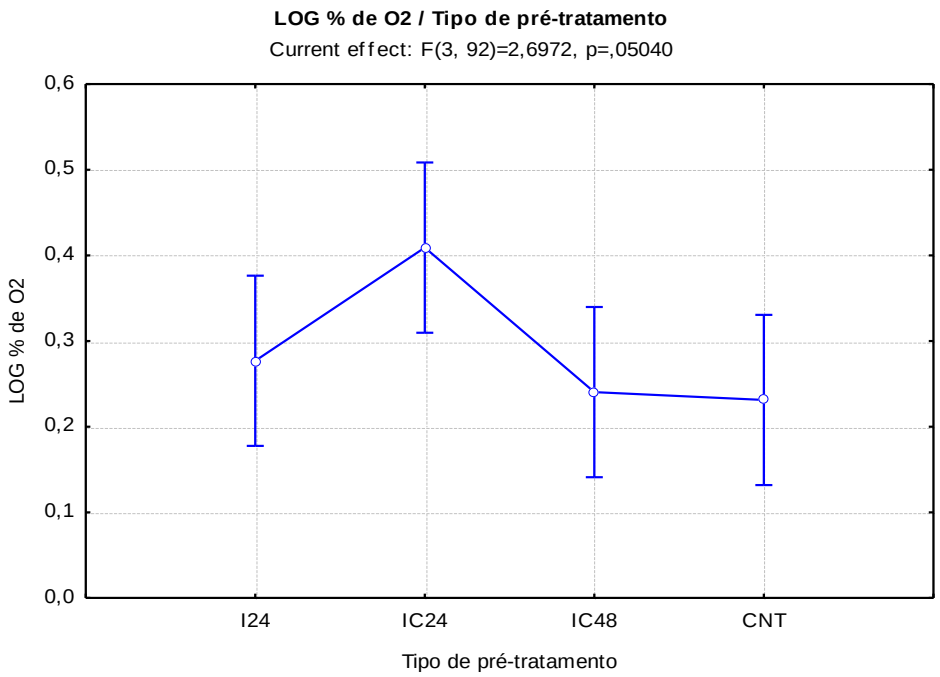

Figura 122: Dados logaritmizados da média e erro padrão do percentual de O_2.

Tal resultado, obtido por problemas de vedação em um dos digestores do tratamento IC24, provavelmente ocasionou a diminuição do percentual de CH_4 no biogás deste biodigestor quando o percentual de O_2 no mesmo ultrapassou os 2%, por volta do 7° dia, figuras 130 e 133, respectivamente. Da mesma forma um dos digestores do tratamento I24 apresentou queda na produção de CH_4 em relação ao seu para quando sua concentração de O_2 ultrapassou 1%, também por volta do 7° dia, indicando o início de distúrbios relativos à intoxicação por O_2, figuras 130 e 133, respectivamente.

É sabido que a contaminação por O_2 exerce efeito inibitório na DA, especialmente sobre a produção de CH_4 (MATA-ALVAREZ, 2003). Porém, seus limites de intoxicação não são claramente definidos.

Práticas de laboratório com DA de RSO em alimentação contínua, conduzidas atualmente pelo presente autor, indicaram diminuição de 65% da produção de biogás 24 horas após 10 minutos de exposição parcial do inóculo anaeróbio de um de seus biodigestores ao ar atmosférico, contabilizando 2% de O_2 no biogás. O reestabelecimento da produção usual de biogás só ocorreu 6 dias após esse evento, evidenciando a sensibilidade da DA ao O_2. Neste mesmo experimento observou-se também que concentrações abaixo de 1% de O_2 não exercem influência perceptível na produção de biogás.

Assim, a média de 2,4% e à máxima de quase 10% de O_2 observados em um dos digestores do tratamento IC24, figuras 121 e 133, respectivamente, somados ao entupimento inicial ocorrido no outro biodigestor de IC24, poderiam explicar a menor produtividade deste tratamento com relação ao tratamento controle e a IC48.

CO_2

O percentual médio de CO_2 foi semelhante entre os tratamentos, à exceção de IP, figura 123. Este parâmetro também não apresentou diferenças significativas entre os quatro principais tratamentos, figura 124.

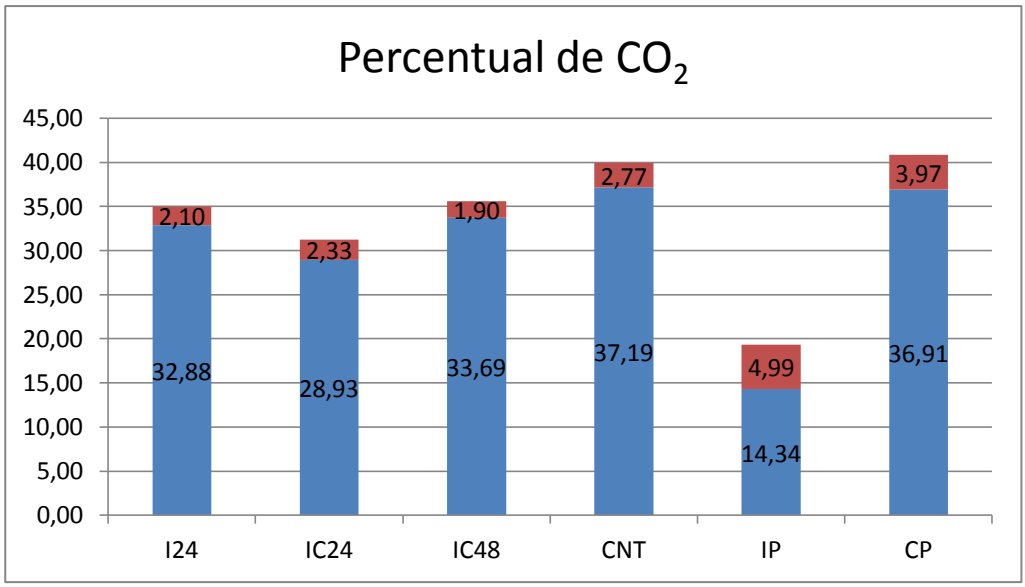

Figura 123: Média e desvio padrão do percentual de CO_2.

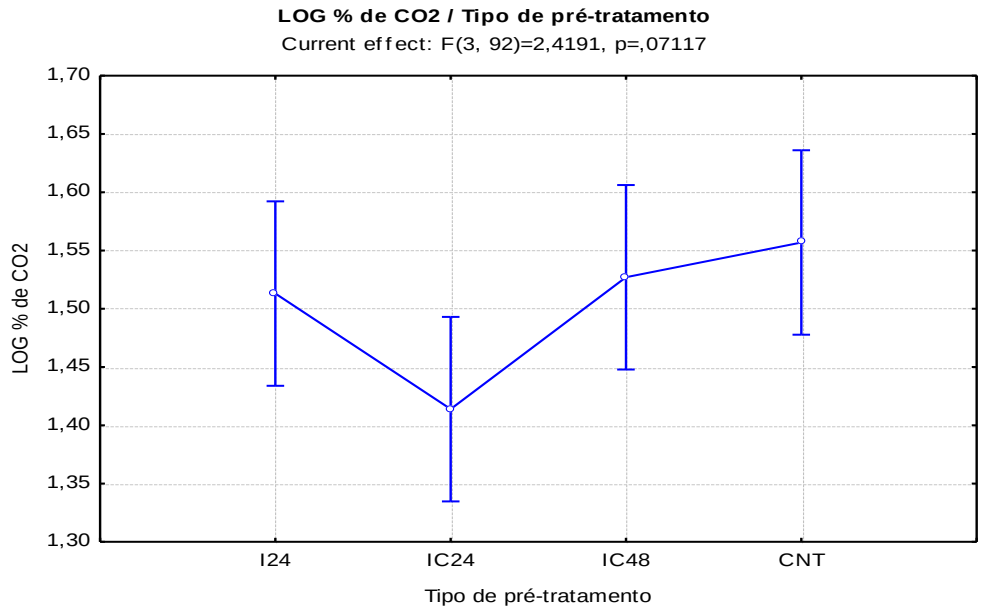

Figura 124: Dados logaritmizados da média e erro padrão do percentual de CO_2.

Como dito na rodada anterior, percentuais de CO_2 entre 25 e 33% são típicos na DA (MATA-ALVAREZ, 2003). Isso corresponde em geral às médias atingidas nesse estudo, à exceção de IP (CO_2 14%), fato coerente com a baixa atividade metabólica imposta pela ausência de alimentação e a "hungry phase" aplicadas ao tratamento.

Vale resaltar também que os menores valores de CO_2 no tratamento CP, no inicio da DA, refletiram a inibição causada por quase 7% de O_2 no mesmo período, figuras 132 e 133, respectivamente.

Outra boa indicação do percentual de CO_2 pôde ser vista no inicio da DA em I24, figura 132, porém de maneira inversa, com maior produção de CO_2 e menor produção de biogás que os demais, figura 129, sugerindo possível acúmulo de ácidos voláteis por maior atividade hidrolítica e acidogênica (MATA–ALVAREZ, 2003).

O exposto sugere que os níveis de CO_2 sejam um indicador sensível da atividade metabólica geral da DA, uma espécie de "respirometria", sendo útil junto aos demais parâmetros de monitoramento para identificação de distúrbios na DA, se possível antes que seus reflexos sejam sentidos na produção de biogás e CH_4.

H_2S

O percentual de H_2S foi maior nos tratamentos I24 e IC48, como observado na figura 125, sendo diferente significativamente de IC24, figura 126.

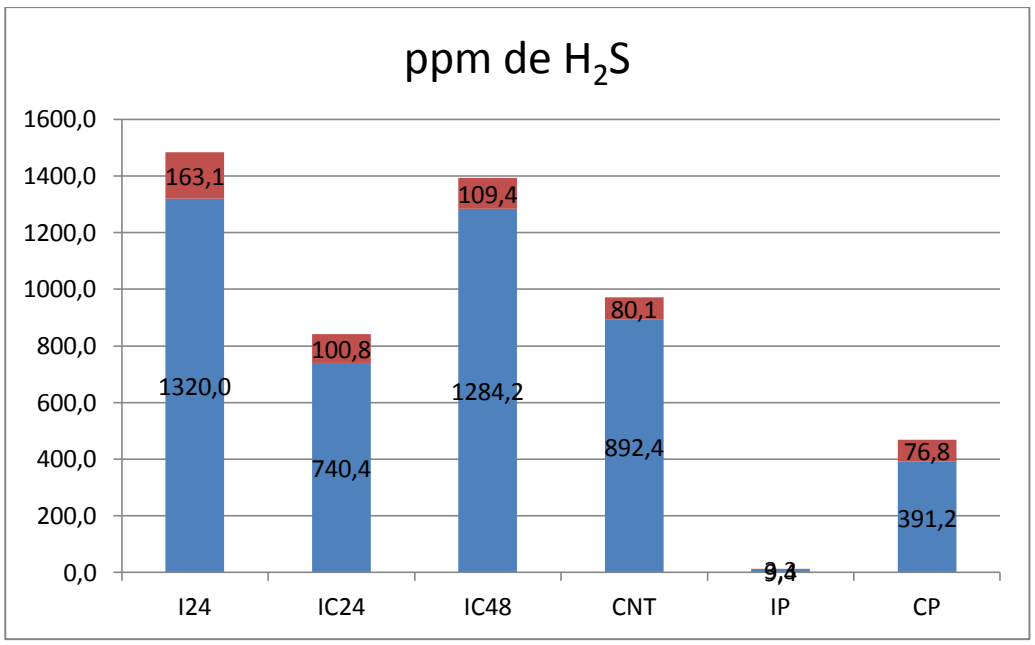

Figura 125: Média e desvio padrão de H_2S em ppm.

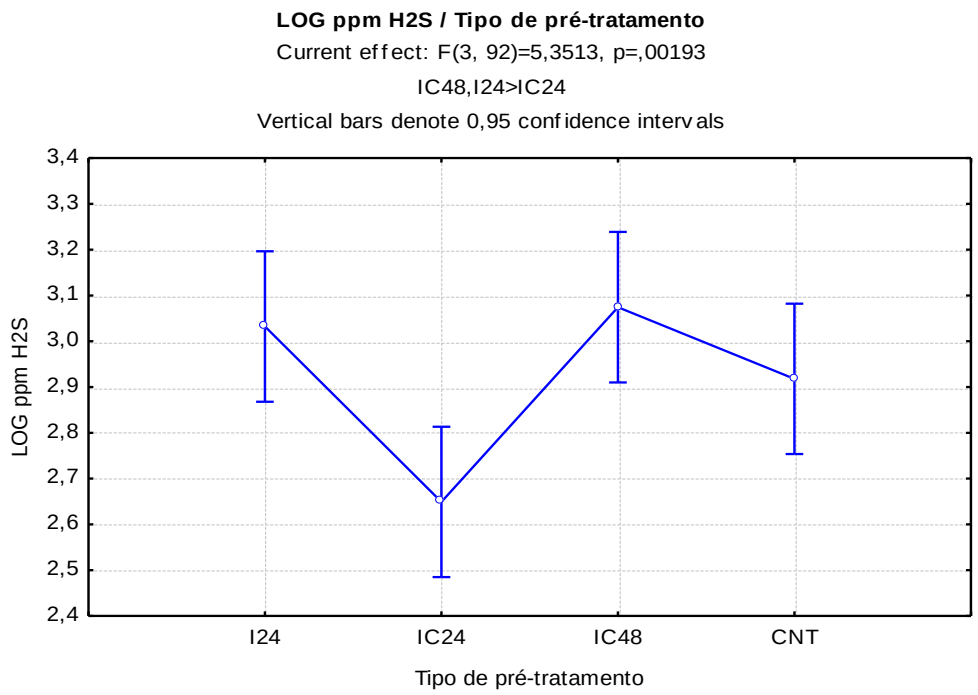

Figura 126: Dados logaritmizados da média e erro padrão de H_2S.

Como discutido na rodada anterior, os limites de interferência das BRS (bactérias redutoras de sulfato) sobre a produção de biogás e a metanogênese, refletido na produção de H_2S, são muito variáveis e dependentes de diferentes parâmetros de operação da DA. Contudo, concentrações entre 200 e 1500ppm são descritas em MATA-ALVAREZ (2003) como usuais na DA.

Nesta rodada, concentrações acima de 2000ppm e picos de até 3500ppm de H_2S foram observados em um dos biodigestores do tratamento I24, figura 134. Ao mesmo tempo esse tratamento teve menor produção de biogás com relação aos outros pré-tratamentos, figura 129, e menor percentual de CH_4 que o outro biodigestor do mesmo tratamento, figura 130, colaborando para diminuição da produtividade geral em I24.

Da mesma forma, concentração de 2000ppm e pico de 2500ppm foram observados em um dos digestores do tratamento IC48, figura 134, reduzindo sua performance com relação ao outro digestor do mesmo tratamento, que manteve-se cerca de 300ppm abaixo do primeiro.

Assim, considerando-se a variabilidade dos padrões de toxidade de H_2S, sugere-se que 2500ppm de H_2S seja um possível limite indicador do início de distúrbios na DA com as características deste estudo.

H_2

O percentual de H_2 foi maior nos tratamentos IC48 e CNT, figura 127, sendo significativamente maiores nestes dois últimos tratamentos que o tratamento IC24, figura 128.

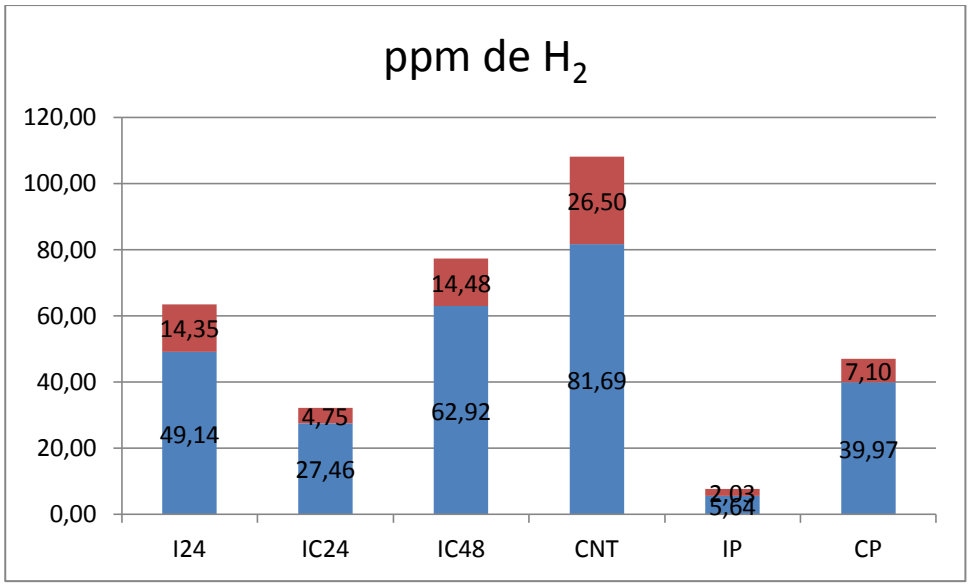

Figura 127: Média e desvio padrão de H_2 em ppm.

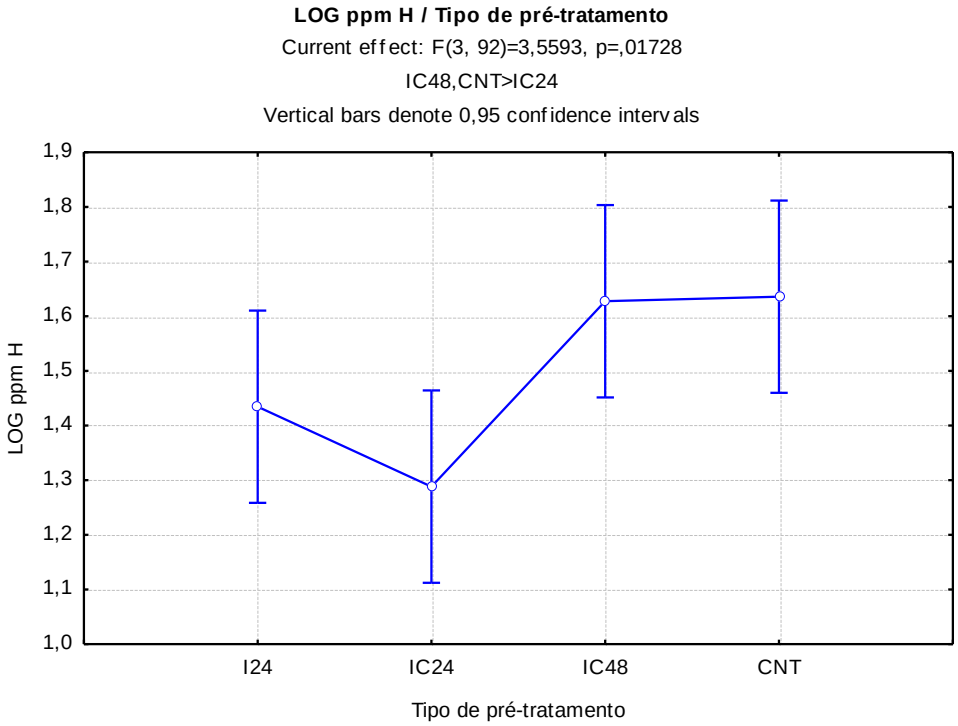

Figura 128: Dados logaritmizados da média e erro padrão de H_2.

Como observado na rodada anterior, os maiores valores de H_2 foram notados nos tratamentos mais produtivos com relação a CH_4, indicando novamente maior atividade metabólica nos mesmos, com consequente maior produção de CH_4, uma vez que o H_2 é um produto intermediário utilizado na produção de CH_4 (MATA-ALVAREZ, 2003).

Contudo, esta nova rodada apresenta valores próximos a 100ppm de H_2 na fase gasosa dos tratamentos mais produtivos em CH_4, aumentando o range de presença de H_2 sem que tenham sido notadas inibições relativas a este gás.

De qualquer forma, como já dito anteriormente, a dificuldade em determinar o desempenho da DA com relação à presença de H_2 minimiza sua aplicação prática (MATA-ALVAREZ, 2003).

De maneira geral, o mais importante em monitoramentos na DA é sua ação preventiva, evitando eventos de desestabilização que podem demandar semanas para retomada das condições normais de produção de CH_4 e degradação da matéria orgânica (VDI, 2006). Neste aspecto, discussões sobre as concentrações de CO_2, O_2, H_2S e H_2 podem oferecer informações importantes.

3.2.2.3) Distribuição temporal da produtividade e composição dos gases:

A produção e os percentuais de composição do biogás ao longo dos 21 dias de monitoramento podem ser observados a seguir, separados por digestores, nas figuras: Figura 129 - Produção de biogás em litros/dia, Figura 130 - Percentual de CH_4 / dia, Figura 131 - Produção de CH_4 em litros / dia, Figura 132 - Percentual de CO_2 / dia, Figura 133 - Percentual de O_2 / dia, Figura 134 - ppm de H_2S / dia e Figura 135 - ppm de H_2 / dia.

Os dados foram expressos graficamente como produção diária, exibindo 21 valores em cada gráfico, embora na realidade tenham sido feitas 12 medições. Optou-se por esta apresentação para uma visualização mais compreensível do comportamento dos gases, repetindo-se valores entre intervalos de medições, porém sem qualquer interferência na contabilização final dos mesmos.

A produção de biogás mostrou-se mais concentrada nos primeiros 6 dias para os digestores que tiveram pré-tratamento e até o 9° dia para o tratamento controle, figura 129.

De maneira geral, o percentual de CH_4 no biogás ultrapassou 50% após o 4° dia nos digestores com pré-tratamento, e após o 6° dia no tratamento controle, figura 130.

A produção de CH_4 em nL/gSV / dia, como uma resultante das observações anteriores, foi mais expressiva entre o 3° e 6° dia nos digestores com pré-tratamento e entre o 6° e 11° dia no tratamento controle, figura 131.

A presença de CO_2 foi mais intensa, acima de 30%, até o 5° dia nos digestores com pré-tratamento, estendendo-se até o 7° dia para o tratamento controle, figura 132.

O percentual de O_2, figura 133, mostrou-se inicialmente alto no primeiro dia de medição, como resultante da proximidade do momento do fechamento dos digestores, declinando até o 3°, 4° dias. Porém, voltou a subir na maioria dos digestores, principalmente nos dois digestores pertencentes aos tratamentos I24 e IC24, e em menor intensidade em digestores dos demais tratamentos. Isso sugere possíveis vazamentos nas torneiras de conexão das bolsas de gás, manipuladas constantemente nas operações de monitoramento de gases, o que pode ter prejudicado o desempenho desses digestores como discutido.

A presença de H_2S e H_2 foi em geral mais intensa na primeira semana de digestão anaeróbia, não exibindo padrões que pudessem distinguir os tratamentos, figuras 134 e 135, respectivamente.

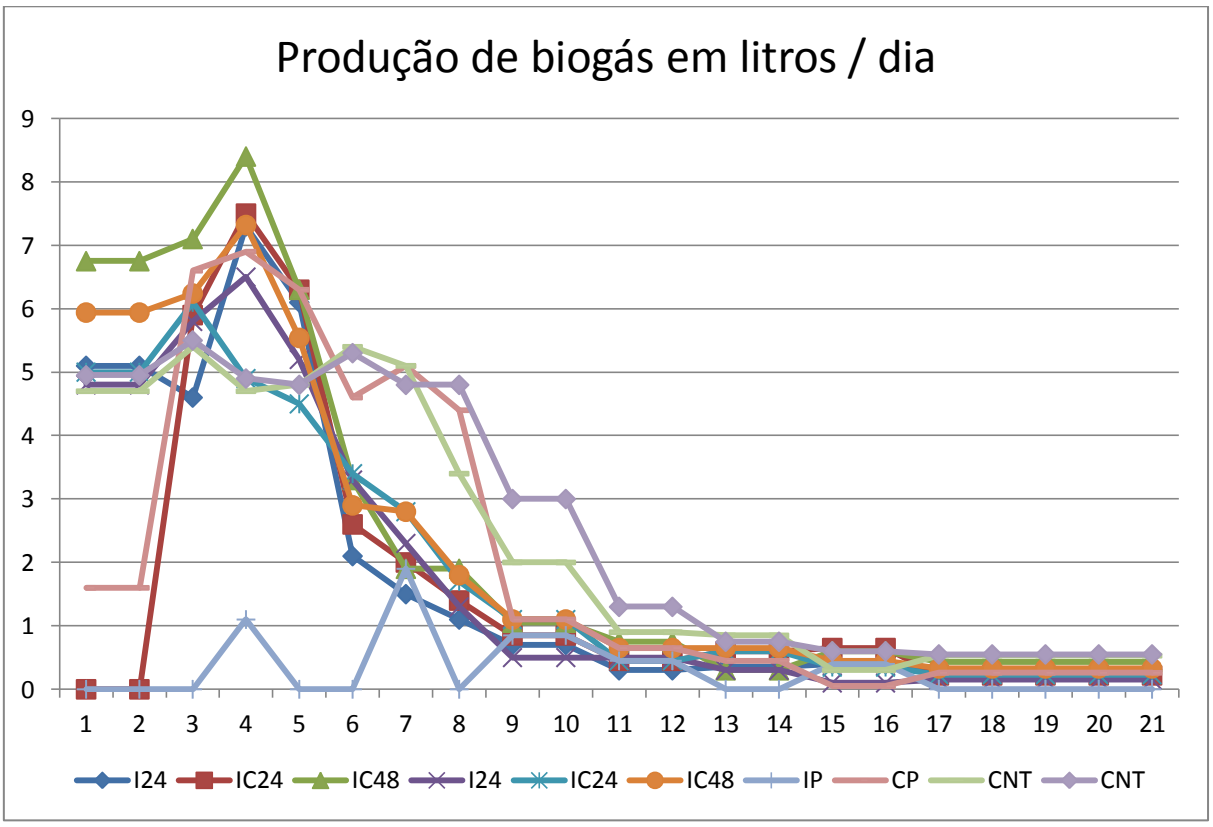

Figura 129: Produção de biogás em litros / dia.

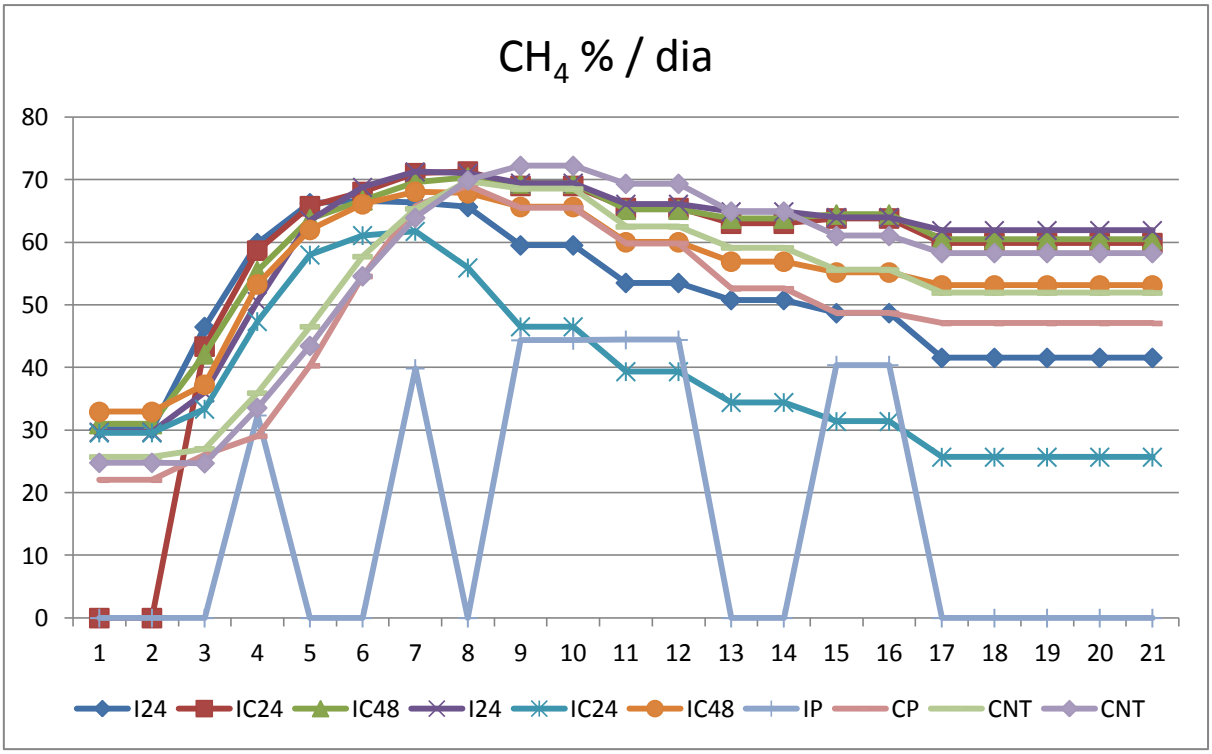

Figura 130: Percentual de CH_4 / dia.

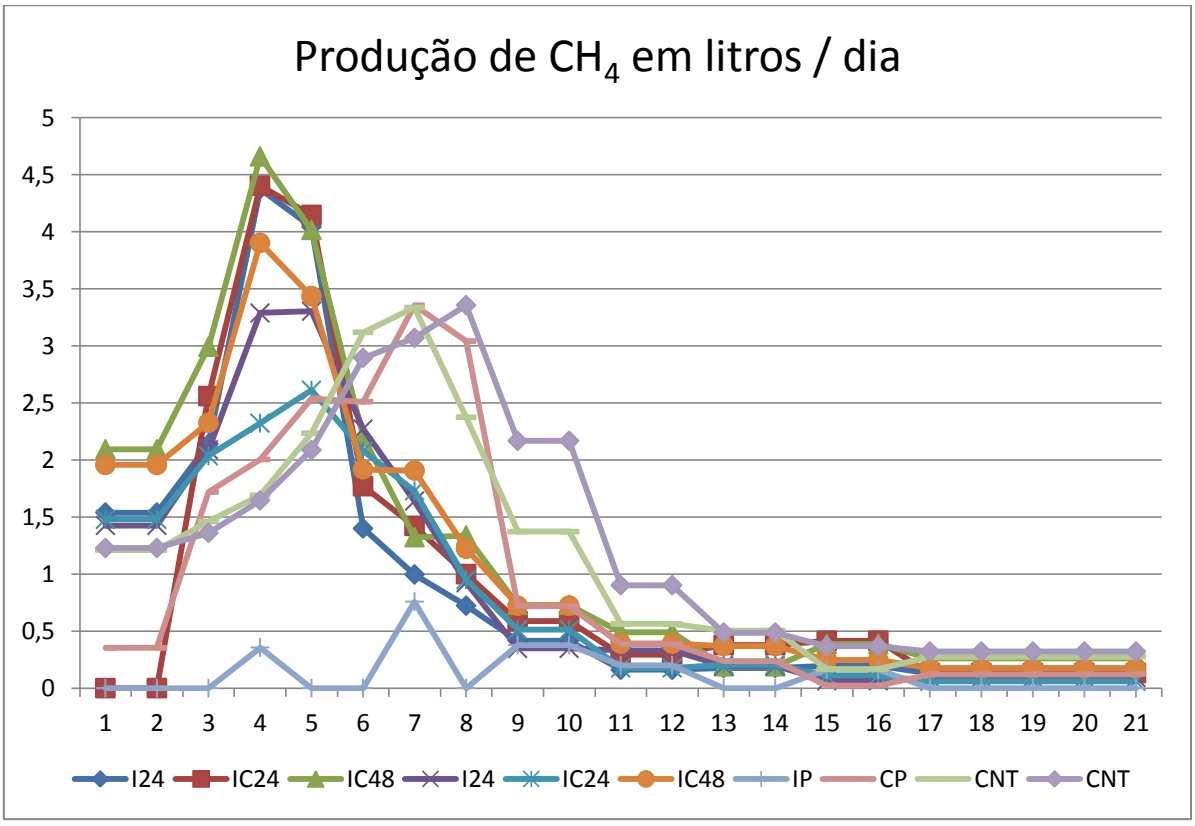

Figura 131: Produção de CH_4 em litros / dia.

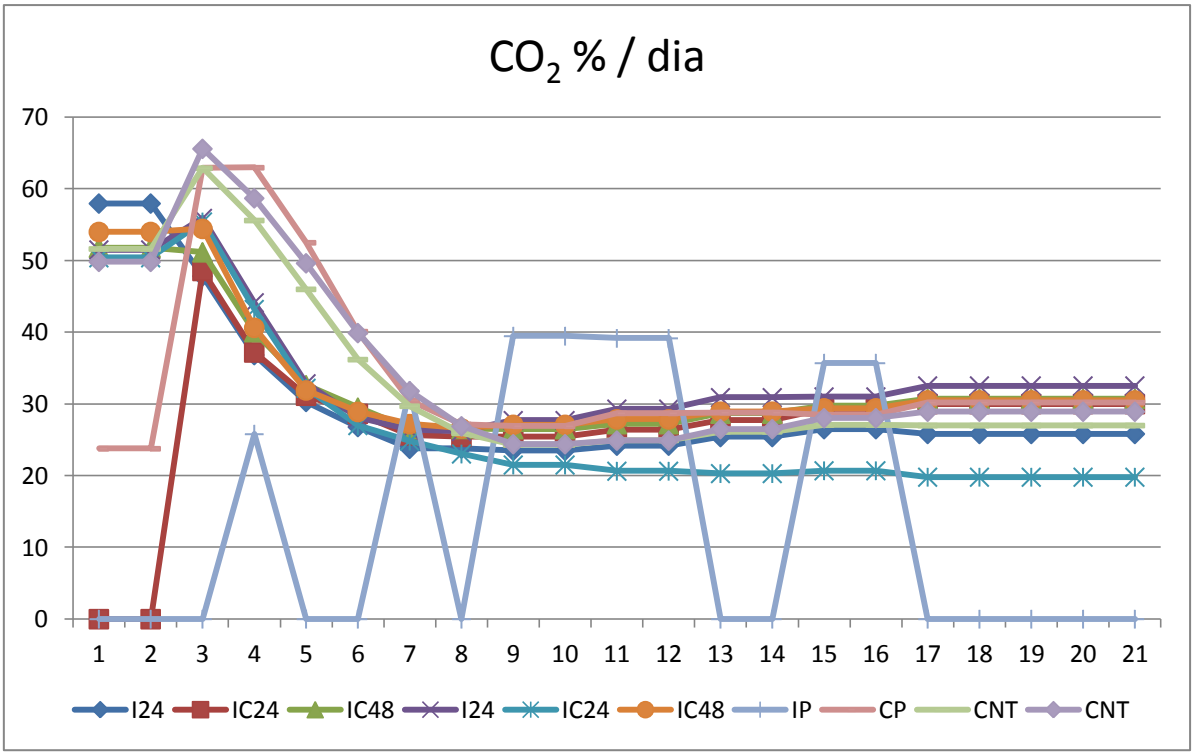

Figura 132: Percentual de CO_2 / dia.

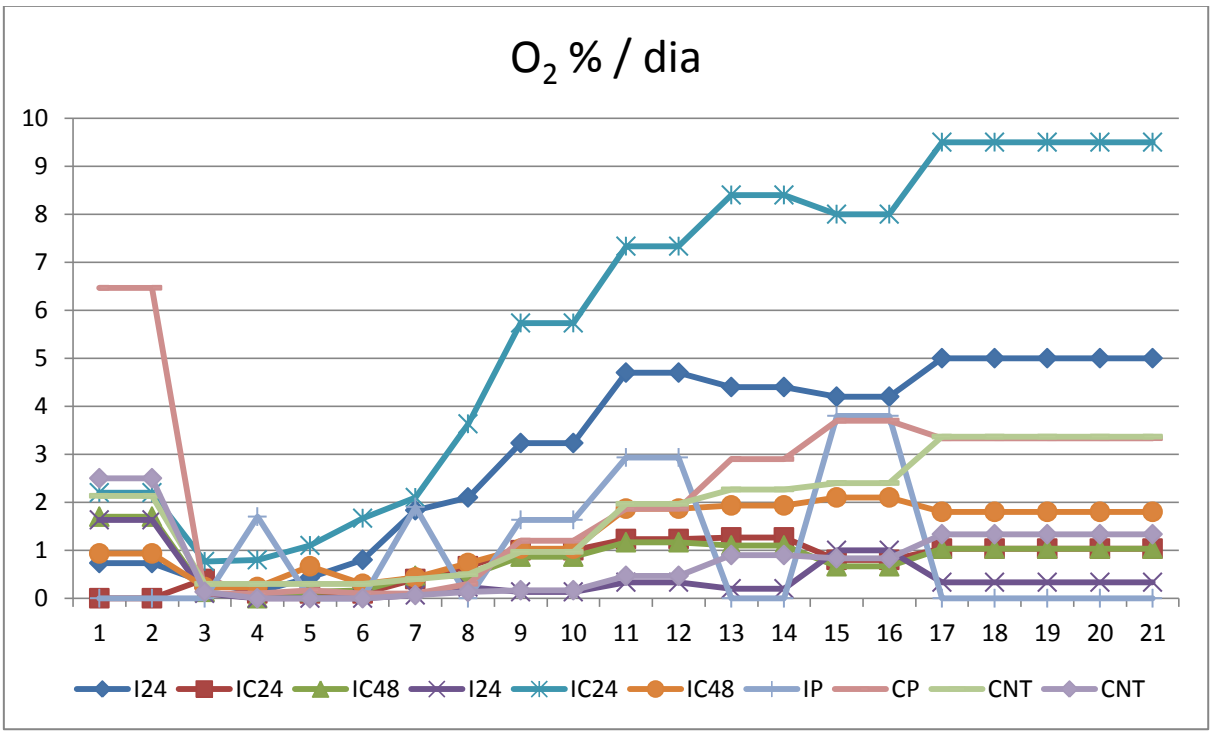

Figura 133: Percentual de O_2 / dia.

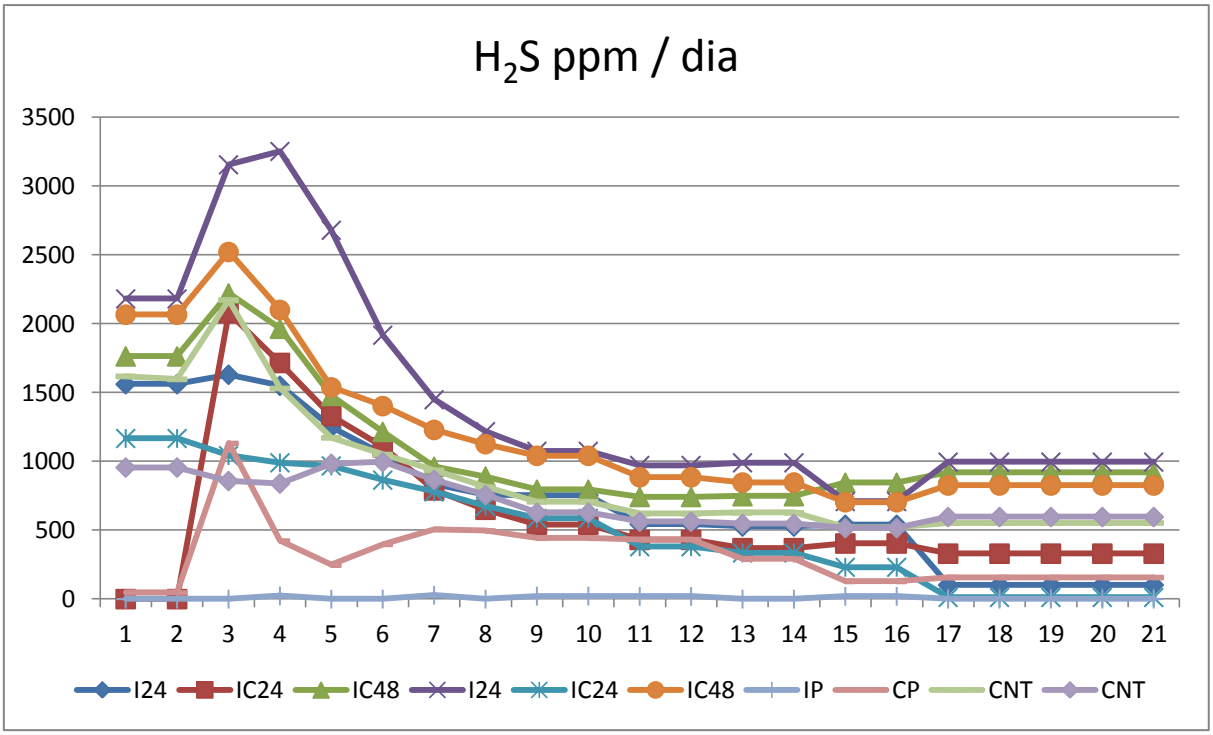

Figura 134: ppm de H_2S / dia.

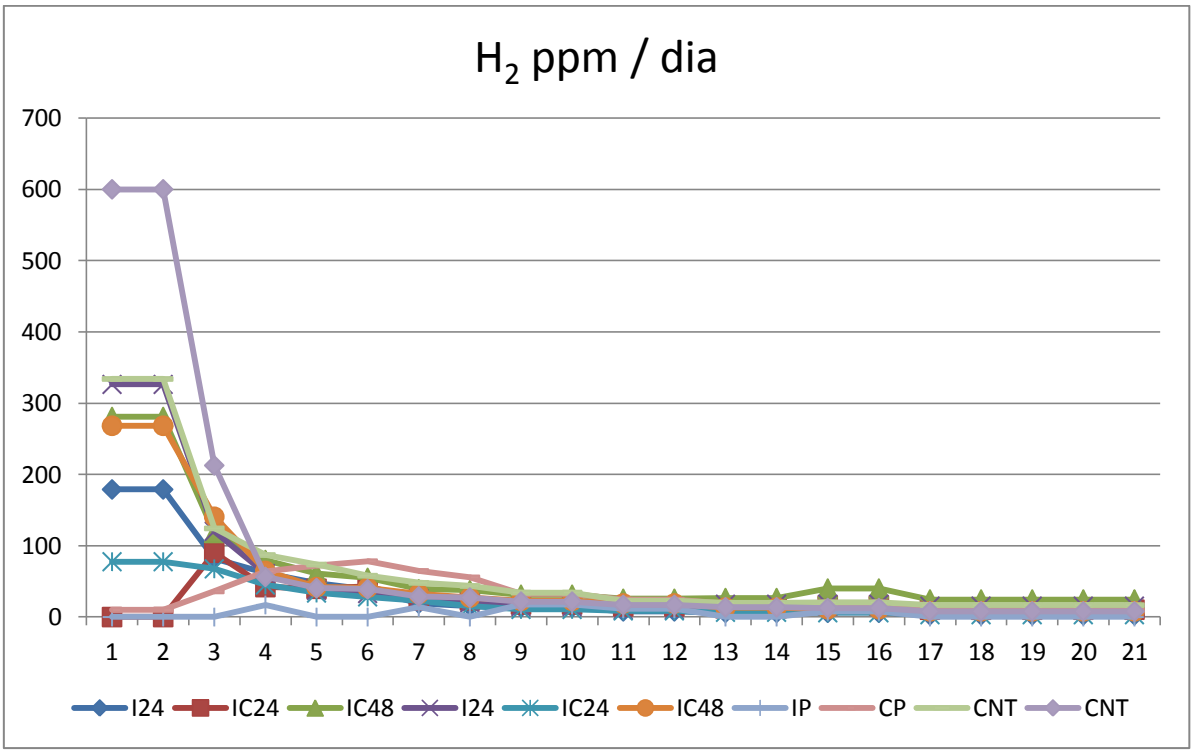

Figura 135: ppm de H_2 / dia.

Os resultados da avaliação temporal chamam atenção para a rápida produção de biogás e CH_4 nos digestores que tiveram pré-tratamento com relação ao tratamento controle, onde 66%, 60,5% e 58% do total de CH_4 produzidos foram liberados em 5 dias de DA em I24, IC48 e IC24, respectivamente, contrastando com o percentual de 33% obtido em CNT, figura 136, significativamente diferentes entre os grupos com pré-tratamento e o tratamento CNT, figura 137. Nítidas vantagens com relação a aceleração na liberação de CH_4 em tratamentos com pré-tratamento via aeração forçada também foram observadas por CHARLES *et al.* (2009) e CARAPINHA (2012), embora sem aumento da produção de biogás.

Levando em consideração o conceito "*t-max*" (FDÉZ.- GUELFO *et al.,* 2012), onde a minimização do tempo de liberação de 95% de todo o CH_4 produzido indica melhor desempenho, foram observados os seguintes "*t-max*" em dias no presente estudo: CNT = 17 dias, IC48 = 15 dias, IC24 = 14,5 dias, I24 = 14 dias e PC = 13 dias.Estes autores encontraram "*t-max*" de 15 dias para ROS pré-tratados com inoculação de composto por 24h, versus "*t-max*" de 31 dias em seu experimento controle, com relação SV/ST = 0,5. Resultado semelhante foi encontrado também em FDÉZ.- GUELFO *et al.* (2011a). Nessa abordagem fica clara a relação entre dificuldade de degradação do substrato e aumento de eficiência desses pré-tratamentos, não só para aceleração da liberação do CH_4, mas também no aumento de seu percentual no biogás e no volume de biogás em si, como visto em FDÉZ.- GUELFO *et al.* (2011a) e SHARIARI (2011).

Estes resultados podem ser explicados pelo observado em FDÉZ.- GUELFO *et al.* (2011a) que encontraram 50% a mais de solubilização da matéria orgânica em tratamentos com inoculação de composto aeróbio maturado com relação a experimentos controle, resultando em maior e mais rápida produção de biogás e CH_4. Tal incremento de solubilização é fruto da pré-hidrólize parcial da matéria orgânica promovida pelos pré-tratamentos, como discutido em FDÉZ.- GUELFO *et al.* (2012).

A aceleração na produção de CH_4 parece estar relacionada a ambos os pré-tratamentos, compostagem e inoculação de composto em maturação, pois também foi observada por CHARLES *et al.* (2009), em ausência de inóculo aeróbio no pré-tratamento. Contudo, no presente estudo a aceleração de liberação de CH_4 foi mais efetiva com o pré-tratamento que envolveu somente inoculação de composto em maturação, I24, assim como encontrado em FDÉZ.- GUELFO *et al.* (2011a), embora o pré-tratamento térmico destes autores também ter solubilizado mais matéria orgânica que o tratamento controle.

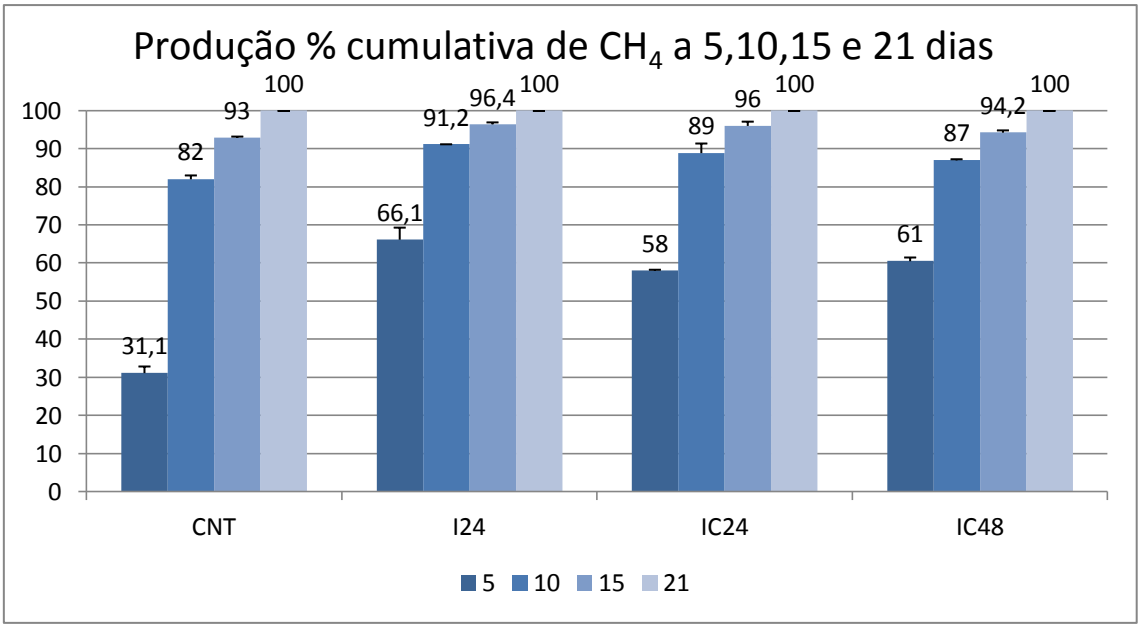

Figura 136: Percentual da produção total de CH_4 liberado a 5,10,15 e 21 dias em DA

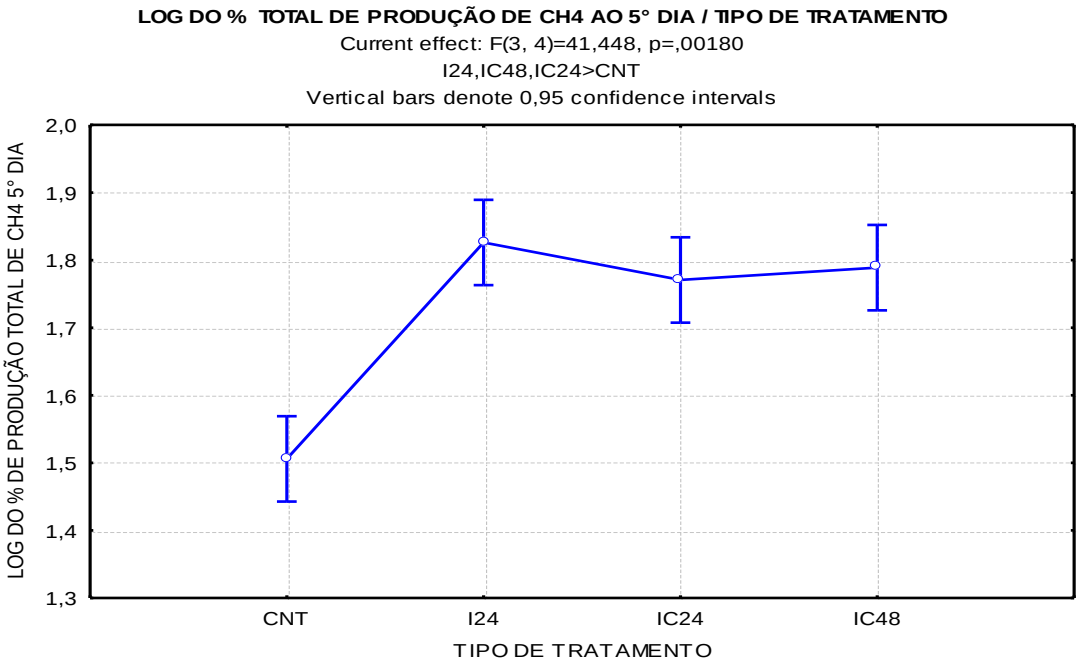

Figura 137: Dados logaritmizados do percentual de produção total de CH_4 liberado ao 5° dia em DA.

3.2.2.4) Degradação de matéria orgânica:

Não foram notadas vantagens relativas ao incremento na degradação de SV pelo pré-tratamento, figura 138. A degradação de SV, por volta de 30%, também foi pequena se comparada aos 80% de degradação encontrados por ZHANG (2007), em experimentos bastante semelhantes aos do presente estudo.

Porém, a análise do consumo de SV pode levar a erros de interpretação, como discutido na etapa anterior, pela contabilização da biomassa bacteriana viva produzida como SV não consumido ao fim do processo.

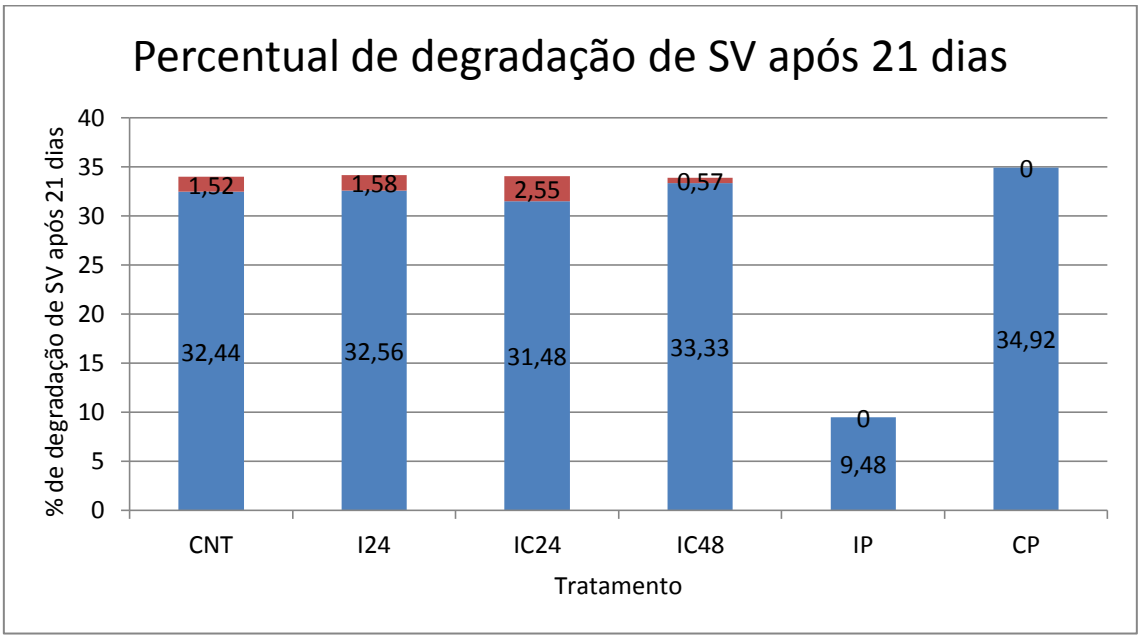

Figura 138: Percentual de degradação de SV após 21 dias em DA.

O percentual de remoção de SV também não expressou corretamente a degradação dos RSO em FDÉZ.-GUELFO*et al.* (2011b), onde 5% a mais de degradação de SV foi observado no pré-tratamento com relação ao controle.

Dados relativos ao consumo de matéria orgânica, expressa pelo somatório do carbono orgânico dissolvido (COD), nitrogênio kjeldahl total (NKT), P total (Ptot) e $SO4_2^-$ no digerido após os tratamentos, em relação ao carbono orgânico total (COT), nitrogênio kjeldahl total (NKT), P total (Ptot) e $SO4_2^-$ dos RSO e do inóculo antes da DA, identificam melhor a capacidade de degradação de matéria orgânica dos tratamentos, situando-se em geral um pouco acima dos 50% de degradação, figura 139.

Embora sem indicar vantagens dos pré-tratamentos com relação ao controle, a avaliação baseada no consumo de matéria orgânica revelou uma taxa de degradação mais próxima da descrita para DA em condições mesofílicas em MATA-ALVAREZ (2003), assim como foi mais fidedigna que a de SV como indicadora do desempenho da DA em termos de produção de CH_4.

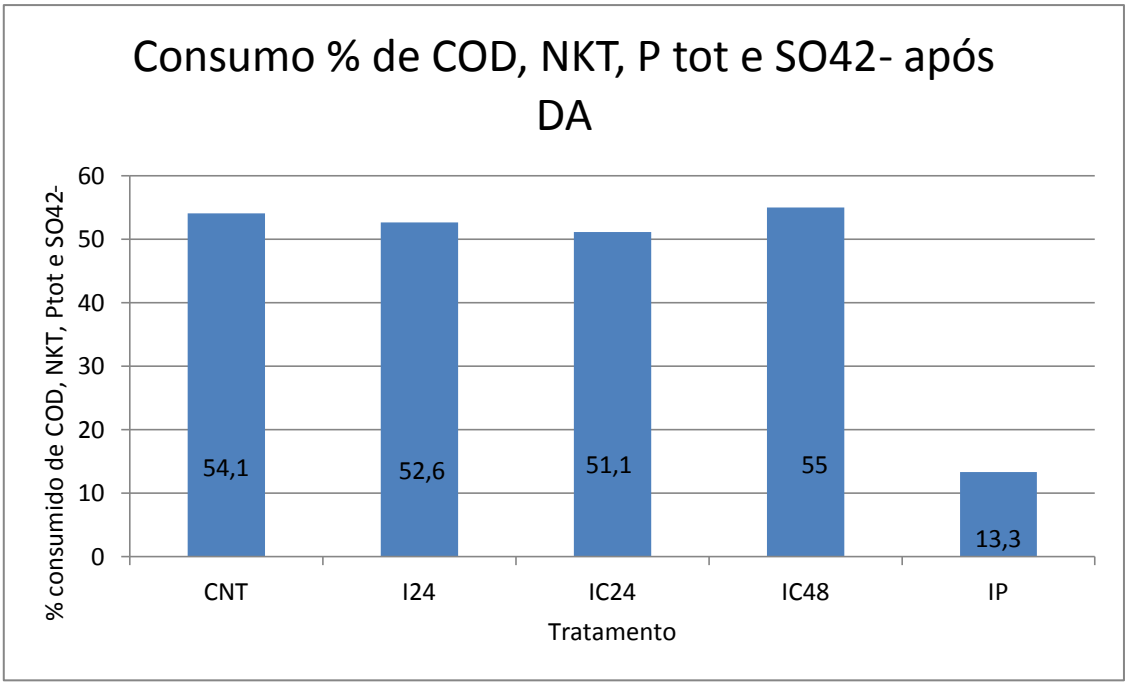

Figura 139: Consumo % de matéria orgânica (COD, NKT, P tot, $SO4_2^-$) / tratamento.

As concentrações de ácidos voláteis ao final da DA apresentaram-se discretamente menores nos pré-tratamentos em ralação ao controle, não indicando maior consumo destes pelos pré-tratamentos, figura 140. De qualquer forma todos os tratamentos tiveram menos de 60mg/L de AV ao final da DA, valor sugerido em FDÉZ.-GUELFO*et al.* (2012) como indicativo de processos de DA estáveis.

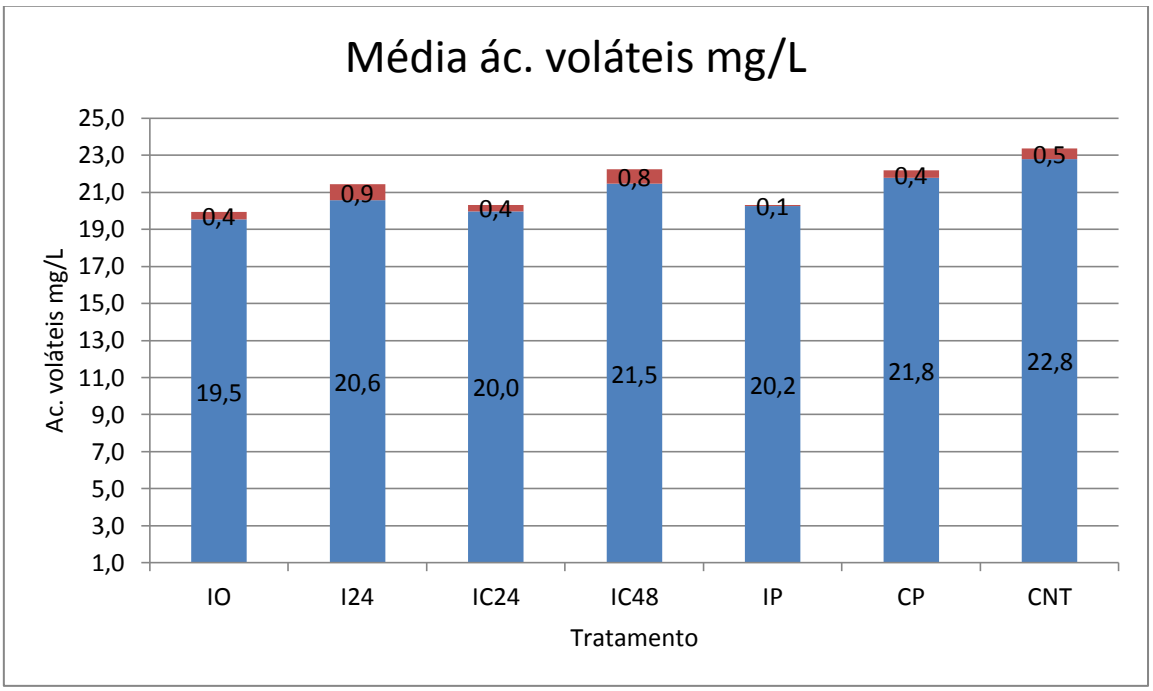

Figura 140: Média e desvio das concentrações de ácidos voláteis em mg/L.

As médias de DQO ao fim da DA foram 31, 20 e 19% maiores nos tratamentos IC24, IC48 e I24, respectivamente, em relação ao tratamento controle, figura 141, inclusive com diferenças significativas, p<0,5, em IC24 com relação a CNT.

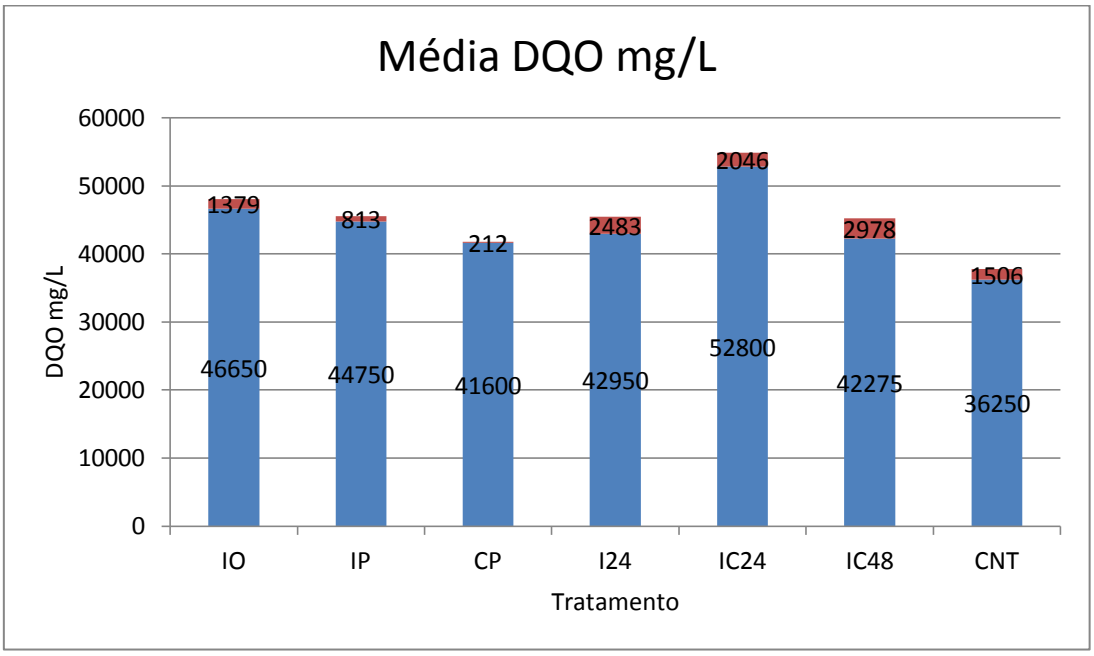

Figura 141: Média e desvio da DQO em mg/L por tratamento e no inóculo.

Tal fato sugere maior quantidade de matéria prima disponível para conversão em biogás nos pré-tratamentos em relação ao tratamento controle, mesmo tratando-se dos RSO de mais fácil degradação utilizados nesta rodada, o que não tinha sido observado nas analises de SV, matéria orgânica ou ácidos voláteis, uma vez que a DQO engloba também a matéria inorgânica disponível no sistema.

Assim, considerando-se o desequilíbrio da relação C/N observada em todos os pré-tratamentos, as inibições causadas em I24 e IC24 por H_2S e O_2, e o entupimento em um dos reatores, acredita-se que os pré-tratamentos poderiam ter obtido incremento na produção de biogás, maior aumento do percentual de CH_4 e maior percentual de degradação do digerido com relação ao tratamento controle, embora não tenham ficado claras as diferenças de desempenho entre os pré-tratamentos, o que sugere novas investigações. Corrobora com o exposto o fato de que problemas de inibição inicial possam exercer reflexo ao longo de todo o processo de DA e não somente enquanto durarem os efeitos indutores da inibição (MATA –ALVAREZ 2003).

O pH atingiu valores de neutralidade para todos os tratamentos após 21 dias em DA, como pode ser visto na tabela 8, sem diferenças significativas segundo a

ANOVA, indicando estabilidade do digerido final em todos os tratamentos segundo MATA-ALVAREZ *et al.*(2003).

3.2.3) Startup do inóculo e alimentação contínua de digestores têxteis:

3.2.3.1) Startup do inóculo:

O inóculo foi considerado estável 24 dias após o startup dos digestores, considerando-se pH 6,9 e percentual de CH_4 maior que 70%, figuras 142 e 143, respectivamente. De acordo com PROBIOGÁS (2013) um inóculo é considerado estável quando o biogás gerado atinge percentual de 50%, pH neutro e concentração de ácidos graxos de cadeia curta abaixo de 2000mg/l. O inóculo em tela atingiu percentual médio de CH_4 acima de 50% no 17° dia após a ativação, porém com pH abaixo de 6,4 neste período. Assim, optou-se por considerar a estabilização do inóculo quando o pH estivesse praticamente neutro, o que foi observado no 24° dia.

Processos de startup e estabilização de inóculo anaeróbio utilizando esterco bovino líquido demandam em geral 25 dias para estabilização e transcorrem sem problemas (PROBIOGÁS, 2013), como observado no presente estudo, sendo este um dos inóculos mais indicados para startup de digestores anaeróbios onde não se pode utilizar inóculo proveniente de outra planta de DA já em curso.

De fato, no presente experimento, foi também testado o startup dos digestores utilizando-se inócuo anaeróbio granulado, proveniente de uma estação de tratamento de esgoto doméstico de alta taxa, o qual não se adaptou satisfatoriamente a digestão de RSO, apresentando constantes quedas de pH e percentual de CH_4 inferior a 50% após 60 dias de testes.

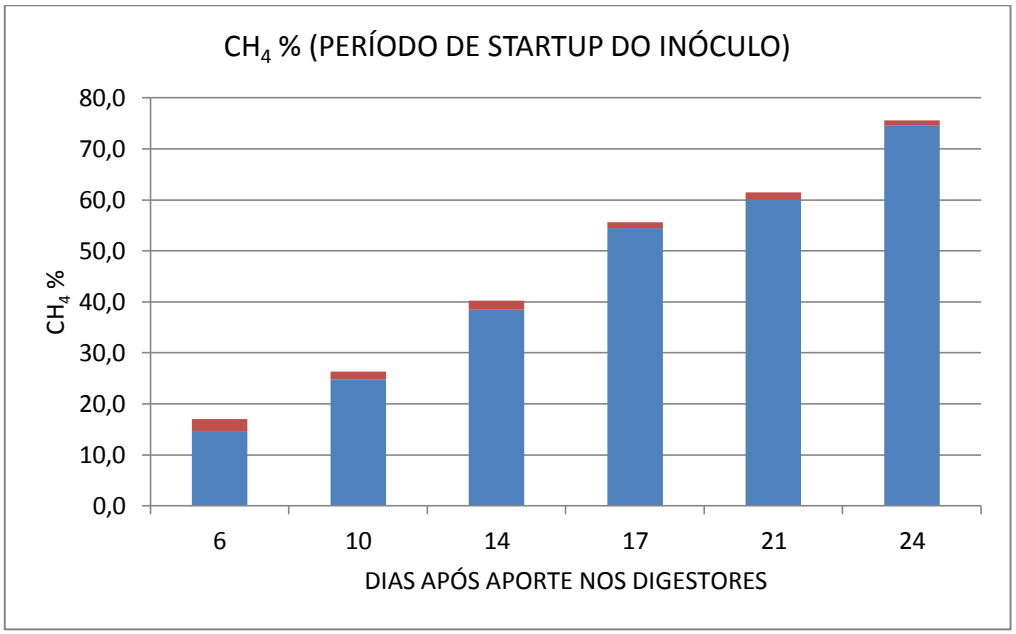

Figura 142) Percentual de CH_4 entre o 6° e o 24° dia de startup do inóculo.

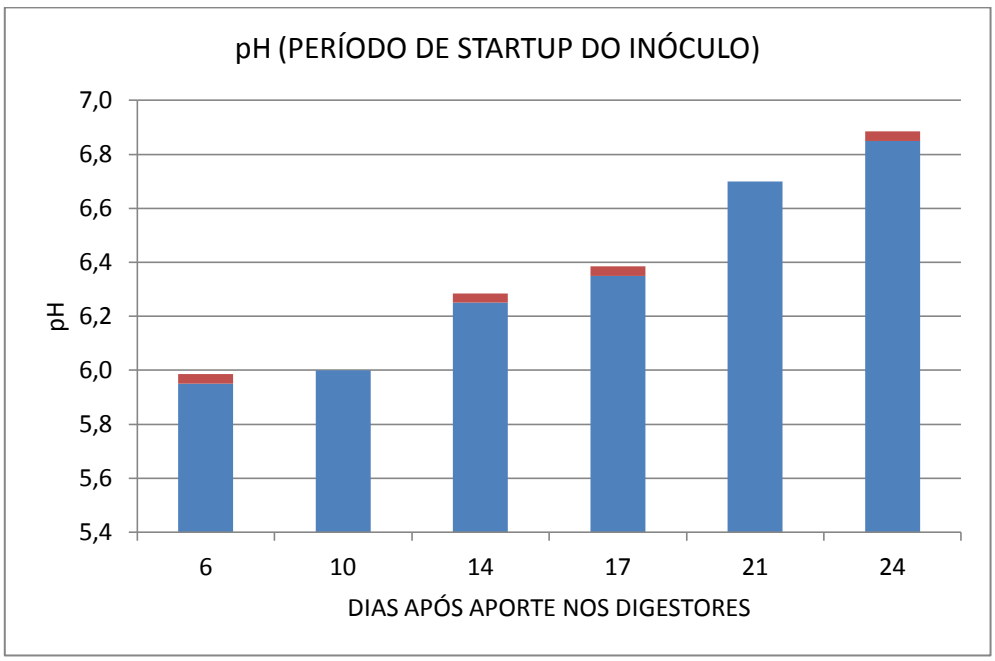

Figura 143) pH entre o 6° e o 24° dia de startup do inóculo.

As concentrações de H_2S, O_2 e CO_2 declinaram gradualmente à medida que avançava o tempo de ativação do inóculo, figuras 144, 145 e 146, respectivamente, padrão considerado normal a medida que os sistemas anaeróbios vão se tornando estáveis (VDI 4630, 2006).

O H_2S inicial atingiu pico de 450ppm no 10° dia, figura 144, o que não causou inibições no sistema, pois concentrações entre 200 e 1500ppm são descritas como usuais na DA MATA-ALVAREZ (2003). Corrobora com esta afirmação o fato de que distúrbios relativos à produção de H_2S só tenha sido notados na rodada 2 deste trabalho quando a concentração de H_2S atingiu 2500ppm.

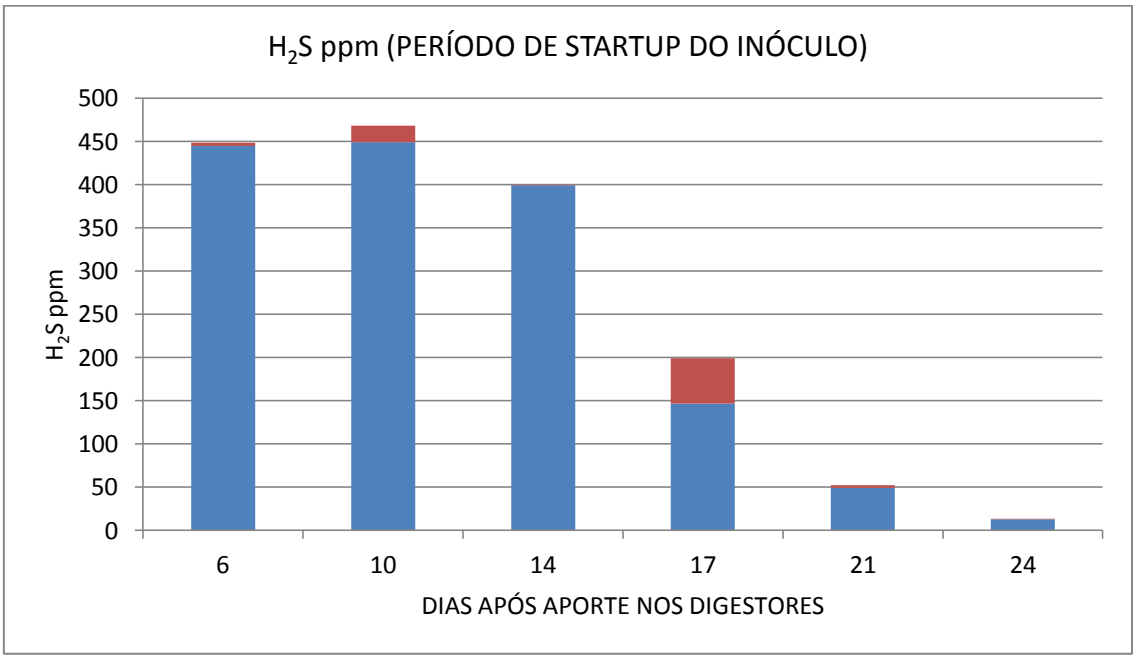

Figura 144) ppm de H_2S entre o 6° e o 24° dia de startup do inóculo.

O percentual médio de O_2 mostrou-se abaixo de 1% no 21° dia, o que de acordo com as observações obtidas nos experimentos da rodada 2 deste estudo já não exerce influencia sobre as arqueas metanogênicas, organismos mais senssíveis a contaminação com O_2 MATA-ALVAREZ (2003).

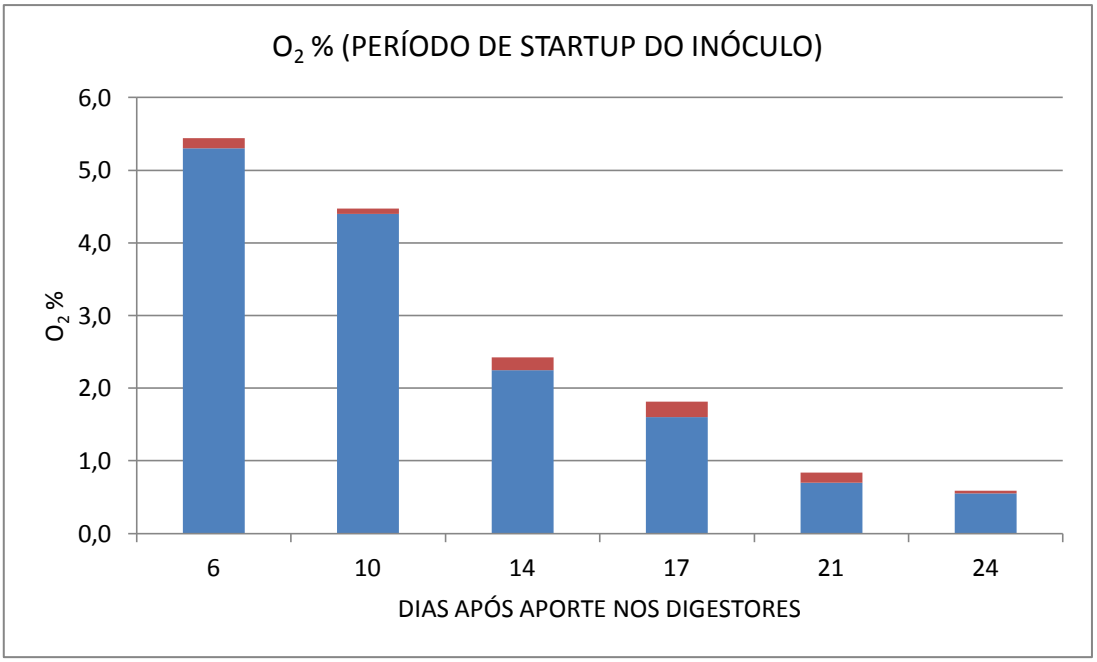

Figura 145) Percentual de O_2 entre o 6° e o 24° dia de startup do inóculo.

A concentração de CO_2 mostrou-se abaixo de 30% ao 17° dia, sendo este percentual usualmente encontrado na DA (MATA-ALVAREZ, 2003), o que sugere estabilização do sistema.

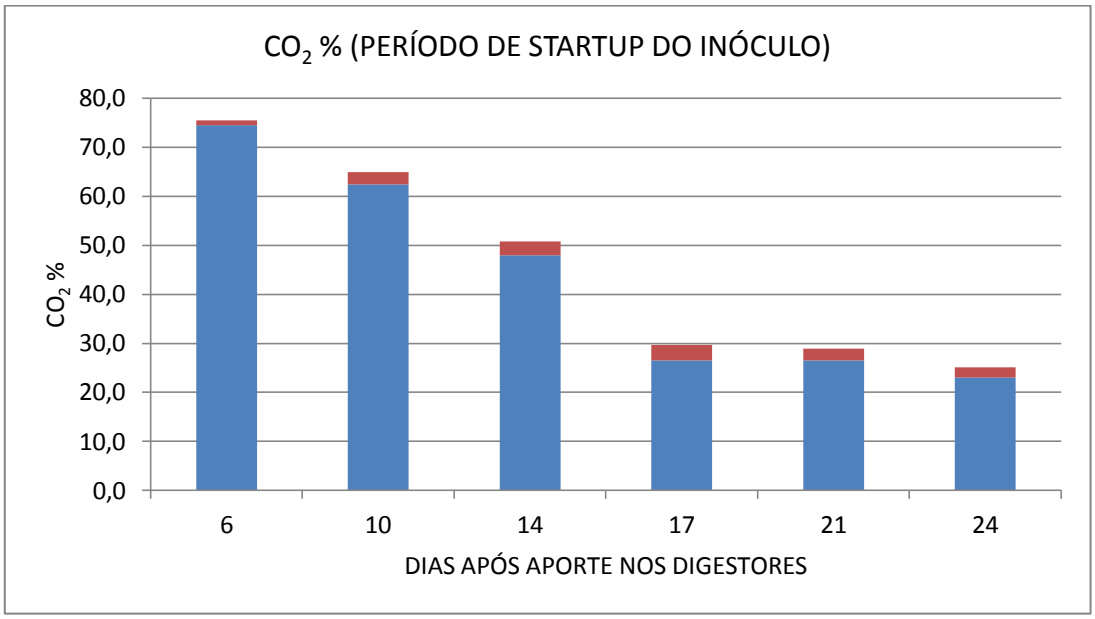

Figura 146) Percentual de CO_2 entre o 6° e o 24° dia de startup do inóculo.

3.2.3.2) Alimentação contínua:

A produção de biogás nas onze primeiras semanas de alimentação apresentou padrão ascendente característico, figura 147, assim como diminuição do percentual de CO_2 e aumento do percentual de CH_4, figuras 148 e 149, respectivamente. O perfil do pH também apresentou padrão ascendente no decorrer das primeiras onze semanas, figura 150, a exceção de uma queda na quarta semana, acompanhada de aumento no percentual de CO_2, fato explicado pelo concomitante aumento de carga orgânica na quarta semana, em acordo com o descrito em VDI 4630 (2006). Vale resaltar que entre a segunda e terceira semanas também houve um ligeiro declínio na produção de biogás, no percentual de CH_4 e no pH, assim como ligeiro incremento do percentual de CO_2, o que relaciona-se com a instabilidade das condições ambientais nas primeiras semanas de operação de digestores anaeróbios, como descrito em FDÉZ.-GUELFO *et al.* (2010).

Com relação às últimas quatro semanas de testes, foram observados padrões de desestabilização do sistema após o aumento de carga orgânica na décima segunda semana. A produção de biogás não aumentou em relação às semanas anteriores mesmo com o aumento da carga orgânica, figura 147, o percentual de CO_2 no biogás aumentou gradativamente, figura 148, assim como declinaram gradativamente percentual de CH_4 no biogás e o pH, figuras 149 e 150, respectivamente. Tal comportamento seria considerado normal se observado durante um intervalo de tempo curto, como visto entre a quarta e quinta semanas, período correspondente ao primeiro aumento de carga orgânica a aplicado ao sistema. Contudo, o aumento no percentual de CO_2 e a queda do percentual de CH_4 e do pH continuaram até o encerramento do experimento, na décima quinta semana, indicando que o aumento abrupto de carga orgânica de 0,71 gSV/litro/dia para 1,44gSV/litro/ dia não foi suportado pelo sistema, embora a metodologia alemã VDI 4630 (2006) sugira que se dobre a carga orgânica após períodos de estabilidade do sistema.

Assim, é possível que sistemas operados a temperatura ambiente e sem misturadores, condições operacionais estabelecidas neste experimento, não suportem aumentos de carga de 100%, o que sugere novas investigações com aumentos de carga de 50% ou 75%.

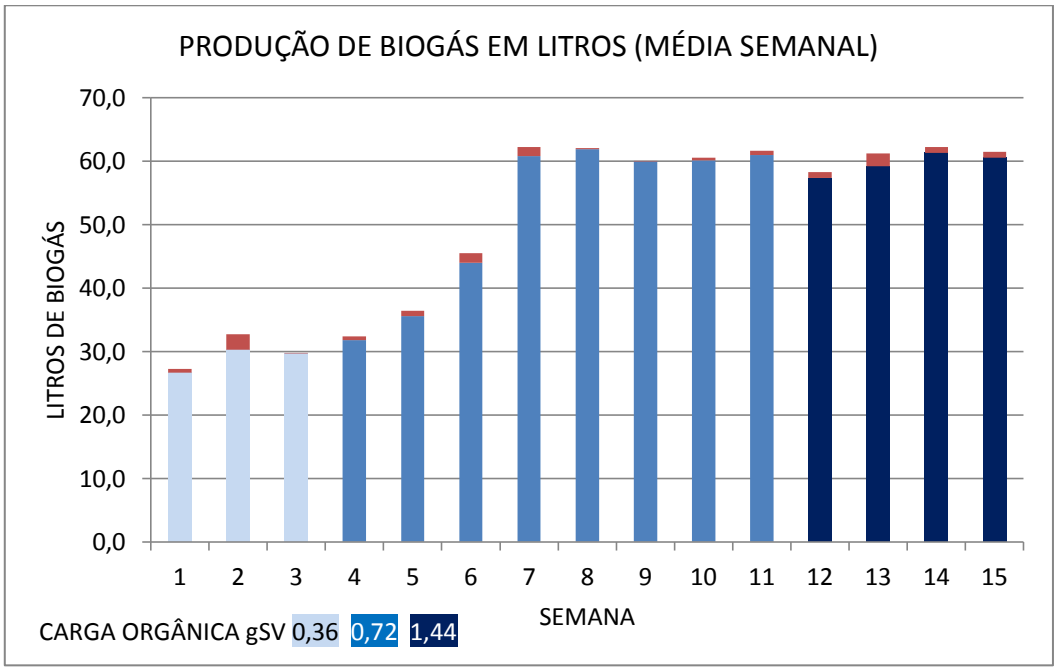

Figura 147) Produção de biogás em litros (média e desvio padrão por semana).

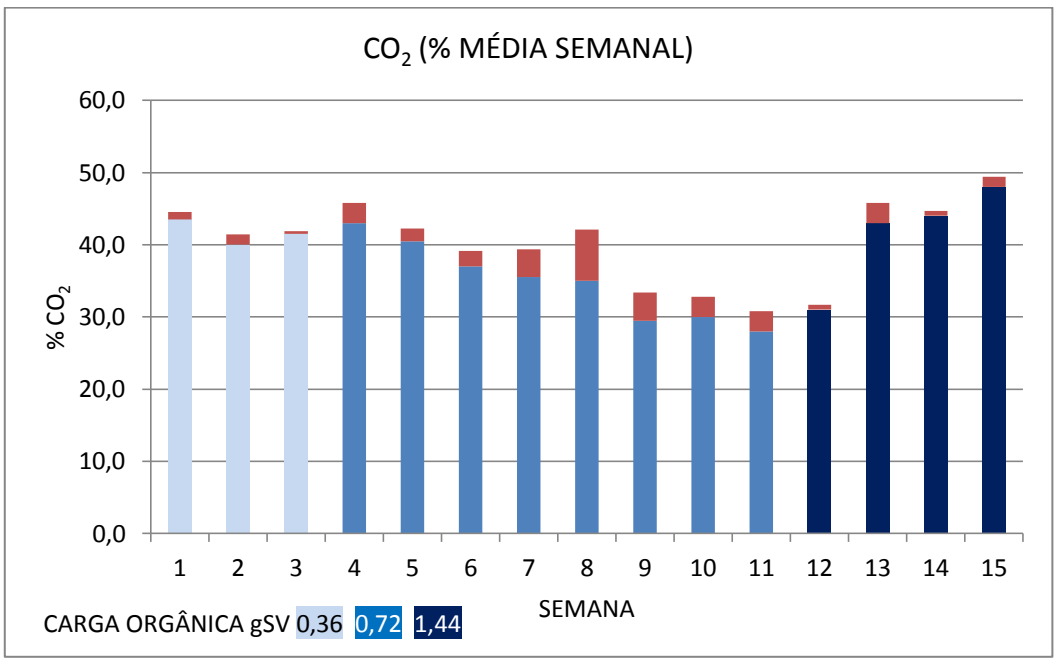

Figura 148) Percentual de CO_2 no biogás (média e desvio padrão por semana).

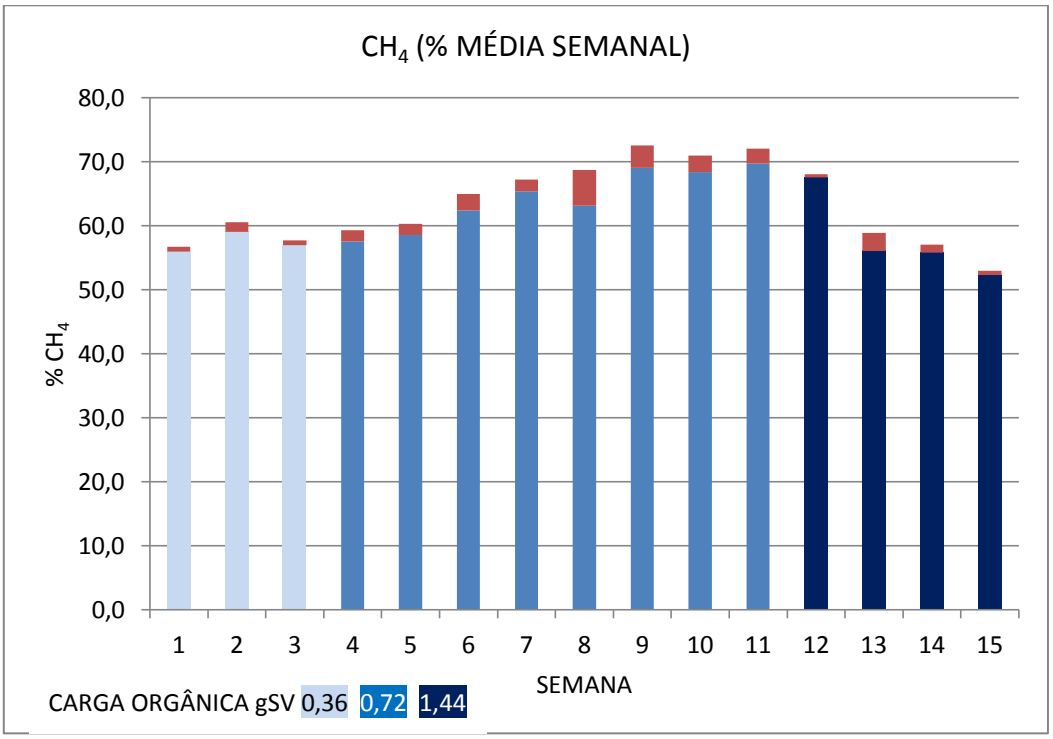

Figura 149) Percentual de CH_4 no biogás (média e desvio padrão por semana).

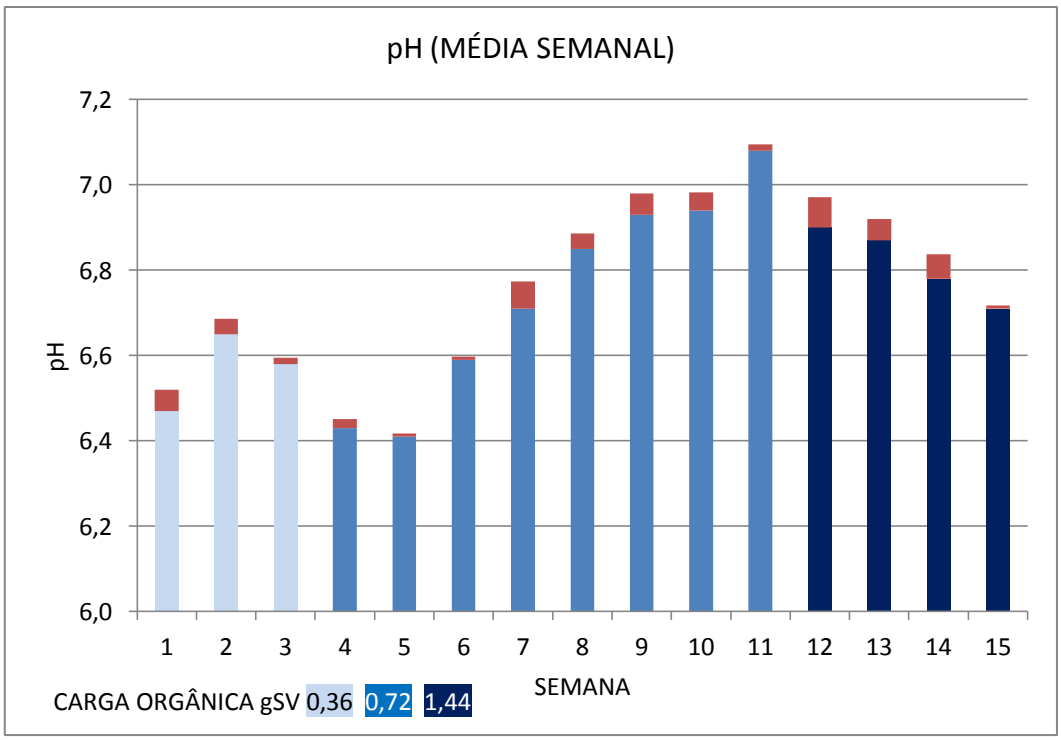

Figura 150) pH do digerido (média e desvio padrão por semana).

4) Conclusões:

4.1) Compostagem

Todas os tratamentos e composteiras foram eficientes quanto à compostagem dos RSO, via aeração passiva, no que diz respeito ao estabelecimento e manutenção de temperaturas termofílicas, minimização de geração e emissão de CH_4, não geração de chorume e proliferação de vetores;

Não foram observadas vantagens que justifiquem a utilização de aeração central nas composteiras, sendo esta inclusive desaconselhada por facilitar o acesso de moscas aos resíduos em processo de compostagem e por baixar desnecessariamente a temperatura;

O posicionamento das composteiras sobre pallets, o contorno dos compartimentos com manta de drenagem, a composição de resíduos escolhida e o dimensionamento dos compartimentos contribuíram para a não geração de chorume e para o estabelecimento e manutenção de condições aeróbias, via aeração passiva, em toda a massa de resíduos em compostagem;

A utilização de composto em maturação como inóculo após cada aporte, praticada nos compartimentos A, mostrou-se mais eficiente que os demais tratamentos quanto à minimização da geração de CH_4, aumento do teor de O_2 da massa em compostagem e aceleração da degradação dos RSO.

O compartimento 2A, sem chaminé e com inoculação de composto a cada aporte, foi mais eficiente que os demais com relação à proliferação de moscas, o que foi atribuído às maiores temperaturas alcançadas na composteira 2, sendo o modelo de tratamento sugerido pelo presente estudo para compostagem in loco de RSO;

Entre as composteiras, o modelo 1 apresentou emissão inferior de CH_4 e CO_2, assim como emissão superior de O_2. Contudo, a composteira 2 apresentou valores satisfatórios para estes parâmetros e maior temperatura e umidade, resultando em vantagens quanto a degradação dos RSO e o combate a vetores, sendo definido como melhor modelo de composteira que o modelo 1.

O sistema de aproveitamento energético da compostagem apresentado neste estudo, apesar de adequado tecnicamente, possui limitações de custo e produtividade, demandando adaptações tecnológicas e operacionais que estimulem sua adoção no Brasil. Contudo, tais aspectos devem ser mais bem avaliados sob o ponto de vista de escala, espaço e recursos disponíveis;

O estudo de viabilidade econômica de uma mini usina de compostagem mostrou que seus custos de implantação e operação seriam competitivos com a simples destinação final dos RSO em aterro sanitário e mais baratos que o envio destes para tratamento em compostagem industrial nos primeiros cinco anos de operação, não incluindo o ativo econômico proveniente da produção de adubo. Após o quinto ano de operação os custos de implantação e operação de uma mini usina seriam equivalentes à destinação dos RSO em aterro sanitário e bem menores que o envio destes para tratamento em compostagem, mesmo sem a inclusão do ativo econômico proveniente da produção de adubo;

Com relação às emissões, a estratégia de compostagem avaliada neste estudo para tratamento aproximadamente 200 kg por dia evitaria a emissão de 48.8 ton de CO_2 eq./ano e teria potencial de arrecadar aproximadamente R$ 976,00/ano em créditos de carbono.

4.2) Digestão anaeróbia

4.2.1) Rodada 1:

A compostagem passiva e estática, utilizada no pré-tratamento dos resíduos orgânicos sólidos desta rodada, mostrou-se eficiente para aquecimento e aeração dos resíduos sem gastos energéticos ou de mão de obra referentes a bombeamento de ar, aquecimento artificial ou revolvimentos;

Os pré-tratamentos com 3 dias em compostagem sugerem melhores resultados em termos de volume de produção de biogás e percentual de CH_4 do que os pré-tratamentos com 1 e 6 dias em compostagem, embora as diferenças não tenham sido significativas. Porém, estes tratamentos obtiveram valores significativamente maiores que os demais com relação a emissões de H_2 e CO_2, considerados produtos

intermediários na produção de CH_4 e indicadores de maior atividade metabólica, o que sugere vantagens do tratamento 3 com ralação aos demais;

A ausência de um tratamento controle (RSO sem pré-tratamento) nesta rodada dificultou a interpretação dos resultados dos pré-tratamentos, pois acreditava-se inicialmente que 1 dia em processo de compostagem seria pouco relevante e poderia ser considerando como experimento controle, o que não correspondeu à realidade conforme observado na segunda rodada.

4.2.2) Rodada 2:

Os pré-tratamentos testados nesta rodada não aumentaram a geração de biogás se comparados ao tratamento controle, mas aparentemente aumentaram o teor de CH_4, embora sem diferenças significativas.

Os pré-tratamentos aumentaram significativamente a velocidade de liberação do CH_4, o que parece estar relacionado tanto ao uso do pré-tratamento em compostagem (térmico) quanto ao tratamento com inoculação de composto aeróbio (biológico).

Todos os pré-tratamentos consumiram o carbono facilmente degradável mais rapidamente que o nitrogênio, desequilibrando a relação C/N previamente ajustada e prejudicando o desempenho geral da DA. Assim, conclui-se que para obtenção de todas as vantagens proporcionadas pelos pré-tratamentos, incluindo aumento do volume de biogás, essas técnicas devam ser aplicadas a resíduos orgânicos sólidos de mais difícil degradação, SV/ST < 0,7, relação C/N inicial maior que 35/1 e mais de 15% do peso úmido composto por materiais ricos em C. Para resíduos com menores C/N e SV/ST sugere-se a diminuição do percentual de inóculo aeróbio utilizado no pré-tratamento.

O pré-tratamento IC48 (resíduo inoculado com composto aeróbio e compostado por 48 horas) foi mais eficiente que os demais quanto a produção de CH_4, embora sem diferenças significativas, equivalendo-se a esses quanto a aceleração da liberação desse gás. Porém, acredita-se que possa haver melhoria na eficiência produtiva de todos os pré-tratamentos aumentando-se a relação C/N inicial ou

diminuindo-se o percentual de composto no pré-tratamento, atingindo-se assim a otimização da DA de ROS urbanos de maneira simples e barata.

Para fins de monitoramento:

Cálculos de degradação de matéria orgânica baseados em consumo de SV têm limitações de interpretação, sendo preferível a utilização do COD;

Valores de O_2 entre 1 e 2% e de H_2S acima de 2500 ppm, no biogás, podem indicar problemas inibitórios na DA, considerando-se as condições de operação e os RSO utilizados neste estudo;

Os percentuais de CO_2 e H_2 são ferramentas úteis como indicadores da atividade metabólica na DA;

Considerando-se as dificuldades de interpretação de resultados em experimentos de DA, o conceito t-max e a DQO apresentaram-se como indicadores robustos para monitoramento de performance DA.

4.2.3) Startup e alimentação contínua:

O período de startup e estabilização do inóculo anaeróbio de esterco bovino demandou 24 dias e transcorreu sem problemas de inibição;

O período de alimentação contínua do inóculo recém-ativado apresentou inibições relativas a aumento de 100% na carga orgânica, sugerindo que sistemas operados a temperatura ambiente, sem misturadores e com inóculo recém-ativado seja sensíveis a aumentos abruptos de carga orgânica.

5) Recomendações para estudos futuros

5.1) Compostagem:

Sugere-se a diminuição da altura das composteiras com relação ao solo, buscando minimizar o ressecamento causado na base das composteiras por “excesso de ventilação”. Obviamente tal modificação deve ser monitorada quanto aos teores de O_2 e CH_4 no interior da compostagem, servindo se de sugestão para trabalhos futuros;

Sugere-se a diminuição do percentual de material estruturante de 33% para 5 ou 10%, objetivando facilitar a degradação dos resíduos em geral, assim como o aumento do percentual de grama ou folhas secas de 33 para 50 ou 60%, sendo o percentual restante completado com restos do pré e pós preparo de alimentos. Da mesma forma que no item anterior, tal modificação deve ser monitorada quanto aos teores de O_2 e CH_4 no interior da compostagem;

Sugere-se que o modelo de aproveitamento energético da compostagem apresentado neste estudo seja testado utilizando troncos triturados e serpentina com dutos de plástico resistentes a temperaturas de até 90°C, assemelhando-se ao modelo europeu descrito no capítulo 2, visando incrementar a produção de água quente e minimizar os custos de implantação e de mão de obra de operação.

5.2) Digestão anaeróbia:

Sugere-se que todos os experimentos com pré-tratamento sejam acompanhados de um tratamento controle (sem pré-tratamento), pois mesmo curtos períodos de pré-tratamento influenciam sensivelmente nos resultados finais;

Sugere-se que as técnicas de pré-tratamento propostas na segunda rodada devam ser testadas utilizando-se resíduos orgânicos sólidos de mais difícil degradação, SV/ST < 0,7, relação C/N inicial maior que 35/1 e mais de 15% do peso úmido composto por materiais ricos em C. Para resíduos com menores C/N e SV/ST sugere-se a diminuição do percentual de inóculo aeróbio utilizado nestes pré-tratamentos.

Sugere-se que novos testes de alimentação contínua de digestores operados a temperatura ambiente, sem misturadores e utilizando inóculo recém-ativado sejam executados com aumento de carga entre 50 e 75%, evitando inibições que impossibilitem a determinação da carga orgânica máxima suportada pelos mesmos utilizando RSO tipicamente brasileiros.

6) Aferição dos objetivos.

6.1) Compostagem:

Objetivos: Desenvolver equipamentos de compostagem eficientes técnica e ambientalmente, com custo final competitivo em comparação aos custos de transporte e disposição final dos RSO em aterros sanitários e/ou compostagem industrial, o que inclui minimização de mão de obra, de gasto energético e de equipamentos acessórios.

Status: Alcançado

Objetivo (aproveitamento energético): Testar o aproveitamento do calor liberado pelas reações exotérmicas do metabolismo microbiano da compostagem para aquecimento de água.

Status: Parcialmente alcançado, demandando tropicalização técnica para melhor desempenho e minimização de custos.

6.2) Digestão a aneróbia:

Objetivo: Testar estratégias de pré-tratamento de resíduos orgânicos sólidos simples, baratas e acessíveis ao público leigo, buscando aumentar a performance da digestão anaeróbia no que tange a produtividade e a degradabilidade dos resíduos.

Rodada 1) Teste do pré-tratamento térmico e enzimático através da permanência dos resíduos em compostagem aeróbia aerada passivamente, via convecção térmica espontânea, aplicado a resíduos de difícil degradação.

Status: Alcançado, pois o pré-tratamento foi eficiente em aumentar a produção de biogás e o teor de CH_4 na digestão anaeróbia.

Rodada 2) Pré-tratamento com inoculação de composto em maturação, conjugado ou não ao tratamento térmico em leiras de compostagem

Status: Parcialmente alcançado, pois os pré-tratamentos aumentaram o teor de CH_4 no biogás e a sua velocidade de liberação, mas não aumentaram seu volume.

Startup e alimentação contínua:

Definir parâmetros de startup de inóculo e de alimentação contínua de digestores anaeróbios operados em temperatura ambiente e sem misturadores.

Status: Parcialmente alcançado, pois foi possível definir parâmetros de startup e de alimentação contínua até 1.41gSV /litro de inóculo/dia, mas não houve tempo hábil para atingir a carga orgânica máxima admitida pelos digestores.

Referências bibliográficas

ABRELPE, 2009, *Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil.* Relatório de pesquisa. Associação Brasileira das Empresas de Limpeza Publica e Resíduos Especiais. Disponível em: < http://www.abrelpe.org.br>. Acesso em: 04 de jan. 2013.

_____, 2010, *Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil.* Relatório de pesquisa. Associação Brasileira das Empresas de Limpeza Publica e Resíduos Especiais. Disponível em: < http://www.abrelpe.org.br>. Acesso em: 04 de jan. 2013.

_____, 2011, *Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil.* Relatório de pesquisa. Associação Brasileira das Empresas de Limpeza Publica e Resíduos Especiais. Disponível em: < http://www.abrelpe.org.br>. Acesso em: 04 de jan. 2013.

_____, 2012, *Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil.* Relatório de pesquisa. Associação Brasileira das Empresas de Limpeza Publica e Resíduos Especiais. Disponível em: < http://www.abrelpe.org.br>. Acesso em: 04 de jan. 2013.

_____, 2013, *Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil.* Relatório de pesquisa. Associação Brasileira das Empresas de Limpeza Publica e Resíduos Especiais. Disponível em: < http://www.abrelpe.org.br>. Acesso em: 23 de jan. 2015.

ABREU, R.C., 2000, *Compressibilidade de maciços sanitários.* Dissertação de M.S.c., Universidade de São Paulo, São Paulo.

ABES/MG, 2011, Disponível em<http://www.abes-mg.org.br/visualizacao-das-noticias/pt-br/ler/453/estacao-de-biogas-fornece-energia>. Acesso em dezembro de 2014

ABNT, 2004, *Amostragem de Resíduos Sólidos.* ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – NBR 10.007/2004.

ABREU-JUNIOR,C.H., BASSO, A.C., CHITOLINA, J.C. *et al.,* 2012, “Caracterização de compostos de resíduos sólidos urbanos orgânicos de unidades de reciclagem e

compostagem dos municípios de São Paulo e São José dos Campos". *HOLOS Environment*, v. 12, n.2, p 225 (on-line).

ABREU, M., ANDRADE, J.,C., & FALCÃO, A.,A., 2006*, Protocolos de Análises Químicas.* In: Análise química de resíduos sólidos para monitoramento e estudos agro-ambientais. Cap. 9, Instituto Agronômico, Campinas - SP.

ABURAS, R., HAMMAD, M.A., HIARY, S.E., et al., 1996, "Construction and operation of a demonstration biogas plant, problems and prospects". *Energy Conversion Management,* v.37, pp. 611–614.

ADEOTI, O., ILORI, M.O., OYEBISI, T.O., et al., 2000, "L.O. Engineering design and economic evaluation of a family-sized biogas project in Nigeria". *Technovation,* v. 20, pp 103–108.

ADHIKARI, B., K., BARRINGTON, S. & MARTINEZ, J., 2006, "Predicted growth of world urban food waste methane production". *Waste Manegement Research*, v. 24, n.5, pp 421 – 433.

AFRICA BIOGAS. Disponível em < http://africabiogas.org> Acesso em 23 de março 2012.

AHN, H.K., MULBRY, W., WHITE, J.W., *et al.,* 2011, "Pile mixing increases greenhouse gas emissions during composting of dairy manure". *Bioresource Technology*, v. 102, pp. 2904–2909.

AKINBAMI, J.F.K., ILORI, M.O., OYEBISI, T.O., et al., 2001, "Biogas energy use in Nigeria: Current status, future prospects and policy implications". *Renewable Sustainable Energy Review*, v.5, pp. 97–112.

AMLINGUER, F., & PEYR, S., 2008, "Green house gas emissions from composting and mechanical biological treatment". *Waste Management e Research*, v. 26, pp. 47-60.

AMIGUN, B. & BLOTTNITZ, H., 2009, “Capital cost prediction for biogas installations in africa: Lang factor approach”. *Environmental Progress and Sustainable Energy*, v 28, pp. 134–142.

AN, B.X., RODRIGUEZ, L., SARWATT, S.V., et al., 1997, “F. Installation and performance of low-cost polyethylene tube biodigesters on small-scale farms”. Rev. Mond. Zootech, v. 88, pp. 38–47.

ANDERSEN,J.K.; BOLDRIN,A.; CHRISTENSEN,T.H.; SCHEUTZ, C., 2010a, “Greenhouse gas emissions from home composting of organic household waste”. *Waste Management*, v. 30, pp 2475–2482.

ANDERSEN, J.K., BOLDRIN, A., CHRISTENSEN, T.H., *et al.* 2010b, “Quantification of greenhouse gas emission from windrow composting of garden waste”. *Journal of environmental Quality*, v 39, pp. 713 – 724.

ANDERSEN, J.K., BOLDRIN, A., CHRISTENSEN, T.H., SCHEUTZ, C., 2011, “Mass balance and life cycle inventory of home composting of organic waste”. *Waste Management.* v. 31, pp. 1934 - 1943.

ANDERSEN, J.K., BOLDRIN, A., CHRISTENSEN, T.H., *et al.* 2012. “Home composting as an alternative treatment option for organic household waste in Denmark: An environmental assessment using life cycle assessment-modelling”. *Waste Management,* v 32, pp. 31–40.

BANCO CENTRAL, 2014, Taxas de juros de operações de crédito. Disponível em: <http://www.bcb.gov.br/pt-br/sfn/infopban/txcred/txjuros/Paginas/default.aspx>. Acesso em 29 de dezembro de 2014.

BAPTISTA, F.R.M., 2001, *A vitória da reciclagem*. Vitória-ES. Não publicado.

BARREIRA, L. P., PHILIPPI JUNIOR, A., RODRIGUES, M. S., 2006, “Usinas de compostagem do Estado de São Paulo. Qualidade dos compostos e processos de produção”. *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, v.11, n 4, pp. 385 – 393.

BEDDOES, J.C., BRACMORT, K.S., BURN, R.B., et al., 2007, *An Analysis of Energy Production Costs from Anaerobic Digestion Systems on US Livestock Production Facilities.* Natural Resources Conservation Service, Washington, DC, USA.

BEZERRA, C., A., N., 2014, *Aproveitamento energético do biogás a partir de RSU*. 11º Seminário Nacional de RSU, ABES. Painel 1, Brasília – DF, 6-8 de agosto de 2014. Disponível em <http://abesdn.org.br/eventos/seminario_residuos_solidos/Paineis_SNRS/Painel1/15.pdf>. Acesso em 09 de fevereiro de 2015.

BIOEXTON. Disponível em: <http://www.bioexton.com.br>. Acesso em 02 fevereiro de 2014.

BIN, C. ,1989, "The current status of agricultural geothermal utilization in China" *Biomass,* v. 20, pp. 69–76.

BRASIL, 2009, INSTRUÇÃO NORMATIVA Nº 25, DE 23 DE JULHO DE 2009. MAPA, Ministério da Agricultura, Pesca e Abastecimento.

BOTHI K. L., 2007, *Characterization of biogas from anaerobically digester dairy waste for energy*. Master thesis, Cornell University, Ithaca, NY, USA.

BOUALLAGUI, H., BEN CHEIKH, R., MAROUANI, *et al.,* 2003, "Mesophilic biogas production from fruit and vegetable waste in a tubular digester". *Bioresource. Technology*, v.86, pp. 85–89.

BÜHLER, H.F., IGNOTTI, E., NEVES, S.M.A.S., *et al.,* 2014, "Análise espacial de indicadores integrados determinantes da mortalidade por diarreia aguda em crianças menores de 1 ano em regiões geográficas" *Ciência & saúde coletiva*, v.19, n.10. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/1413-812320141910.09282014>. Acesso em 27 de novembro de 2014.

CADENA, E., COLÓN J., SÁNCHEZ A., *et al.,* 2009, " A methodology to determine gaseous emissions in a composting plant". *Waste Management*, v. 29, n 11, pp. 2799–2807

CAEEB, 1980, *Plano de Pesquisa e divulgação do aproveitamento da biomassa.* Relatório Técnico: Companhia Auxiliar de Empresas Elétricas Brasileiras, Rio de Janeiro - RJ.

CANTRELL, K.B., DUCEY, T., RO, K.,S., *et al.,* 2008, “Livestock waste-to-bioenergy generation opportunities”. *Bioresource Technology,* v. 99, pp. 7941–7953.

CARAPINHA, L. C. M., 2012, *Efeito de alguns pré-tratamentos na digestão anaeróbia mesofílica de resíduos de casca de batata.* Dissertação de Mestrado. Universidade nova de Lisboa, Lisboa, Portugal.

CAVARSAN, 2011. *Projeto tecnologia Biodigestor*. Disponível em: <http://www. ambiente.sp.gov.br/cea/files/2011/12/ProjTecnol_Evandro.pdf>. Acesso em dezembro de 2014.

CEDAE, 2013, Estrutura tarifária. Disponível em: <http://www.cedae.com.br/ div/Estrutura_Tarifaria_2013.pdf>. Acesso em 22 de outubro de 2014.

CETEC, 1981, Relatório técnico 003. Fundação Centro tecnológico de Minas Gerais, Belo Horizonte - MG.

CLEAM AMBIENTAL. Disponível em: <http://www.cleanambiental.com.br>. Acesso em dezembro de 2014.

CHANG Y., J., & CHENG J., I., 2010, “Effects of bulking agents on food waste composting”. *Bioresource Technology, v.* 101, pp. 5917–5924.

CHANG V., S., NAGWANI M. & HOLTZAPPLE M.,T., 1998, “Lime pretreatment of crop residues bagasse and wheat straw”. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, v.74, n.3, pp.135–59.

CHANDRA R.P., BURA R., MABEE W.E., *et al.,* 2007, “Substrate pretreatment: the key to effective enzymatic hydrolysis of lignocellulosics?”. *Biofuels*, v. 108, pp. 67–93.

CHARLES, W., WALKER, L. & CORD-RUWISCH R., 2009, “Effect of pre-aeration and inoculums on the start-up of batch thermophilic anaerobic digestion of municipal solid waste”. *Bioresource Technology*, v.100, pp. 2329 - 2335.

COLÓN, J., MARTÍNEZ-BLANCO, J., GABARRELLA, X., *et al.,* 2010, “Environmental assessment of home composting”. *Resources, Conservation and Recycling,* v. 54, pp. 893–904.

COMLURB, 2003, *Série Histórica: 1981 a 2003.* Companhia de Limpeza Urbana do Município do Rio de Janeiro. Disponível em: <http://www2.rio.rj.gov.br/ conlurb/lixo_hist_2003.pdf>. Acesso em 03 de janeiro de 2005. Citado em MAHLER 2012.

CONAMA, 2005, RESOLUÇÃO CONAMA N° 357. Disponível em: <http://www. mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>. Acesso em 13 de novembro de 2014.

COPASA.Disponívelem:<http://www.copasa.com.br/cgi/cgilua.exe/sys/start.htm?sid= 31>. Acesso em 04 de dezembro de 2014.

DANGI, M.B., PRETZ, C.R., URYNOWICZ, M.A., *et al., 2*011, “Municipal solid waste generation in Kathmandu, Nepal“. *Journal of Environmental Management*, v. 92, n.1, pp 240-249.

DAXIONG, Q., SHUHUA, G., BAOFEN, L., GEHUA, W., 1990, “Diffusion and innovation in the Chinese biogas program”. *World Development*, v.18, pp. 555–563.

DEUBLEIN, D. & STEINHAUSER, A., 2008, *Biogas from Waste and Renewable Resources. 2° ed.* Weinheim, Germany. Disponível em <https://onlinelibrary.wiley.com>. Acesso em 03 de março 2014.

DE VISSCHER, A., SCHIPPERS, M. & VAN CLEEMPUT, O., 2001, “Short-term kinetic response of enhanced methane oxidation in landfill cover soils to environmental factors”. *Biology and Fertility of Soils*, v.33, p.231–237.

DIAZ, L., 2011, “Options for the management of organic matter in municipal solid waste”. *IV Simpósio Internacional em tecnologias de resíduos Ecos de Veneza.* Disponível em: <:http://www.getres.ufrj.br/apresentacoes_IV_SITTRS.html.> Acesso em 12 de maio 2012.

DIN 38414-9, 1986, *German standard methods for the examination of water, waste water and sludge; sludge and sediments (group S); determination of the chemical oxygen demand (COD) (S 9).* STANDARD by Deutsches Institut Fur Normung E.V. (German National Standard), 09/01/1986 in English, German.

DIN EN 25663, 1993, *Water quality; determination of Kjeldahl nitrogen; method after mineralization with selenium (ISO 5663:1984); German version EN25663:1993.* STANDARD by DIN-adopted European Standard, 11/01/1993 in English, German.

DIN EN 1484, 1997, *Water analysis - Guidelines for the determination of total organic carbon (TOC) and dissolved organic carbon (DOC); German version EN 1484-1997.* STANDARD by DIN-adopted European Standard, 08/01/1997 in English, German.

DIN EN 13137, 2001, *Characterization of waste - Determination of total organic carbon (TOC) in waste, sludges and sediments; German version EN13137:2001*. STANDARD by DIN-adopted European Standard, 12/01/2001 in English, German.

DIN EN 14346, 2006, *Characterization of waste - Calculation of dry matter by determination of dry residue or water content.* STANDARD by DIN-adopted European Standard, 03/01/2007 in English, German.

DIN EN 15169, 2007, *Characterization of waste - Determination of loss on ignition in waste, sludge and sediments.* STANDARD by DIN-adopted European Standard, 05/01/2007.

DIN EN 1189, 2007, *Paints and varnishes - Determination of volatile organic compound (VOC) content - Part 1: Difference method (ISO 11890-1:2007).* STANDARD by DIN-adopted European-adopted ISO Standard, 09/01/2007 in English, German.

DIN EN ISO 11885, 2009, *Water quality - Determination of selected elements by inductively coupled plasma optical emission spectrometry (ICP-OES) (ISO11885:2007); German version EN ISO 11885:2009*. STANDARD by DIN-adopted European-adopted ISO Standard, 09/01/2009 in German, English.

DIN EN ISO 10523, 2012, *Water quality - Determination of pH (ISO 10523:2008); German version EN ISO 10523:2012*. STANDARD by DIN-adopted European-adopted ISO Standard, 04/01/2012 in German, English.

DI MARIA, F. & VALENTINI, 2011, "Effect of MSW aerobic pre-treatment on biogas potential for bioreactor landfill: experimental analysis" *Proceedings Sardinia, XIII International Waste Management and Landfill Symposium*. S. Margherita di Pula, Caligari, Italia.

DURAND, A., 2003, "Bioreactor designs for solid state fermentation". *Biochemical Engineering Journal*, v.13, pp. 113-125.

ECOINSUMOS. Disponível em: <http://ecoinsumos.com.br/index.php/produtos/condicionador-de-solo.html?gclid=CM-r8N2ilsICFW4V7Aodk00Abw>. Acesso em 05 de outubro de 2014.

EDMONTON, Edmonton Waste Management Centre. Disponível em <http://www.edmonton.ca:8084/programs_services/garbage_waste/edmonton-compostingfacility.aspx>. Acesso em 23 de jan. 2015.

ELIASSON, G., 2010, "Pre-treated and digestion of separated collected household waste in Sweden". *Proceedings Venice 2010, Third International Symposium on Energy from Biomass and waste,* Venice, Italy, November.

EM©. Efficient Microorganism. Disponível em: <www.em-la.com>. Acesso em 10 de maio de 2012.

EMBRAPA, 2008, Adubação no sistema orgânico de produção de hortaliças. Circular técnica n° 65,. Disponível em http://www.cnph.embrapa.br/paginas/serie_documentos/publicacoes2008/ct_65.pdf. Acesso 12 de novembro de 2014.

EMBRAPA, 2009, *Compostagem de Resíduos para Produção de Adubo Orgânico na Pequena Propriedade*. Circular técnica 59.

EMBRAPA SOLOS, 2013, *Sistema brasileiro de classificação de solos*, 3° edição, Brasilia, DF. Disponível em: <http://livraria.sct.embrapa.br/liv_resumos/pdf /00053080.pdf>. Acesso em: Março de 2013.

EMBRAPA, 1981, Circular técnica n°9. Disponível em: <http://www.cpap. embrapa.br/publicacoes/online/CT09.pdf>. Acesso em dezembro de 2014.

EMBRAPA, 2014, *Portal Embrapa Notícias*. Disponível em: <https://www.embrapa. br/web/portal/busca-de-noticias/-/noticia/2030980/energia-produzida-por-biogas-abastece-rede-da-copel>. Acesso em dezembro de 2014.

EPSTEN, E., 1997, *The Science of Composting*. Lancaster, Pennsylvania, USA, Technomic Publishing Company.

ERMOLAEV E., SUNDBERG C., PELL M., *et al,* 2014, "Greenhouse gas emissions from home composting in practice". *Bioresource Technology*, v. 151 pp. 174–182.

ESTEVES, 1988, Fundamentos de Limnologia. Ed. Interciência, Rio de Janeiro – RJ, 602p.

EUROSTAT. Jornal Oficial das Comunidades Europeias . DIRECTIVA 2001/77/CE DO PARLAMENTO EUROPEU E DO CONSELHO de 27/09/2001. Disponivel em: <http://eurlex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2001:283:0033:0033:PT: PDF>. Acesso em 05 de janeiro de 2013.

EUROPEAN BIOGAS ASSOCIATION, 2014, *Strategy for the Biogas Industry*. Disponível em: <http://european-biogas.eu/wp-content/uploads/2014/07/Strategy-of-EBA.pdf>. Acesso em 05 de dezembro de 2014.

FARRELL, M. & JONES, D.,L., 2009, "Heavy metal contamination of a mixed waste compost: Metal speciation and fate". *Bioresource Technology*, v. 100, n 19, pp. 4423-4432

FANTOZZI, F., & BURATTI, C., 2011, “Anaerobic digestion of mechanically treated OFMSW: Experimental data on biogas/methane production and residues characterization”. *Bioresource Technology*, v.102, pp. 8885 - 8892.

FAO, *Biogas processes for sustainable development.* Food and Agriculture Organization of the United Nations. On line book. Disponível em < http://www.fao.org/docrep/t0541e/T0541E00.htm>. Acesso em 21 dez. 2013.

FDÉZ.- GUELFO, L., A., ÁLVAREZ – GALLEGO, C., SALES MÁRQUEZ, D., *et al.,* 2010, “Start-up of thermophilic-dry anaerobic digestion of OFMSW using adapted modified SEBAC inoculum”. *Bioresource Technology,* v.101, pp. 9031 - 9039.

FDÉZ.- GUELFO, L., A., ÁLVAREZ – GALLEGO, C., SALES MÁRQUEZ, D., *et al.,* 2011a, “The use of thermochemical and biological pretreatments to enhance organic matter hydrolisys and solubilization from organic fraction of municipal solid waste (OFMSW)”. *Chemical Engineering Journal*, v. 168, pp. 249 - 254.

FDÉZ.- GUELFO, L., A., ÁLVAREZ – GALLEGO, C., SALES MÁRQUEZ, D., *et al.,* 2011b, “Biological pretreatment applied to industrial organic fraction of municipal solid wastes: Effect on anaerobic digestion”. *Chemical Engineering Journal*, v. 172, pp. 321 - 325.

FDÉZ.- GUELFO, L., A., ÁLVAREZ – GALLEGO, C., SALES MÁRQUEZ, D., *et al.,* 2012, “New parameters to determine the optimum pretreatment for improving the biomethanization performance”. *Chemical Engineering Journal*, v.198-199, pp. 81-86.

FERRER, I., GAMIZ, M., ALMEIDA, M., *et al.,* 2009, “Pilot project of biogas production from pig manure and urine mixture at ambient temperature in Ventanilla (Lima, Peru)”. *Waste Management,* v. 29, pp. 168–173.

FERRER, I., GARFÍ, M., UGGETTI, E., *et al.,* 2011, E. “Biogas production in low-cost household digesters at the Peruvian Andes”. *Biomass Bioenergy,* v, 35, pp. 1668–1674.

FRY, L.,J.,1975, *Practical Building of Methane Power Plants for Rural Energy Independence,* 2° ed. ,Andover, Hamsphire, USA. D.A. Knox.

FOV, 2014, Highest quality advanced fabrics material. Disponível em <http://www.fovbiogas.com/highest-quality/. Acesso em 02 de março de 2014.

GARFÍ, M., GELMAN, P., COMAS, J., *et al.,* 2011, “Agricultural reuse of the digestate from low-cost tubular digesters in rural andean communities”. *Waste Management.* v.3, pp. 2584–2589.

GAUTAM, R., BARAL, S. & HERAT, S., 2009, “Biogas as a sustainable energy source in nepal: Present status and future challenges”. *Renewable & Sustainable Energy Reviews,* v.13, pp. 248–252.

GEORGAKAKIS, D., CHRISTOPOULOU, N., CHATZIATHANASSIOU, A. *et al.,* 2003, “Development and use of an economic evaluation model to assess establishment of local centralized rural biogas plants in Greece. *Applied Biochemistry and Biotechnology,* v.109, pp. 275–284.

GEOCICLO. Disponível em< http://www.geociclo.com.br/>. Acesso em 07 de julho de 2014.

GIJZEN, H.J., 2002, “Anaerobic digestion for sustainable development: A natural approach”. *Water Science Technology*, v.45, pp. 321–328.

GIJZEN, H.J., 2001, “Anaerobes, aerobes and phototrophs: A winning team for wastewater management”. *Water Science Technology*, v.44, pp. 123–132.

GREEN, J.M. & SIBISI, M.N.T., 2002, “Domestic Biogas Digesters: *A Comparative Study”.* In: *Proceedings of Domestic Use of Energy Conference*, pp. 33–38.Cape Town, South Africa.

GUSMÃO, M. M. F. C. C., 2008, *Produção de biogás em diferentes sistemas de criação de suínos em Santa Catarina.* Dissertação de mestrado, UFSC, Florianópolis, SC, Brasil.

HAGHIGHATAFSHAR, S., 2012, *Management of hydrogen sulfide in anaerobic digestion of enzyme pretreated marine macro-algae*. Master Thesis. Lund University, Lund, Suécia.

HALL, D.O. & MOSS, P.A. , 1983, “Biomass for energy in developing countries”. *Geojournal*, v.7, pp. 5–14.

HIREMATH, R.B., KUMAR, B., BALACHANDRA, P., *et al.,* 2009, “Decentralized renewable energy: Scope, relevance and applications in the Indian context”. *Energy Sustainable Development, v.*13, pp. 4–10.

HUMER, M. & LECHNER, P., 1999, “Alternative approach to the eliminiation of greenhouse gases from old landfills”. *Waste Management Research*, v.17, p.443–452.

IBGE, 2000, *Pesquisa Nacional de Saneamento Básico.* Relatório de pesquisa. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Anuário estatístico IBGE. Disponível em: < http://www.ibge.gov.br>. Acesso em: 05 de jan. 2013.

_____, 2002, *Pesquisa Nacional de Saneamento Básico.* Relatório de pesquisa. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Anuário estatístico IBGE. Disponível em: < http://www.ibge.gov.br>. Acesso em: 05 de jan. 2013.

_____, 2008, *Pesquisa Nacional de Saneamento Básico.* Relatório de pesquisa. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Anuário estatístico IBGE. Disponível em: < http://www.ibge.gov.br>. Acesso em: 06 de jan. 2013.

IEA-BIOGAS, 2008, Disponível em <http://www.iea-biogas.net> Acesso em 25 março 2012.

INÁCIO, C. T. & MILLER, P. R., 2009, *Compostagem, ciência e prática para gestão de resíduos orgânicos.* 1 ed. Rio de Janeiro, Embrapa Solos.

INÁCIO, C. T., BETTIO, D. B. & MILLER, P. R., 2009a, “Potencial de mitigação de emissões de metano via projetos de compostagem em pequena escala“*.* In: *Anais do Congresso Brasileiro de Resíduos Orgânicos,* Vitória – ES, out.

INÁCIO, C.T., PROCÓPIO, A.,S., TEIXEIRA, C. *et al.,* 2009b, “Dinâmica de O_2, CO_2 e CH_4 em leiras estáticas de compostagem durante a fase termofílica”. *Congresso Brasileiro de Resíduos Orgânicos,* Vitória - ES, outubro.

INPI PI0905297-6 A2 Patente de invenção. Disponível em < http://www.inpi.gov.br/portal/>. Acesso em 25 de jan. 2013.

INVESTING, 2015, Cotação de créditos de carbono on line. Disponível em <http://br.investing.com/commodities/carbon-emissions>. Acesso em 23 de jan. 2015.

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change, 2006, *Guidelines for National Greenhouse Inventories*. Reference Manual, v. 3. Disponível em: <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gl/invs6>. Acesso em 12 de fev. 2013.

IPCC, 2014, *Fifth Assessment Report (AR5).* Disponível em: < http://www.ipcc.ch/>. Acesso em 04 de dezembro de 2014.

IPEA, 2012, *Diagnóstico dos Resíduos Sólidos Urbanos.* Relatório de pesquisa. Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada. Disponível em: < http://www.ipea.gov.br>. Acesso em: 25 de set. 2013.

IPT/CEMPRE, 2000, *Lixo Municipal: manual de gerenciamento integrado.* 2a ed. São Paulo.

ITAIPU/BIOGAS, Disponível em <http://www.plataformaitaipu.org/projeto/condominio-ajuricaba>. Acesso em 15 fev. 2014.

IZUMI K., OKISHIO Y., NAGAO, N. *et al.,* 2010, “Effects of particle size on anaerobic digestion of food waste”. *International Biodeterioration & Biodegradation,* v.64, pp. 601-608.

JACKEL U., THUMMES K., KAMPFER P., 2005, “Thermophilic methane production and oxidation in compost”. *FEMS Microbiol. Ecolgy, v.* 52, pp. 175-184.

JASH, T. & BASU, S., 1999, “Development of a mini-biogas digester for lighting in India”. *Energy*, v. 24, n.5, pp. 409-411.

JEAN PAIN, 1972, *Another kind of garden*. Disponível em <http://library.uniteddiversity.coop/Permaculture/Another_Kind_of_GardenThe_Methods_of_Jean_Pain.pdf>. Acesso em 24 de fevereiro de 2014.

JIANG T., SCHUCHARDT F., LI G., *et al.,* 2011, “Effect of C/N rate and moisture conten on ammonia and greenhouse gas emission during the compost”. *Journal of Environmental Sciences*, v. 23, n.10, pp. 1754 – 1760.

JIANG, X., SOMMER, S.G. & CHRISTENSEN, K.V., 2011, “A review of the biogas industry in China”. *Energy Policy, v.* 39, pp. 6073–6081.

JOHN, C.,E., 2004, *Implantação de um biorreator para estudo de resíduos sólidos urbanos: Problemas, ajustes e soluções de laboratório.* Dissertação de Mestrado, Universidade federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre – RS.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A., 2005, *Tratamento de esgotos domésticos.* 4.ed. Rio de Janeiro, Ed. da Associação Brasileira de Engenharia Sanitária.

KALIA, A.K.; KANWAR, S.S., 1998, “Long-term evaluation of a fixed dome Janata biogas plant in hilly conditions”. *Bioresource Technology*, v.65, pp. 61–63.

KANWAR, S.S., GUPTA, R.K., GULERI, R.L. *et al.,* 1994, “Performance evaluation of a 1m3 modified, fixed-dome Deenbandhu biogas plant under hilly conditions”. *Bioresource Technology*, v.50, pp. 239–241.

KARNCHANAWONG, S. & SURIYANON, N., 2011, “Household organic waste composting using bins with different types of passive aeration”. *Resources, Conservation and Recycling,* v. 55 pp. 548–553.

KARAGIANNIDIS, A., 2012, *Waste to Energy: Opportunities and Challenges for Developing and Transition Economies (Green Energy and Technology)*. Springer, Berlin, Germany.

KEPPEL SEGHERS, Keppel Seghers Waste To Energy Plant. Disponível em <http://www.keppelseghers.com/en/content.aspx?sid=3505>. Acesso em 23 de jan. 2015.

KIEHL, E.J., 1998, *Manual de Compostagem: Maturação e Qualidade do Composto*. 171 páginas. 1ª Ed. São Paulo, Edmar José Kiehl.

KIEHL, E.J. ,1985, *Fertilizantes Orgânicos*. 1ª Ed. Piracicaba, Agronômica Ceres.

KIM T.H., KIM J.S., SUNWOO C., *et al.,* 2003, "Pretreatment of corn stover by aqueous ammonia". *Bioresource Technology, v.* 90, n.1, pp. 39–47.

KLEJMENT, E.; ROSINSKI, M., 2008, "Testing of thermal properties of compost from municipal waste with a view to using it as a renewable, low temperature heat source". *Bioresource Technology* , v.99, pp. 8850–8855.

KRUSCH, S., OECHSNER, H., JUNGBLUTH, T., 2008, "Biogas production with horse dung in solid-phase digestion systems". *Bioresource Technology*, v.99, pp. 1280 – 1292.

LANSING, S., BOTERO, R.B. & MARTIN, J.F., 2008, "Waste treatment and biogas quality in small-scale agricultural digesters". *Bioresource Technology*, v.99, pp.5881–5890.

LI, G.Z., NIU, S.W. & LIANG, Y.H., 2007, "Estimate on the Ecological and Economic Benefits of Rural Household Biogas Construction Project in Loess Hilly Region, China". In: *Proceedings of International Conference on Wireless Communications: Networking and Mobile Computing,* pp. 5075–5078.

LI, G.Z., NIU, S.W., MA, L. *et al.,* 2009, "Assessment of environmental and economic costs of rural household energy consumption in loess hilly region, Gansu province, China". *Renewable Energy*, v.34, pp. 1438–1444.

LI Y.; STEPHEN, PARK Y. & ZHU J., 2011, "Solid-state anaerobic digestion for methane production from organic waste" *Renewable and Sustainable Energy Reviews* v.15, pp. 821–826

LIGHT, 2014. Composição tarifária. Disponível em: <http://www.light.com.br/para-residencias/Sua%20Conta/composicao-da-tarifa.aspx>. Acesso em 25 de novembro de 2014.

LIMA, M.,Q.,L., 2002, *Biorremediação de lixões.* Campinas, SP.

LOLL, U.,1994, “Behandlung von Abwassern aus aeroben und anaeroben Verfahren zur biologischen Abfallbehandlung”. In: Wiemer, K., Kern, (Eds.), Verwertung Biologischer Abfalle. M.I.C. Baeza Verlag, Witzenhausen, Geramny, pp.281-307.

LOMBARDI, L., BACIOCCHI, R., CARNEVALE, E., *et al.,* 2011, “Innovative processes for biogas up-grading”. In: *Procedings of Sardinia, XIII International Landfill Symposium, Italy.*

LOPES M., SOLIVA M., XAVIER F. *et al.,* 2010, “An assessment of the characteristics of yard trimmings and recirculated yard trimmings used in biowaste composting”. *Bioresource Technology, v.*101 pp. 1399 – 1405.

LUSK, P. D., 1998, Methane *Recovery from Animal Manures: The Current Opportunities Casebook.* Volume 3, National Renewable Energy Laboratory, Colarado, USA.

MADSEN, M., HOLM-NIELSEN, J., ESBENSEN, K., 2011, “Monitoring of anaerobic digestion process: A review perspective.” *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v.15, pp. 3141 – 3155.

MAHLER, C. F., 2001a, *Relatório sobre a produção de lixo de Laranjal do Jari*. Relatório de pesquisa. Fundação Coppetec..

MAHLER, C. F., 2001b, *Relatório sobre a produção de lixo de Quatis*. Fundação Coppetec.

MAHLER, C. F., 2012, *Lixo Urbano*. 1ª ed. Rio de Janeiro, Ed. Revan.

MANASSERO, M., VAN IMPE, W.F., BOUAZZA A., 1996, “Waste disposal and containment”. In: *Proceedings of the 2nd International Congress on Environmental Geotechnics*, pp. 1425-1474, Osaka, Japão.

MARTIN, D., POTTS J., REEVES, A., 1997, “Small-scale simulation of waste degradation in landfills”. *Biotechnology Letters*, v.19, n.7, pp. 683 – 685.

MARTÍNEZ-BLANCO J., COLÓN,J., GABARRELL, X. *et al.,* 2010, ”The use of life cycle assessment for the comparison of biowaste composting at home and full scale”. *Waste Management, v.* 30, pp. 983–994.

MARTINS, F., M., PAULO A., & OLIVEIRA, P., A., V., 2011, “Analise econômica da geração de energia eletrica a partir do biogás na suinocultura“. *Engenharia Agrícola*, v.31, n.3, pp. 477-486.

MATA-ALVAREZ, J., MACÉ, S., LLABRÉS, P., 2000, “Anaerobic digestion of organic solid waste. An overview of research achievements and perspectives”. *Bioresource Technology,* v.74, pp. 3 – 16.

MATA-ALVAREZ, J., 2003, *Biomethanization of the Organic Fraction of Municipal Solid Waste*. IWA Publishing, London, UK.

MCKENDRY, P., 2002, “Energy production from biomass: Conversion technologies”. *Bioresource Technology*, v.83, pp. 47–54.

MILLER, F. C., 1993, *Composting as a process base on the controlo of ecologically selective factors*. In: METTING, F. B., *Soil microbial ecology: application in agricultural and environmental management*. New York, NY, Marcel Dekker Inc., p. 515 – 541.

MMA, 2010, *Estudo sobre o Potencial de Geração de Energia a partir de Resíduos de Saneamento (lixo, esgoto), visando incrementar o uso de biogás como fonte alternativa de energia renovável.* Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/164/_publicacao/164_publicacao10012011033201.pdf>. Acesso em 04 de dezembro de 2014.

____, 2014, *Aproveitamento Energético do Biogás de Aterro Sanitário*. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/cidades-sustentaveis/residuos-solidos/politica-nacional-de-residuos-solidos/aproveitamento-energetico-do-biogas-de-aterro-sanitario>. Acesso em 04 de dezembro de 2014.

MME, 2013, *Balanço Energético Nacional 2013.* Relatório técnico. Disponível em: <https://ben.epe.gov.br/downloads/S%C3%ADntese%20do%20Relat%C3%B3rio%20Final_2013_Web.pdf>. Acesso em 05 de fev. 2014.

____, 2014, *Balanço Energético Nacional 2014.* Disponível em: <http://www.mme.gov.br/mme/galerias/arquivos/publicacoes/BEN/2_-_BEN_Ano_Base/12_Sintese_do_Relatxrio_Final_BEN.pdf>. Acesso em 03 de dezembro de 2014.

MOHAMMAD, N., 1991, "Biogas plants construction technology for rural areas". *Bioresource Technology*, v. 35, pp. 283–289.

MOOG, F.A., AVILLA, H.F., AGPAOA, E.V., *et al,* 1997, "Promotion and utilisation of polyethylene biodigester in small hold farming systems in the Philippines". *Livestock Research for Rural Development* v.9, n.2.

MÜNNICH, K.; MAHLER, C. F.; FRICKE, K., 2006, "Pilot Project of mechanical biological treatment of waste in Brazil". *Waste Management*, v.26, p.150-157.

NATIVE POWER. Disponível em <http://www.native-power.de/>. Acesso em 12 de fevereiro de 2013.

NEVES, M.L., CONVERTI, A., VESSONI P.T., 2009, "Biogas production: New trends for alternative energy sources in rural and urban zones". *Chemical Engineering Technology*, v.32, pp. 1147–1153.

OIA. O INSTITUTO AMBIENTAL. Disponível em <http://www.oia.org.br/>. Acesso em 20 de jan. 2014.

OMS, 2014, *Household air pollution and health*. Disponivel em: <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs292/en/> . Acesso em 02 de dezembro de 2014.

PARAWIRA, W., 2009, "Biogas technology in Sub-Saharan Africa: Status, prospects and constraints". *Reviews in Environmental Science and BioTechnology,* v. 8, pp. 187-200.

PAVAN, P., BATTISTONI, P., CECCHI, F., *et al.,* 2000, "Two-phase anaerobic digestion of source sorted OFMSW, performance and kinetic study". *Water Science Technology*, v.41, n.3, pp. 111 – 118.

PEDROSA, M. M., VIEIRA, G. E., SOUZA J. F. *et al.,* 2010, “Produção e tratamento de lodo de esgoto – uma revisão”. *Revista Liberato*, v. 11, n. 16, pp. 89.

PIRES A., MARTINHO G. & NI-BIN C. (2011). “Solid state manegement in European countries. A review of systems analysis techniques”. *Journal of Environmental Manegement, v.*92, pp. 1033 – 1050

PNRS, 2010, *Política Nacional de Resíduos Sólidos.* Lei n° 12.305, Disponível em <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm>. Acesso em 20 de nov. 2012.

PREFEITURA MUNICIPAL DE DOURADOS, 2004, *Relatório interno.* Disponível em: <http://www.dourados.ms.gov.br/agcom-noticias/interna.php?num=3329>. Acesso em 03 de jan. 2005.

PROBIOGÁS, 2013, *Guia Prático do Biogás Geração e Utilização.* Disponível em <http:www.biogasportal.info>. Acesso em 22 de janeiro de 2015.

PROSAB, 2003, *Digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento de biogás.* Programa de Pesquisa e saneamento básico, n°3, FINEP, Vitória – ES.

PUYUELO B., GEA, T., SANCHEZ A., 2010, “A new control strategy for composting process based on the oxygen uptake rate”. *Chemical Engineering Journal*, v.165, pp 161-169.

RAJENDRAN, K., ASLANZADEH, S., JOHANSSON, F., *et al.,* 2013, “Experimental and economical evaluation of a novel biogas digester”. *Energy Conversion and Management* , v.74, pp. 183–191

RAVEN, R. P., GREGERSEN, K. H., 2007, “Biogas plants in Denmark: Successes and setbacks”. *Renewable & Sustainable Energy Reviews*, v.11, pp. 116–132.

ROMANO R. T., ZHANG R., TETER S. *et al.,* 2009, “The effect of enzyme addition on anaerobic digestion of Jose Tall Wheat Grass”. *Bioresource Technology*, v.100, pp. 4564–4571.

ROSE J. L., 2009, *Análise Comparativa entre as Reduções da Emissão de Metano em Camadas Oxidativas Experimentais.* 2009. Tese de doutorado, COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro RJ, Brasil.

SAFLEY, L.M. & WESTERMAN, P.W, 1992, "Performance of a low temperature lagoon digester". *Bioresource Technology*, v. 41, pp. 167–175.

SANTERRE, M.T. & SMITH, K.R., 1982, "Measures of appropriateness: The resource requirements of anaerobic digestion (biogas) systems". *World Development*, v.10, pp. 239–261.

SARKAR, A.N., 1982, "Research and development work in biogas technology". *Journal of Scientific and Industrial Research,* v. 41, pp. 279–291.

SASSE, L., KELLNER, C. & KIMARO, A., 1991, *Improved Biogas Unit for Developing Countries.* In: Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ) GmbH. Vieweg & Sohn Verlagsgesellschaft Braunschweig, Nairobi, Kilimani.

SCHELL, D.,J., FARMER, J., NEWMAN, M., *et al.,* 2003, "Dilute-sulfuric acid pretreatment of corn stover in pilot-scale reactor – investigation of yields, kinetics, and enzymatic digestibilities of solids". *Applied Biochemistry and Biotechnology,* v.105, pp. 69–85.

SFB, 2014, *Serviço Florestal Brasileiro*. Disponível em: <http://www.florestal .gov.br/noticias-do-sfb/manejo-florestal-conquista-espaço-na-caatinga>. Acesso em dezembro de 2014.

SHAHRIARI, H., WARITH, M., HAMODA, M., *et al.,* 2011, "Anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste combining two pretreatment modalities, high temperature microwave and hydrogen peroxide". *Waste Management*, v. 32, n.1, pp. 41-52.

SHIAN, S. T., CHANG, M. C., YE, Y. T., *et al.,* 1979, "The construction of simple biogas digesters in the province of Szechwan, China". *Agricultural Wastes*, v.1, pp. 247–258.

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*. Circular Técnica nº 03, Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, EMBRAPA.

SILVEIRA, A. M., 2004, *Estudo do peso específico de resíduos sólidos urbanos.* Dissertação de M.S.c., Universicdade Federal do Rio de Janeiro, Coppe, Rio de Janeiro.

SINGH, R. B., 1973, *Bio-Gas Plant: Design with Specifications*. Gobar Gas Research Station, Ajitmal, India.

SINGH, R. & ANAND, R. C., 1994, "Comparative performances of Indian small solid-state and conventional anaerobic digesters". *Bioresource Technology*, v.47, pp. 235–238.

SINGH, K. J. & SOOCH, S. S., 2004, "Comparative study of economics of different models of family size biogas plants for state of Punjab, India". *Energy Conversion Management,* v.45, pp. 1329–1341.

SNV WORLD. Disponível em: <http://www.snvworld.org> Acesso em 23 mar. 2012.

SOKAL, R. R. & ROHLF, F. J. ,1995, "Biometry: the principles and practice of statistics" In: Freeman W. H. and Co., *Biological Research,* 3° ed., San Francisco.

STANDARD METHODS, 1997, Standard Methods for the examination of water and wastewater, Method D 5220 Chemical Oxygen Demand (COD).

STUCKEY D.C., 2012, "Recent developments in anaerobic membrane reactors". *Bioresource Technology*, v.122, pp.137–148

SUJAUDDIN, M., HUDA, S. & RAFIQUL, H., 2008, "Household solid waste characteristics and management in Chittagong, Bangladesh". *Waste Management*, v. 28, pp. 1688–1695.

TCHOBANOGLOUS, G., THEISEN, H. & VIGIL, S., 1993, *Gestion integral dos resíduos sólidos*. 1° ed., Madri, *McGraw-Hill*.

TEDESCO, M., J., et al.,1995, *Análises de solo, plantas e outros materiais*. Relatório tecnico, Departamento de Solos, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre – RS.

TEIXEIRA, C. E., TORVES, J. C., FINOTTI, J., *et al.*, 2009, "Estudos sobre a oxidação aeróbia do metano na cobertura de três aterros sanitários no Brasil". *Revista Engenharia Sanitária Ambiental,* v. 14, n. 1, pp. 99-108.

TEIXEIRA, L. B., GERMANO, V. L. C., OLIVEIRA, R., *et al.,* 2004, *Processo de compostagem a partir de lixo orgânico urbano em leira estática com ventilação natural.* Circular Técnica, 33. Embrapa Amazônia Oriental.

THANHN, P., YASUHIRO, M. & TAKESHI, F., 2010, "Household solid waste generation and characteristic in a Mekong Delta city, Vietnam". *Journal of Environmental Management*, v. 91, pp 2307-2321.

THIEN, C. T., CUONG, P. H., HANG, L. T., *et al.,* 2012, "Manure management practices on biogas and non-biogas pig farms in developing countries using livestock farms in Vietnam as an example". *Journal of Cleaner Production*, v.27, pp. 64–71.

TOMAR, S. S., 1994, "Status of biogas plant in India". *Renewable Energy*, v.5, pp. 829–831.

UNICAMP,2014, Disponível em <http://www.unicamp.br/unicamp/clipping/2014/05/27/pesquisa-prova-que-chuveiro-e-o-vilao-da-energia>. Acesso em 6 de novembro de 2014.

USCOUNCIL, 1999, *Home Composting: Recycling In Your Own Backyard.* Disponível em <http://compostingcouncil.org/internet-links/>. Acesso em 11 de fev. 2012.

USEPA, 1992, United States Environmental Protection Agency. Environmental regulation and technology control of pathogens and vector attraction in sewage sludge.

Under 40 CFR. Part 503. 625/R-92/013. Disponivel em: <http://www.epa.gov /epaoswer/non-hw/composting. Acesso em 10 de maio de 2013.

_____, 1999, *Biosolids Generation, use and disposal in The United States*. United States Environmental Protection Agency. Disponível em: <http://www.epa. gov/compost/>. Acesso em 10 de janeiro de 2014.

_____, 2003, *A Laboratory Study to Investigate Gaseous Emissions and Solids Decomposition During Composting of Municipal Solid Wastes.* United States Environmental Protection Agency. 600/R-03-004, Disponível em: <http://www.epa .gov/nrmrl/pubs/600r03004.html>. Acesso em 10 de janeiro de 2014.

_____, *A Plain English Guide to the EPA Part 503 Biosolids Rule.* United States Environmental Protection Agency. Disponivel em: <http://water.epa.gov/scitech/ wastetech/biosolids/503pe_index.cfm>. Acesso em 10 de janeiro de 2014.

_____, 2005*, Landfill gas emissions model.* United States Environmental Protection Agency, Version 3.02 user's guide. Disponível em: <http://www.epa.gov/ttncatc1/dir1/ landgem-v302-guide.pdf>. Acesso em 11 de fevereiro de 2012.

_____, 2007, *Agstar Guide to Operational Systems.* U.S. Environmental Protection Agency: Washington, D.C.

_____, 2010, *Farm Anaerobic Digestion Systems: A 2010 Snapshot.* U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.

VIDE VERDE. Disponível em: <http://www.videverde.com.br/>. Acesso em dezembro de 2014.

VDI 4630, 2006, *Anaerobic Digestion Guide - Fermentation of organic materials, Characterisation of the substrate, sampling, collection of material data and fermentation tests.* Verein Deutscher Ingenieure, Dusseldorf, Alemanha.

WERNER, U., STÖHR, U. & HEES, N., 1989, *Biogas Plants in Animal Husbandry*; Deutsches Zentrum für Entwicklungstechnologien-GATE, Bonn, Alemanha.

WILSON D. C., RODIC L., SCHEINBERG A., *et al.,* 2012, “Comparative analysis of solid waste management in 20 cities”. *Waste Management & Research*, v. 30, n.3, pp 237–254.

WILKINSON, K. G., 2011, “A comparison of the drivers influencing adoption of on-farm anaerobic digestion in Germany and Australia”. *Biomass Bioenergy,* v.35, pp. 1613–1622.

ZAR, J. H. ,1996, *Biostatistical Analysis*. 3°ed., New Jersey USA, Prentice Hall.

ZHANG, D., 1989, “An analysis of domestic biogas storage installations in China”. *Biomass*, v. 20, pp. 61–67.

ZHANG, R., EL-MASHAD, H., HARTMAN, *et al.,* 2007, “Characterization of food waste as feedstock for anaerobic digestion”. *Bioresource Technology*, v. 98, pp. 929 - 935.

ZUOKAITE E. & ZIGMONTIENE A., 2013, “Application of a Natural Cover during Sewage Sludge Composting to Reduce Gaseous Emissions”. *Polish Journal of Environmental Studies*, v. 22, n 2, pp. 621-626.