



UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE
CENTRO DE TECNOLOGIA E RECURSOS NATURAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL

**INTERFERÊNCIAS DAS CONDIÇÕES AMBIENTAIS E OPERACIONAIS NAS
CONCENTRAÇÕES DE BIOGÁS EM BIORREATORES DE BANCADA COM
RESÍDUOS SÓLIDOS**

KALINA LÍGIA DE SOUZA DUARTE

Campina Grande, PB

Fevereiro de 2014.

UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE
CENTRO DE TECNOLOGIA E RECURSOS NATURAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL

**INTERFERÊNCIAS DAS CONDIÇÕES AMBIENTAIS E OPERACIONAIS NAS
CONCENTRAÇÕES DE BIOGÁS EM BIORREATORES DE BANCADA COM
RESÍDUOS SÓLIDOS**

Kalina Lígia de Souza Duarte

Dissertação apresentada ao programa de Pós -
Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da
Universidade Federal de Campina Grande, em
cumprimento as exigência para obtenção do título de
mestre em Engenharia Civil e Ambiental.

Área de concentração: Saneamento Ambiental

Orientador: Prof. Dr. Márcio Camargo de Melo
Co – Orientadora: Prof^a. Dr^a. Veruschka Escarião Dessoles Monteiro

Campina Grande, PB
Fevereiro de 2014.

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL DA UFCG

- D812i Duarte, Kalina Lúgia de Souza.
Interferências das condições ambientais e operacionais nas concentrações de biogás em biorreatores de bancada com resíduos sólidos / Kalina Lúgia de Souza Duarte. – Campina Grande, 2014.
131 f. : il. Color.
- Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal de Campina Grande, Centro Tecnologia e Recursos Naturais.
- "Orientação: Prof. Dr. Márcio Camargo de Melo, Prof^ª. Dr^ª. Veruschka Escarião Dessoles Monteiro".
- Referências.
1. Resíduos Sólidos Orgânicos. 2. Biorreatores. 3. Biogás. I. Melo, Márcio Camargo. II. Monteiro, Veruschka Escarião Dessoles. III. Título.

CDU 628.4.042(043)

INTERFERÊNCIAS NAS CONDIÇÕES AMBIENTAIS E OPERACIONAIS NAS
CONCENTRAÇÕES DE BIÓGÁS EM BIORREATORES DE BANCAÇA COM
RESÍDUOS SÓLIDOS

KALINA LÍGIA DE SOUZA DUARTE

Dissertação Apresentada e Aprovada em: 26 / 02 / 2014 pela banca
examinadora, constituída dos seguintes membros:



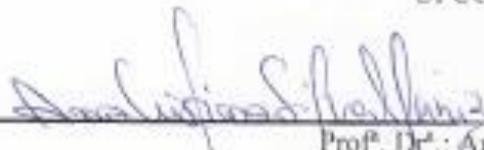
Prof. Dr.: Márcio Camargo de Melo
Orientador
UFCG/CES/UAS



Prof. Dr.: Veruschka Escarião Dessoles Monteiro
Co - Orientadora
UFCG/CTRN/UAEC



Prof. Dr.: Patrícia Herminio Cunha Feitosa
Examinadora Interna
UFCG/CTRN/UAEC



Prof. Dr.: Ana Cristina Silva Muniz
Examinadora Externa
UFCG/CCT/UAEQ



Dr. Silvano Porto Pereira
Examinador Externo
CAGECE

“Há muitos momentos da vida em que o silêncio é a resposta mais sábia que nós podemos dar a alguém. Na pressa de falar, corremos o risco de dizer o que não queremos, e diante de tudo que foi dito, nem sempre temos a possibilidade de consertar o erro. Palavras erradas costumam machucar para resto da vida, já o silêncio certo, esses possuem o dom de consertar. Por isso, prepara bem a palavra que será dita. Palavras apressadas não combinam com sabedoria. Os sábios sempre preferem o silêncio. E nos seus poucos dizeres está condensada uma fonte inesgotável de sabedoria”.

Padre Fábio de Melo

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho aos meus pais, Geraldo e Arlete.
Meus irmãos, Gilson, Alexsandra, Alexandre, Célio, Edson, Izabel e Veneziano.
Aos meus sobrinhos que amo, Samuel, Ângelo, Camily, Eduarda, Natan, Thaís, Vinícius,
Manuela, Veneziano Filho (*in memórian*), Emily, João Gabriel e Lara.
Aos meus cunhados e cunhadas.
E a Deus.

AGRADECIMENTOS

A Deus, por iluminar meus passos, ter me dado força, coragem, calma e sabedoria necessária para a conclusão deste trabalho.

Aos meus pais, Arlete Petronilo de Souza Duarte e Geraldo Pereira Duarte pela educação e pela formação do meu caráter.

Aos meus orientadores Prof. Dr. Márcio Camargo de Melo e Dr^a. Veruschka Dessoles Monteiro pelos ensinamentos, disponibilidade, incentivos, compreensões e orientações indispensáveis para o desenvolvimento da pesquisa.

A minha irmã Alexsandra e meu cunhado Paulo Ricardo, por ter me dado todo apoio durante minha graduação, com muita paciência e hospitalidade em sua casa.

A todos meus “muitos” irmãos, Izabel, Veneziano, Edson, Alexsandra, Gilson, Alexandre e Célio que de alguma forma contribuíram para as minhas conquistas.

Aos membros do GGA que colaboraram para o desenvolvimento dessa pesquisa: Elaine, Letícia, Daniela, Márbara, Cibele, Elisa; Rômulo, Elder, Kellianny, Natali, Raliny, Pedro, Pablio, Nayana, Ana Clara e aos meninos da Escola Severino Cabral, Gabriel, Amanda, Jeferson, Marcos e Sara.

Aos membros da banca examinadora, Dr. Silvano Porto, Prof^a. Dr^a. Patrícia Hermínio Cunha, Prof^a. Dr^a. Ana Cristina, Profa. Dr^a. Veruschka Monteiro e Prof. Dr. Márcio de Melo pela disponibilidade e valiosas contribuições prestadas a este trabalho.

Ao Laboratório de Geotecnia Ambiental da Universidade Federal de Campina Grande, por fornecer a estrutura física para realização deste trabalho.

Aos técnicos do laboratório de saneamento da Universidade Federal de Campina Grande, Antônio, Francisco (Tikinho), Valmare e Samanta, e do laboratório de geotecnia, Francisco Neto (Netinho).

A funcionária da secretaria de Pós-Graduação Josete e a secretária do Departamento de Engenharia Civil, Maria José, pela eficiência no andamento dos processos solicitados.

Ao Engenheiro Antônio Brito e Laís Lopes, da Universidade Federal de Pernambuco, pelo apoio técnico e pela prestatividade durante as leituras das concentrações dos gases.

A Simone Beletato, pela força e apoio durante a elaboração da dissertação.

A todos os amigos e amigas, pela ajuda, paciência em ouvir quando eu ficava comentando sobre a pesquisa (geralmente “agoniada”) e pelo interesse com que me acompanharam no decorrer de todo este trabalho, em especial ao meu primo que gosto muito, Tardelle Duarte.

As minhas tias, em especial Josefa Macêdo (Tia Nininha) que estava sempre interessada em saber como estavam meus estudos.

Ao CNPq pelo apoio financeiro e custeio do projeto.

À Coordenação de Aperfeiçoamento Pessoal de Nível Superior – CAPES, pela concessão da bolsa de estudo.

A todos que contribuíram direta ou indiretamente para a realização deste trabalho.

"Se temos de esperar, que seja para colher a semente boa que lançamos hoje no solo da vida. Se for para semear, então que seja para produzir milhões de sorrisos, de solidariedade e amizade."

Cora Coralina

Obrigada a todos!

RESUMO

As condições ambientais e operacionais influenciam no comportamento microbiano dos processos fermentativos, interferindo nos parâmetros, físicos e físico-químicos inerentes a estes processos. Estudar estes parâmetros isoladamente e como eles interagem entre si, é importante, uma vez que estes podem aumentar o desempenho dos biorreatores anaeróbios, e assim elevar as concentrações de metano presentes no biogás e também reduzir as substâncias tóxicas liberadas ao ambiente durante o processo degradativo dos resíduos. Este trabalho teve como objetivo estudar as interferências das condições ambientais e operacionais nas concentrações de biogás dos resíduos sólidos orgânicos. Para isso, foram confeccionados dois biorreatores de bancada nas dependências da Universidade Federal de Campina Grande, com seção transversal circular em tubos de PVC com dimensões de 0,90m de altura e 0,2m de diâmetro interno, com um volume de 0,028m³ (28L). O procedimento experimental utilizado nesta pesquisa constituiu das etapas de construção dos biorreatores de bancada, instrumentação, testes, ajustes, composição volumétrica e gravimétrica dos resíduos, enchimentos e monitoramento dos parâmetros de temperatura, teor de umidade, pH, alcalinidade total, ácidos voláteis, sólidos voláteis, nitrogênio amoniacal, quantificação de micro-organismos (aeróbios totais e fungos), testes de fitotoxicidade e concentrações dos gases (CO₂, CH₄, O₂, CO e H₂S), realizadas através do detector portátil de gases (Drager). Os resultados obtidos nesta pesquisa demonstraram que condições ambientais e operacionais impostas aos biorreatores anaeróbios durante o tratamento dos resíduos orgânicos são fundamentais para obtenção de altos percentuais de CH₄ no biogás. As variações nas temperaturas, e o alto teor de umidade observado durante todo o processo, provocou uma desestabilização na massa de resíduo, gerando um acúmulo de ácidos, influenciando negativamente na composição do biogás, uma vez que a concentração de CH₄ foi extremamente baixa, enquanto o CO₂ registrou valores de até 90%. As condições ambientais e operacionais influenciaram negativamente nas concentrações do biogás, mas forneceram um direcionamento no que se refere ao seu monitoramento e, como, elas podem ser alteradas para que o processo seja otimizado.

Palavras- chave: Resíduos Sólidos Orgânicos. Biorreatores. Biogás.

ABSTRACT

Environmental and operating conditions influence the behavior of microbial fermentation processes, interfering parameters, physical and physicochemical inherent in these processes. Studying these parameters separately and how they interact with each other, it is important, since these may improve performance of anaerobic bioreactors, thus raising the concentration of methane present in the biogas and also reduce the toxic substances released to the environment during the degradation process of waste. This work aimed to study the interference of environmental and operational conditions at concentrations of biogas from organic solid waste. Thus, two benchtop bioreactors were made on the premises of the Federal University of Campina Grande, with circular cross section in PVC tubes with dimensions of 0.90 m long and 0.2 m internal diameter, with a volume of 0,028 m³ (28L) . The experimental procedure used in this study consisted of the construction stages of benchtop bioreactors , instrumentation , testing, adjustment , volumetric and gravimetric composition of the waste , fillers and monitoring of parameters of temperature , moisture content , pH , total alkalinity , volatile acids , solid volatile ammonia , quantification of micro organisms (fungi and total aerobes), phytotoxicity tests and concentrations of gases (CO₂, CH₄ , O₂ , CO and H₂S) performed by portable gas detector (Drager) . The results obtained in this study demonstrated that environmental and operational conditions imposed on anaerobic bioreactors for the treatment of organic waste are key to achieving high percentage of CH₄ in biogas. The variations in temperatures, high humidity and observed throughout the process , caused a destabilization in the mass of waste , causing a buildup of acidic , negatively influencing the composition of the biogas , since the CH₄ concentration was extremely low , while CO₂ values recorded up to 90% . Environmental and operational conditions negatively influenced the concentrations of biogas, however provided a direction in relation to its monitoring and how they can be changed for the process to be optimized.

Keywords: Organic Solid Waste. Bioreactors. Biogas.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Geração de Resíduos Sólidos Urbanos no Brasil.....	24
Figura 2: Composição Gravimétrica dos RSU no Brasil.....	25
Figura 3: Destinação dos Resíduos Sólidos Urbanos no Brasil	26
Figura 4: Modelo genérico de drenagem de gases e lixiviado em um Aterro Sanitário.....	28
Figura 5: Esquema característico de um dreno de lixiviado e gás em aterros.....	28
Figura 6: Sequências das rotas metabólicas e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia.....	33
Figura 7: Modelo gráfico da produção de metano em aterros sanitários.....	36
Figura 8: Curva do crescimento microbiano mostrando as quatro fases.....	37
Figura 9: Perfil do rendimento da digestão anaeróbia em função da temperatura	40
Figura 10: Fontes de Energia Renováveis	48
Figura 11: Equivalências do biogás com outras fontes de energia.....	51
Figura 12: Plantas termoelétricas à biomassa.....	52
Figura 13: Etapas do desenvolvimento da pesquisa	53
Figura 14: Esquema geral do biorreator de bancada utilizados na pesquisa	54
Figura 15: Determinação da composição gravimétrica	57
Figura 16: Esquema do recipiente utilizado para a realização da composição volumétrica	58
Figura 17: (A) Composição Volumétrica dos resíduos, (B) Compactação dos resíduos, (C) resíduos compactados e (D) medição da altura dos resíduos	59
Figura 18: (A) Resíduos orgânicos, (B) triturador de resíduos orgânicos TR 200, (C) trituração dos resíduos orgânicos, (D) aparência dos resíduos triturados	60
Figura 19: (A) Amostra de matéria orgânica triturada, (B) esterco bovino (inóculo), (C) mistura dos resíduos (matéria orgânica + esterco + água) e (D) enchimento dos biorreatores	61
Figura 20: Estufa para aumento da temperatura interna dos biorreatores	62
Figura 21: Coleta das amostras.....	63
Figura 22: (A e B) Recipientes com as amostras diluídas, (C) Estufa a 36,5°C, (D)Placas Incubadas dentro da estufa	65
Figura 23: Colônia de fungos	66
Figura 24: Testes de Fitotoxicidade	67
Figura 25: Termômetros utilizados na medição das temperaturas: (A) temperatura interna dos biorreatores, (B) temperatura ambiente	69
Figura 26: Amostras para determinação do teor de umidade	70

Figura 27: Determinação do pH	71
Figura 28: Amostras da determinação de ácidos voláteis	73
Figura 29: Realização da Coleta do Biogás nos Biorreatores	76
Figura 30: Detector portátil de gases Drager X-am 7000 (A), leituras da concentração dos gases através do saco coletor (B).....	76
Figura 31: Leitura das concentrações dos gases através do equipamento Drager.....	77
Figura 32: Esquema geral do aparato para medição do volume de biogás.....	78
Figura 33: Composição gravimétrica dos RSU da Escola Estadual de Ensino Médio Severino Cabral, Campina Grande, PB	80
Figura 34: Composição volumétrica dos resíduos soltos da Escola Estadual de Ensino Médio Severino Cabral, Campina Grande, PB	82
Figura 35: Composição Volumétrica dos resíduos compactados da Escola Estadual de Ensino Médio Severino Cabral.....	83
Figura 36: Temperatura do Biorreator 1 em relação ao tempo.....	86
Figura 37: Temperatura do Biorreator 2 em relação ao tempo.....	87
Figura 38: Teor de umidade ao longo do tempo do Biorreator 1	89
Figura 39: Teor de umidade em relação ao tempo dos resíduos orgânicos do Biorreator 2	89
Figura 40: Potencial Hidrogeniônico (pH) dos resíduos orgânicos ao longo do tempo.....	91
Figura 41: Potencial Hidrogeniônico (pH) dos resíduos orgânicos ao longo do tempo.....	92
Figura 42: Alcalinidade total ao longo do tempo do biorreator 1	94
Figura 43: Alcalinidade total ao longo do tempo do biorreator 2	94
Figura 44: Concentrações de ácidos voláteis ao longo do tempo nos resíduos orgânicos do Biorreator 1.....	95
Figura 45: Concentrações de ácidos voláteis ao longo do tempo nos resíduos orgânicos do Biorreator 2.....	96
Figura 46: Teor de sólidos voláteis do biorreator 1.....	97
Figura 47: Teor de sólidos voláteis do biorreator 2.....	98
Figura 48: Concentração de Nitrogênio amoniacal ao longo do tempo no Biorreator 1.....	99
Figura 49: Concentração de Nitrogênio amoniacal ao longo do tempo no Biorreator 2.....	99
Figura 50: GRS (%) para as sementes de Repolho e Tomate para o biorreator 1	102
Figura 51: GRS (%) para as sementes de Repolho e Tomate para o biorreator 2.....	103
Figura 52: CRR (%) para as sementes de Repolho e Tomate do biorreator 1.....	104
Figura 53: CRR (%) para as sementes de Repolho e Tomate do biorreator 2.....	105
Figura 54: Comportamento de bactérias aeróbias ao longo do tempo no biorreator 1.....	108

Figura 55: Comportamento de bactérias aeróbias ao longo do tempo no biorreator 2.....	108
Figura 56: Contagem de fungos totais ao longo do tempo no biorreator 1	110
Figura 57: Contagem de fungos totais ao longo do tempo no biorreator 2	110
Figura 58: Concentração volumétrica (%) de CH ₄ e CO ₂ e O ₂ ao longo tempo do Biorreator 1	111
Figura 59: Concentração volumétrica (%) de O ₂ ,CH ₄ e CO ₂ ao longo do tempo do Biorreator 2	112
Figura 60: Concentração volumétrica (%) de CO, H ₂ S e em função do tempo de enchimento do Biorreator 1	114
Figura 61: Concentração volumétrica (%) de CO e H ₂ S e em função do tempo de enchimento do Biorreator 2.....	115

LISTA DE QUADROS

Quadro 1: Participação dos Materiais no Total de RSU Coletado no Brasil	25
Quadro 2: Características dos gases presentes no biogás.	50
Quadro 3: Principais materiais dos biorreatores e monitoramento de parâmetros físicos, químicos e microbiológicos.....	55
Quadro 4: Parâmetros físicos avaliados nos biorreatores	68
Quadro 5: Parâmetros físico – químicos avaliados nos biorreatores	71
Quadro 6: Características do equipamento de medição das concentrações dos gases.....	78

LISTAS DE EQUAÇÕES

Equação 1: Cálculo da Massa Específica.....	58
Equação 2: Cálculo do Crescimento Relativo da Raiz (CRR).....	68
Equação 3: Crescimento Relativo da Semente (CRS).....	68
Equação 4: Cálculo do Teor de Umidade.....	70
Equação 5: Cálculo da Alcalinidade Total.....	72
Equação 6: Cálculo dos Ácidos Voláteis.....	73
Equação 7: Cálculo dos Sólidos Voláteis.....	74
Equação 8: Nitrogênio amoniacal.....	74

LISTA DE SÍMBOLOS, NOMECLATURA E ABREVIACÕES

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas

ABRELPE – Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais

AGV – Ácidos Graxos Voláteis

AT – Alcalinidade Total

CH₄ – Metano

CO – Monóxido de Carbono

CO₂ – Dióxido de Carbono

DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio

DQO – Demanda Química de Oxigênio

EPA – Agência Ambiental Norte-Americana

EPI's – Equipamentos de Proteção Individual

ETA – Estações De Tratamento de Esgoto Doméstico

ETE – Estações de Tratamento de Água

FORSU – Fração Orgânica dos Resíduos Sólidos Urbanos

GEE – Gases de Efeito Estufa

GGA – Grupo de Geotecnia Ambiental

GIRSU – Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos

GRS – Grupo de Resíduos Sólidos

RSO – Resíduos Sólidos Orgânicos

RSU – Resíduos Sólidos Urbanos

H₂S – Sulfeto de Hidrogênio

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

MDL – Mecanismo de Desenvolvimento Limpo

NBR – Normas Técnicas Brasileiras

NH₄⁺ – Amônia ionizável

NH₃ – Amônia Livre

NO_x – Óxidos de nitrogênio

O₂ – Oxigênio

PCA – Ágar Contagem de Placa

PNRS – Política Nacional de Resíduos Sólidos

PVC – Policloreto de Vinila

RCE – Redução Certificada de Emissões

RSOV – Resíduos sólidos orgânicos vegetais

RSU – Resíduos Sólidos Urbanos

TCD – Detector de Condutividade Térmica

TF – Tampão Fosfato

UFCG – Universidade Federal de Campina Grande

UFPE – Universidade Federal de Pernambuco

UTCU – Unidades de Triagem e Compostagem

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	20
1.1 Objetivos.....	22
1.1.1 Objetivo Geral.....	22
1.1.2 Objetivos Específicos.....	22
2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	23
2.1 Geração de Resíduos Sólidos Urbanos	23
2.2 Composição Gravimétrica e Volumétrica de Resíduos Sólidos Urbanos.....	24
2.3 Destinação final dos RSU no Brasil.....	26
2.3.1 Reciclagem.....	27
2.3.2 Aterro Sanitário	27
2.3.3 Tratamento dos Resíduos Sólidos Orgânicos.....	29
2.3.3.1 Compostagem.....	30
2.3.3.2 Digestão Anaeróbia.....	31
2.3.3.2.1 Fundamentos da Digestão Anaeróbia.....	32
2.3.3.2.2 Etapas da digestão anaeróbia.....	32
2.3.3.2.3 Curva do crescimento bacteriano em RSU	36
2.4 Fatores que Influenciam a Produção de Biogás.....	38
2.4.1 pH.....	38
2.4.2 Temperatura	39
2.4.3 Teor de Umidade.....	41
2.4.4 Sólidos Voláteis.....	41
2.4.5 Ácidos Voláteis	42
2.4.6 Alcalinidade	42
2.4.7 Nutrientes	43
2.4.8 Tamanho das Partículas.....	44

2.4.9 Toxicidade.....	44
2.5 Reatores Anaeróbios	45
2.5.1 Tipos de Reatores Anaeróbios.....	46
2.5.1.1 Sistema em batelada	46
2.5.1.2 Sistema Contínuo	46
2.5.2 Biorreatores de Bancada.....	47
2.6 Energias Renováveis.....	47
2.7 Geração de Energia a partir de Resíduos Sólidos Urbanos	49
2.8 Uso do biogás no Brasil	51
3 METODOLOGIA.....	53
3.1 Caracterização da área de estudo	53
3.2 Procedimento experimental	53
3.3 Construção e Instrumentação dos Biorreatores	54
3.3.1 Materiais, equipamentos e utensílios	55
3.4 Caracterização dos resíduos.....	56
3.4.1 Composição gravimétrica.....	56
3.4.2 Composição volumétrica.....	57
3.5 Trituração da matéria orgânica	59
3.6 Enchimentos dos Biorreatores de Bancada.....	60
3.7 Construção da Estufa	61
3.8 Monitoramento dos biorreatores	62
3.8.1 Coleta das amostras semi- sólidas.....	63
3.8.2 Análises <i>in situ</i> e laboratoriais	64
3.8.3 Análises Microbiológicas.....	64
3.8.3.1 Bactérias aeróbias totais	64
3.8.3.2 Fungos	65
3.8.4 Toxicidade.....	67

3.8.4.1 Fitotoxicidade.....	67
3.8.5 Parâmetros físicos	68
3.8.5.1 Temperatura	69
3.8.5.2 Teor de umidade.....	69
3.8.6 Parâmetros físico-químicos	70
3.8.6.1 pH.....	71
4.8.6.2 Alcalinidade total	72
4.8.6.3 Ácidos voláteis	72
4.8.6.4 Sólidos Voláteis.....	73
4.8.6.5 Nitrogênio Amoniacal	74
4.8.7 Monitoramento de gases	75
4.8.7.1 Monitoramento das concentrações de gases pelo Drager.....	75
4.8.7.2 Monitoramento do volume do Biogás.....	78
5 RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	79
5.1. Caracterização inicial dos resíduos depositados nos biorreatores	79
5.1.1. Caracterização física	79
5.1.1.1. Composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos.....	79
4.1.1.2 Composição volumétrica dos resíduos sólidos urbanos.....	81
4.1.1.3 Temperatura	85
4.1.1.4 Teor de Umidade.....	88
5.1.2 Parâmetros físico-químicos	91
5.1.2.1 Potencial Hidrogeniônico – pH.....	91
5.1.2.2 Alcalinidade	93
5.1.2.3 Ácidos voláteis	95
5.1.2.4 Sólidos Voláteis.....	97
5.1.2.5 Nitrogênio Amoniacal	99
5.6 Toxicidade	101

5.6.1 Fitotoxicidade.....	101
4.7 Parâmetros Microbiológicos	106
4.7.1 Aeróbios Totais	107
4.7.2 Fungos	109
4.8 Monitoramento dos Gases	111
5 CONCLUSÕES	117
5.1 Recomendações para futuras pesquisas	118
REFERÊNCIAS	120

1 INTRODUÇÃO

O projeto de aterros de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) e seu monitoramento estão cada vez mais atrelados à manutenção equilibrada do meio ambiente e mecanismos de redução de custos operacionais. As tecnologias envolvidas na operação e monitoramento de aterros estão sendo modernizadas não só para diminuir os impactos ambientais em si, mas também para agregar valor aos resíduos depositados, como por exemplo, a produção de biogás.

Contudo, projeto, operação e monitoramento de aterros de RSU ou mesmo de reatores para tratamento da fração orgânica dos resíduos sólidos, são complexos devido a fatores ambientais, geotécnicos, microbiológicos, físicos e químicos. Pode-se dizer que, se as condições de pH, temperatura, umidade, alcalinidade e acidez, não são adequadas, o desempenho da microbiota é afetado de modo adverso, interferindo assim na degradação dos resíduos sólidos. A manipulação e a otimização destes fatores são fundamentais para a obtenção de bons resultados na degradação da massa de resíduos, e conseqüentemente na produção de biogás e, portanto nas concentrações de gás carbônico (CO₂) e metano (CH₄).

Segundo Melo (2003), temperatura, pH, umidade, entrada de ar por caminhos preferenciais e recalques diferenciais, influenciaram o comportamento de células de aterros de RSU em estudos realizados por este pesquisador no aterro da Muribeca, na Região Metropolitana do Recife – PE, inclusive, influenciando as concentrações do gases gerados.

A produção de biogás pode ser um dos objetivos de operações bem sucedidas de aterros de RSU. Oliveira & Rosa (2003), reportaram, que o Brasil possui potencial para gerar 50TWh de energia a partir dos resíduos sólidos, equivalente a 17% do consumo total nacional, o que reduziria a emissão de gases causadores do efeito estufa e abriria centenas de empregos para trabalhadores não especializados.

O rápido crescimento populacional e industrial, principalmente em países em desenvolvimento como é o caso do Brasil, requer uma intensificação na demanda energética e um manejo adequado dos resíduos sólidos. Afim de minimizar os problemas ocasionados por esses dois fatores, surge o interesse em pesquisas com ênfase na disposição adequada destes resíduos e, acentuadamente, em tecnologias de aceleração de sua degradação com possível geração e utilização do biogás. De acordo com Costa (2006), atualmente o biogás não é mais encarado apenas como um subproduto obtido a partir da decomposição anaeróbia, mas se torna alvo de fortes pesquisas, as quais são impulsionadas, também, pelo aquecimento da

economia dos últimos anos, a elevação acentuada no preço dos combustíveis fósseis e a possibilidade de redução do uso dos recursos naturais não renováveis.

De acordo com Barcelos (2009), no Brasil são produzidos cerca de 100.000 t.dia⁻¹ de RSU, sendo que apenas 10% deste quantitativo recebem tratamento e/ou disposição final adequada. Desse quantitativo, cerca de 60% (percentagem em peso) é de matéria orgânica putrescível, passível de fermentação. Sendo assim, em torno de 60.000 t.dia⁻¹ de matéria orgânica são dispostas irregularmente, gerando impactos ambientais negativos, sendo apenas um pequeno quantitativo desta matéria orgânica utilizada para a produção de biogás para fins energéticos.

Vale salientar que o biogás é uma mistura gasosa composta principalmente de metano (CH₄) e dióxido de carbônico (CO₂), em diferenciadas proporções, dependendo da natureza do material alimentado. Devido ao alto poder calorífico do metano, entre 5.000 a 6.000 Kcal/m³ este pode substituir, por exemplo, o gás liquefeito do petróleo (GLP), que embora possua maior poder calorífico (11.000 Kcal.m⁻³) é mais tóxico (TEIXEIRA, 2003).

Uma das formas de compreender, estimar as concentrações e até produzir o biogás, a partir da decomposição de RSU, é através de biorreatores anaeróbios, que propiciam condições ideais para o desenvolvimento de micro-organismos responsáveis pela degradação da matéria orgânica e produção de biogás. Pesquisas envolvendo aterros em escala real apresentam alguns inconvenientes, como: custo elevado, grande número de variáveis envolvidas no processo e a dinâmica de operação do aterro, o que dificulta a obtenção sistemática de dados sob condições conhecidas e/ou controladas (SOUSA *et al.*, 2012). Sendo assim, células experimentais podem simular aterros sanitários e, portanto, contribuir para a análise do comportamento de RSU. Embora, biorreatores de bancada quando destinados à geração e produção de biogás não simulem de forma fiel um aterro de RSU, podem contribuir na melhor forma de operação e execução de projetos destes aterros.

Deve-se destacar que biorreatores foram estudados para produção energética através da degradação de RSU em diversos locais (Meira, 2009; Melo 2011; Silva, 2012; Alves, 2012 e Aires, 2013). Estimar a concentração, potencial de geração de biogás e a eficiência desta geração estão atrelados não só ao resíduo em si, mas também a condições ambientais e forma de operação dos processos fermentativos entre outros aspectos. Neste sentido, foram confeccionados 2 (dois) biorreatores de bancada nas dependências da Universidade Federal de Campina Grande, no Laboratório de Geotecnia Ambiental do Departamento de Engenharia Civil para estudar as interferências das condições ambientais e operacionais nas concentrações de biogás a partir de resíduos orgânicos advindos de uma Escola de Nível Médio da Cidade de

Campina Grande/PB. Durante o monitoramento da degradação destes resíduos e sua consequente geração de biogás, foram realizadas análises físicas, físico-químicas, fitotoxicidade e microbiológicas dos resíduos.

1.1 Objetivos

1.1.1 Objetivo Geral

Estudar as interferências das condições ambientais e operacionais nas concentrações de biogás geradas em biorreatores de bancada preenchidos com resíduos orgânicos advindos da Escola Estadual de Ensino Médio Severino Cabral da cidade de Campina Grande - PB.

1.1.2 Objetivos Específicos

- Construir e Instrumentar dois biorreatores anaeróbios de bancada com resíduos orgânicos;
- Determinar a composição gravimétrica e volumétrica dos resíduos da escola, afim de avaliar o comportamento da matéria orgânica nos biorreatores;
- Estudar a decomposição de resíduos orgânicos nos biorreatores de bancada a partir da biodegradação microbiana e fatores relacionados;
- Verificar as interferências das condições ambientais e operacionais em biorreatores de bancada na geração de biogás a partir de resíduos orgânicos;
- Estudar concentrações de gases nos biorreatores e relacioná-los com os fatores intervenientes no processo degradativo dos resíduos orgânicos.

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

O tratamento dos resíduos orgânicos, através da digestão anaeróbia, além de representar uma alternativa para resolução de problemas ambientais, promovendo o controle da poluição do solo, do ar e do sistema hídrico, é também uma questão energética. Se por um lado deseja-se não impactar o meio ambiente, por outro, almeja-se produzir energia para suprir a alta demanda, em consequência do elevado crescimento populacional e industrial. Assim, o tratamento de resíduos com o objetivo de produção de biogás pode ser uma prática rentável tanto em sentido ambiental como econômico.

2.1 Geração de Resíduos Sólidos Urbanos

Segundo Cassini *et al.* (2003), os resíduos sólidos urbanos são constituídos por uma imensa diversidade de componentes, constituídos basicamente por matéria orgânica que incluem restos de frutas, legumes e alimentos em geral, animais mortos, plásticos, couro, trapos, papéis (jornais, revistas), embalagens em geral, materiais provenientes de limpeza de vias públicas, praças e jardins (restos de podas, gramas, folhas, galhos de árvores, papéis de modo geral, restos de cigarro), material metálico ferroso e não ferroso e demais tipos de resíduos denominados de materiais inertes dos tipos vidros, materiais cerâmicos, terra, pedra, restos de carros, de mobiliários, calça de obras, entre outros.

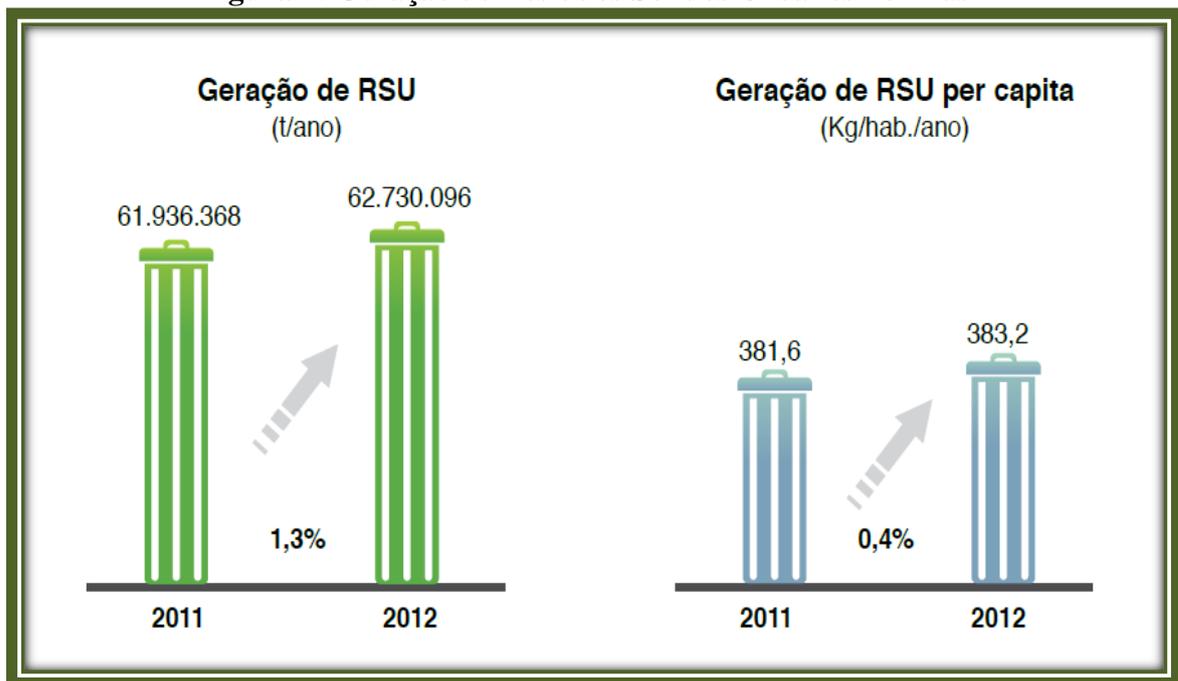
A geração de resíduos sólidos urbanos está diretamente relacionada com a população, seu padrão de vida e hábitos de consumo, quanto mais recursos são utilizados, mais resíduos são produzidos. A coleta, tratamento e disposição adequada destes resíduos refletem na qualidade de vida da população, e na qualidade das águas superficiais e subterrâneas.

Na época do Império, o lixo era essencialmente orgânico. Neste período, ele era depositado na areia das praias sem grandes problemas. Porém, com o passar do tempo o aumento do volume de resíduos passou a ser um problema para o seu gerenciamento. Dois fatores contribuíram para o aumento do volume de resíduos gerado: (i) o crescimento acelerado e desordenado da população mundial após a revolução industrial e (ii) o aumento do montante de resíduos gerado por pessoa diariamente (SANTOS, 2011).

A problemática da geração de resíduos sólidos e o seu gerenciamento inadequado é uma constante no mundo e no Brasil, visto que a quantidade produzida de resíduos aumenta a cada dia, justificada tanto pelo crescimento populacional, quanto pelas mudanças de hábitos

de consumo e produção (AIRES, 2013). De acordo com a ABRELPE (2012), a geração de RSU no Brasil cresceu 1,3% de 2011 para 2012, índice superior à taxa de crescimento populacional urbano do país no período, que foi de 0,9% (Figura 1). Dessa forma, vale salientar que em países onde a concentração de matéria orgânica é bastante elevada, como é o caso do Brasil, que muitas vezes chega a produzir 65% do total de resíduos, aumentando a capacidade de geração e produção de biogás, fator que favorece a matriz energética do país.

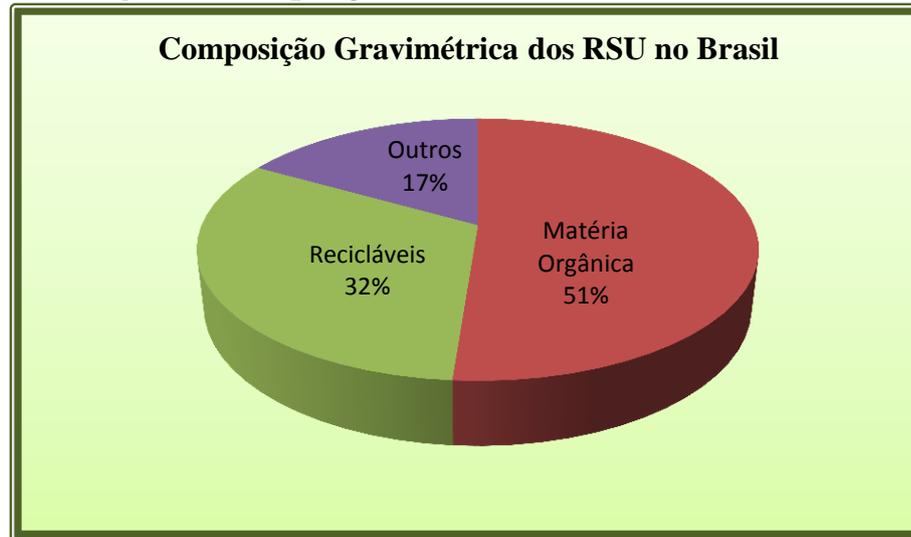
Figura 1: Geração de Resíduos Sólidos Urbanos no Brasil



Fontes: Pesquisa ABRELPE e IBGE (2012)

2.2 Composição Gravimétrica e Volumétrica de Resíduos Sólidos Urbanos

A caracterização gravimétrica e volumétrica dos RSU é uma ferramenta importante dentro da estrutura de gestão de RSU e serve como um indicador da quantidade que cada tipo de resíduos ocupa em volume e peso nas células do aterro, indicando se há ou não um programa de gestão e gerenciamento de resíduos adequado (PEREIRA, *et al.*, 2010). Através da Figura 2 podemos observar a composição gravimétrica média dos RSU coletados no Brasil.

Figura 2: Composição Gravimétrica dos RSU no Brasil

Fonte: Adaptado do Plano Nacional de Resíduos Sólidos - Versão pós Audiências e Consulta Pública para Conselhos Nacionais (Fevereiro/2012).

O Quadro 1, apresenta a participação geral de diferentes materiais na fração total dos RSU. Referida composição, porém, é bastante diversificada nas diferentes regiões, uma vez que está diretamente relacionada com características, hábitos e costumes de consumo e descarte da população local.

Quadro 1: Participação dos Materiais no Total de RSU Coletado no Brasil

Material	Participação (%)	Quantidade (t/ano)
Metais	2,9	1.610.499
Papel, Papelão e Tetra Pak	13,1	7.275.012
Plástico	13,5	7.497.149
Vidro	2,4	1332.827
Matéria Orgânica	51,4	28.544.702
Outros	16,7	9.274.251
TOTAL	100,0	55.534.440

Fonte: Adaptado da Pesquisa ABRELPE 2011 e Plano Nacional de Resíduos Sólidos - Versão pós Audiências e Consulta Pública para Conselhos Nacionais (Fevereiro/2012)

É a partir da composição gravimétrica e volumétrica que se tem o panorama do real comportamento físico, físico-químico e microbiológico. Da massa como um todo ao longo do tempo de monitoramento, esta consiste em uma informação básica para qualquer etapa de gerenciamento, pois influencia muito na compressibilidade e na resistência do aterro, por

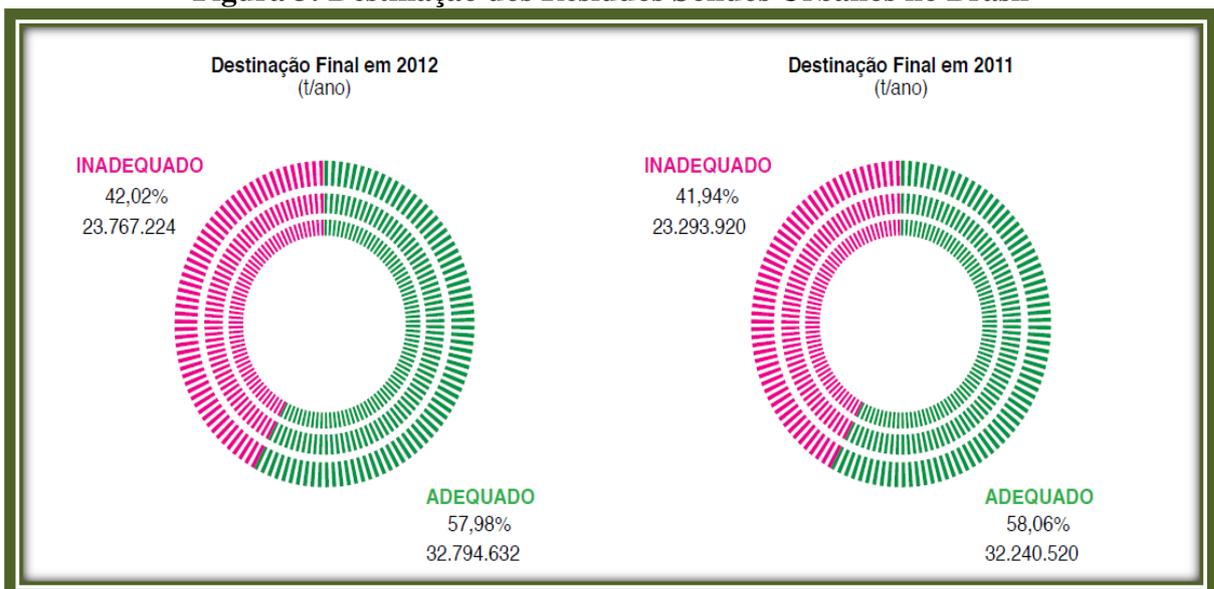
exemplo, quanto maior a quantidade de matéria biodegradável, maior a compressibilidade e menor a resistência, e ainda possibilita o estudo de aproveitamento das diversas frações dos resíduos para outras finalidades como a compostagem, geração de energia e reciclagem, e com isso aumentar a vida útil dos aterros (SHARHOLY *et al.*, 2007, MELO 2011, RIBEIRO 2012).

2.3 Destinação final dos RSU no Brasil

A Lei 12.305/2010 define, em seu Art. 3º, “destinação final ambientalmente adequada, a destinação de resíduos que inclui a reutilização, a reciclagem, a compostagem, a recuperação e o aproveitamento energético ou outras destinações admitidas pelos órgãos competentes, entre elas a disposição final, observando normas operacionais específicas de modo a evitar danos ou riscos à saúde pública e à segurança e a minimizar os impactos ambientais adversos” (Brasil, 2010a).

Dos resíduos coletados em 2011, 58% foram destinados a aterros sanitários, 24% em aterros controlados e 17% em lixões. Isto significa que cerca de 75 mil toneladas diárias ainda tem destinação inadequada, sendo encaminhadas para lixões ou aterros controlados (Figura 3), os quais não possuem o conjunto de sistemas e medidas necessários para proteção do meio ambiente contra danos e degradações (ABRELPE, 2012).

Figura 3: Destinação dos Resíduos Sólidos Urbanos no Brasil



Fontes: Pesquisa ABRELPE (2012)

De acordo com os dados disponíveis para 2011, a região Sudeste concentra cerca da metade dos resíduos gerados no país, ou seja, 97 mil toneladas por dia, o que representa 49% do total de resíduos. A segunda região em geração de resíduos é a região Nordeste, onde são geradas diariamente em torno de 50 mil toneladas de resíduos, 25% do total. Em seguida, as regiões Sul, Centro-Oeste e Norte geram entre 7 a 10% cada uma. Os dados disponíveis mostram que as regiões Sudeste e Sul contam com uma porcentagem maior de resíduos depositados em aterros sanitários (respectivamente, 72 e 70% respectivamente) em comparação com as outras regiões, enquanto a região Norte conta com o maior índice de destinação em lixões (35%) (ABRELPE, 2012).

2.3.1 Reciclagem

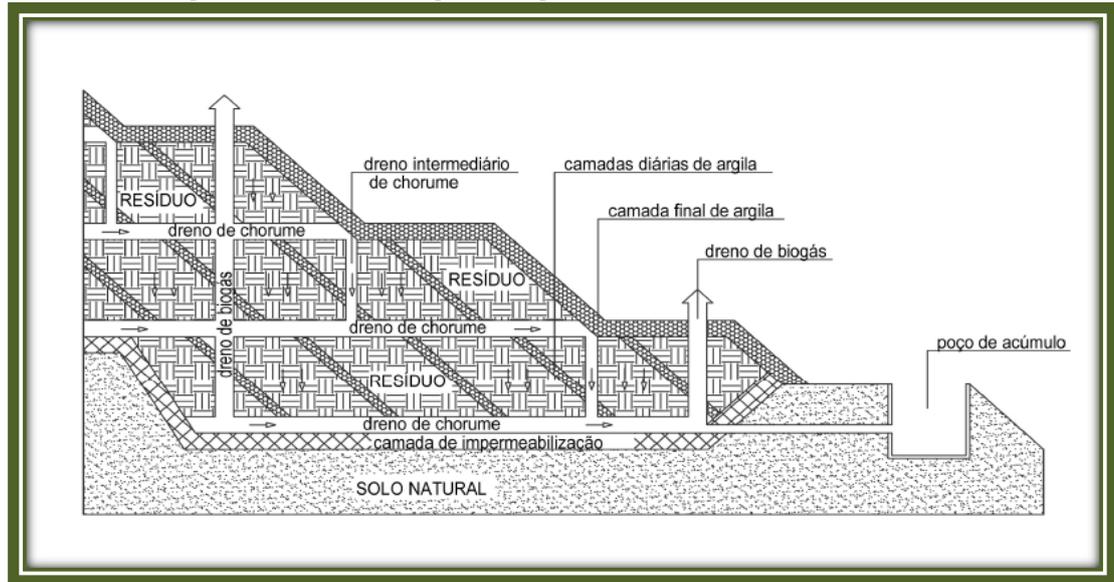
Reciclagem é um conjunto de técnicas que tem por objetivo aproveitar os resíduos e reutiliza-los no ciclo da produção. É o resultado de uma série de atividades, pela qual, materiais que se tornariam resíduos, ou estão no lixo, são desviados, coletados, separados e processados para serem usados como matéria-prima na fabricação de novos produtos. De acordo com a definição adotada pela EPA, a Agência Ambiental Norte-Americana, reciclagem é a ação de coletar, reprocessar, comercializar e utilizar materiais antes considerados como lixo (VALLE, 2004).

A reciclagem pode ser dividida em dois sistemas distintos: O ciclo fechado e o aberto, ou seja, reciclagem primária e secundária. A reciclagem primária ou em circuito fechado ocorre quando um ou mais resíduos de um sistema produtivo são coletados e retornam ao mesmo sistema, ou seja, são reutilizados sem deixar o sistema produtivo de origem. Na reciclagem secundária, ou ciclo aberto ocorre quando um determinado rejeito de um sistema é utilizado por outro sistema produtivo (MILLER, 2008).

2.3.2 Aterro Sanitário

Os aterros sanitários se apresentam como soluções mais completas para a disposição final dos RSU. Nesse tipo de disposição as células são impermeabilizadas com geomembranas para evitar contaminação do solo ou mesmo do lençol freático. Os subprodutos gerados são orientados para drenos previamente projetados, de forma a se obter maior controle sobre os mesmos. A Figura 4 mostra um modelo genérico de disposição dos drenos de gases e lixiviado no ambiente interno da massa de lixo em um aterro sanitário.

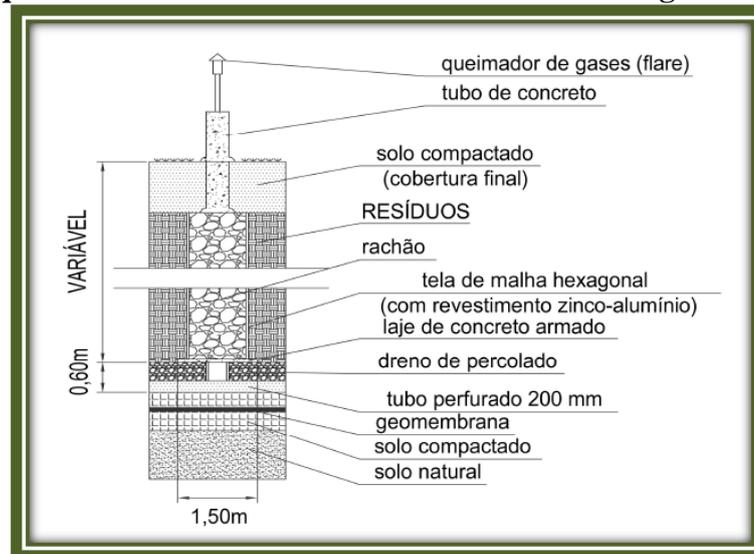
Figura 4: Modelo genérico de drenagem de gases e lixiviado em um Aterro Sanitário



Fonte: Adaptado de QUITAUNA (2010); AUDIBERT (2011)

Para serem caracterizados como aterros sanitários, os aterros devem dispor de drenos de águas pluviais superficiais, poços de inspeção, sistemas de tratamento de percolados, monitoramento de aquíferos, estrutura de transbordo, mata ciliar e cobertura vegetal. Devem existir também todos os controles necessários ao bom funcionamento e operação. A Figura 5 mostra o esquema típico de um dreno de gases e lixiviado, com suas dimensões aproximadas e suas características no interior da massa de lixo (AUDIBERT, 2011).

Figura 5: Esquema característico de um dreno de lixiviado e gás em aterros



Fonte: Adaptado de VT ENGENHARIA (2010), AUDIBERT (2011)

O aproveitamento do biogás para geração de energia é realizado com a aplicação de módulos geradores, que são instalados e desinstalados de acordo com a taxa de geração de gases do aterro. Caso ocorra o excesso de biogás, a instalação deve continuar a queimar o biogás em um flare de alta temperatura para garantir a qualidade ambiental dos gases emitidos. Porém, o uso do aparelho não é obrigatório segundo a legislação brasileira. No Brasil isto só é aplicado quando se deseja a obtenção de créditos de carbono, pois, nos flares, o metano é oxidado a gás carbônico, que possui 21 vezes menor potencial de aquecimento global que o CH₄ (LEME, 2010).

O aterro sanitário pode ser considerado como o método mais econômico e ambientalmente aceitável para a disposição de resíduos sólidos urbanos na maioria dos países. Mesmo com a implementação de tecnologia de redução dos resíduos, reciclagem e transformação, a disposição de resíduos sólidos urbanos nos aterros sanitários permanece como um componente importante na estratégia de manejo dos resíduos sólidos (HAMADA, 2009). Os aterros não devem ser entendidos apenas como locais de confinamento do lixo urbano, mas sim como reatores dentro dos quais se processam inúmeros fenômenos físicos, químicos e biológicos, nos quais são necessárias diversas intervenções para contenção de poluentes gasosos e líquidos.

A Política Nacional dos Resíduos Sólidos (PNRS), através da lei 12.305/2010, estabeleceu uma série de metas que devem ser cumpridas pela União, Estados e principalmente pelos municípios. Dentre elas, implantar aterros sanitários até o fim de 2014, eliminando assim os chamados lixões.

2.3.3 Tratamento dos Resíduos Sólidos Orgânicos

Os resíduos sólidos orgânicos constituem a parte putrescível dos resíduos sólidos urbanos, dos resíduos sólidos rurais ou agrícolas, de alguns tipos de resíduos industriais, e resíduos provenientes de estações de tratamento de água (ETAs), estações de tratamento de esgoto doméstico (ETEs), da coleta e processamento de resíduos recolhidos nas áreas urbanas, como restos de alimentos, papel, papelão, cortes de gramado, podas de árvores, resíduos gerados de indústrias de alimentos e resíduos gerados de atividades agrícolas, como ração, adubos, restos de colheita, entre outros (SILVA, 2009).

O aterramento de matéria orgânica *in natura*, em alguns países, já é uma prática proibida por lei devido aos problemas de poluição relacionados com esta metodologia, visto

que boa parte do chorume produzido em um aterro sanitário é decorrente da decomposição da matéria orgânica aterrada (BERGLUND, 2006).

Okumu e Nyenje (2011), apontam que a matéria orgânica quando disposta no meio ambiente gera lixiviado, que é responsável pela contaminação dos corpos aquáticos e do solo, o qual apresenta uma elevada concentração de DQO e, em muitos casos, dependendo do tipo de resíduo, a presença de metais pesados. Os resíduos orgânicos são também responsáveis pela poluição do ar através da geração de gases tóxicos provenientes da degradação do material orgânico na digestão anaeróbia (HARTMANN e AHRING, 2005; HUI *et al.*, 2006, REIS, 2012).

Os resíduos sólidos orgânicos apresentam em sua constituição química um percentual de nutrientes considerável. Esse fato os torna aptos a serem tratados através dos processos biológicos sem causar maiores problemas (LUNA *et al.*, 2003). Deve se destacar que o processo natural de decomposição e putrefação da matéria orgânica torna-se um meio propício para o desenvolvimento de bactérias e fungos (OLIVEIRA, 2003).

Em um sistema adequado de gerenciamento de resíduos sólidos, a revalorização de resíduos orgânicos naturalmente biodegradáveis deve ser feita por meio da digestão anaeróbia, utilizando biodigestores, ou biorreatores para produção de biogás, e por meio de compostagem, para produção de composto orgânico via biodegradação aeróbica controlada com produção apenas de gás carbônico, minimizando a geração de metano.

De acordo com ZHU *et al.* (2009), a fração orgânica dos RSU é degradada naturalmente com o passar do tempo, quando depositados em aterros sanitários, produzindo vários tipos de gases, inclusive aqueles responsáveis pelo efeito estufa. Atualmente, os processos de tratamento mais utilizados para fração orgânica dos resíduos sólidos municipais são a compostagem e a digestão anaeróbia. Ainda, destaca-se que devido à emissão de CO₂, associado aos tratamentos aeróbios, provavelmente em um futuro próximo os órgãos legislativos os tornem restritivos, e a digestão anaeróbia pode se apresentar como uma alternativa mais atraente e sustentável para o tratamento desses tipos de resíduos (GÓMEZ *et al.*, 2006).

2.3.3.1 Compostagem

A compostagem, processo aeróbio de bioestabilização da matéria orgânica, revela-se interessante devido à simplicidade operacional e vasto conhecimento acerca da produção do composto, condicionador orgânico do solo. Porém, tal prática necessita fundamentalmente da

separação da fração orgânica putrescível, restos de alimentos, podas de árvores e produto da capina e roçagem, dos demais constituintes do lixo urbano, seja ainda nas residências e estabelecimentos comerciais ou, posteriormente, em locais usualmente denominados Unidades de Triagem e Compostagem (UTC).

Assim como as demais modalidades de tratamento dos resíduos sólidos, a compostagem também produz rejeitos. Após a fase final de maturação, o material é peneirado para retirada de possíveis materiais inertes, tais como pedras, fragmentos de metais, plásticos, ossos e resíduos orgânicos de difícil degradação, presentes na fração de lixo urbano utilizada quando da montagem das leiras. Os resíduos inertes, segregados do composto maturado, devem ser aterrados, enquanto que os rejeitos orgânicos, ainda não estabilizados, podem ser incorporados na configuração de novas leiras (PEREIRA NETO, 1999).

2.3.3.2 Digestão Anaeróbia

Para Leite *et al.*, (2003), todo resíduo sólido orgânico quer seja de origem animal ou vegetal, pode ser bioestabilizado anaerobiamente. No Brasil o processo anaeróbio tem sido utilizado para bioestabilizar lodo de esgoto sanitário e efluentes líquidos com elevada demanda bioquímica de oxigênio e, em alguns casos específicos, resíduos sólidos de origem rural, dando menor importância aos resíduos domésticos, ou seja, restos alimentares.

Em aterros sanitários a coleta do gás metano é um meio de mitigação do impacto ambiental, uma vez que há grandes perdas desse gás para o meio ambiente via permeação, pois apenas uma parcela consegue ser coletada para minimização do efeito estufa e aproveitamento energético (GARCIA, 2012). O metano (CH₄) é um gás com potencial de contribuição 21 vezes maior que o gás Carbônico (CO₂) para o aquecimento global (MAGALHÃES *et al.*, 2010), e é o maior componente do biogás.

Segundo Cuetos *et al.* (2008), a digestão anaeróbia de resíduos orgânicos tem sido apresentada como uma tecnologia amplamente utilizada e eficiente no tratamento de resíduos, resultando na produção de energia renovável a partir da geração do biogás. Atualmente, a digestão anaeróbia é considerada como uma importante alternativa para o tratamento de diferentes tipos de resíduos, com elevadas concentrações de material orgânico, devido aos baixos custos operacionais e oferece alternativa para substituição de combustíveis fósseis, minimizando a emissão de gases responsáveis pelo efeito estufa (TICM, 2007, SILVA, 2009).

2.3.3.2.1 Fundamentos da Digestão Anaeróbia

A utilização do processo anaeróbio para tratamento de resíduos sólidos, foi intensificado e estudos desde a década de 60 estão sendo realizados, objetivando o desenvolvimento de tecnologias para recuperação de energia e a redução da massa de resíduos sólidos orgânicos (PERES *et al.*, 1991).

Na década de 70 ocorreu um significativo impulso dos sistemas de tratamento anaeróbio de resíduos, principalmente de resíduos líquidos, haja vista, a realização de trabalhos que passaram a demonstrar um melhor entendimento do processo, principalmente, nos seus aspectos biológicos (FLORÊNCIO & KATO, 1999; LEITE, *et al.*, 2004).

Diferentemente da condição aeróbia de tratamento, na qual ocorre completa oxidação dos compostos orgânicos e sua conversão em água, gás carbônico e sais minerais, a decomposição anaeróbia resulta em subprodutos orgânicos, tais como metano, álcoois, sulfetos e amônia, ainda passíveis de posterior oxidação. Na decomposição por via anaeróbia, em razão da indisponibilidade do oxigênio molecular como acceptor de elétrons, outros compostos são utilizados para tal fim, tais como nitratos, sulfatos e dióxido de carbono (CASSINI, 2003).

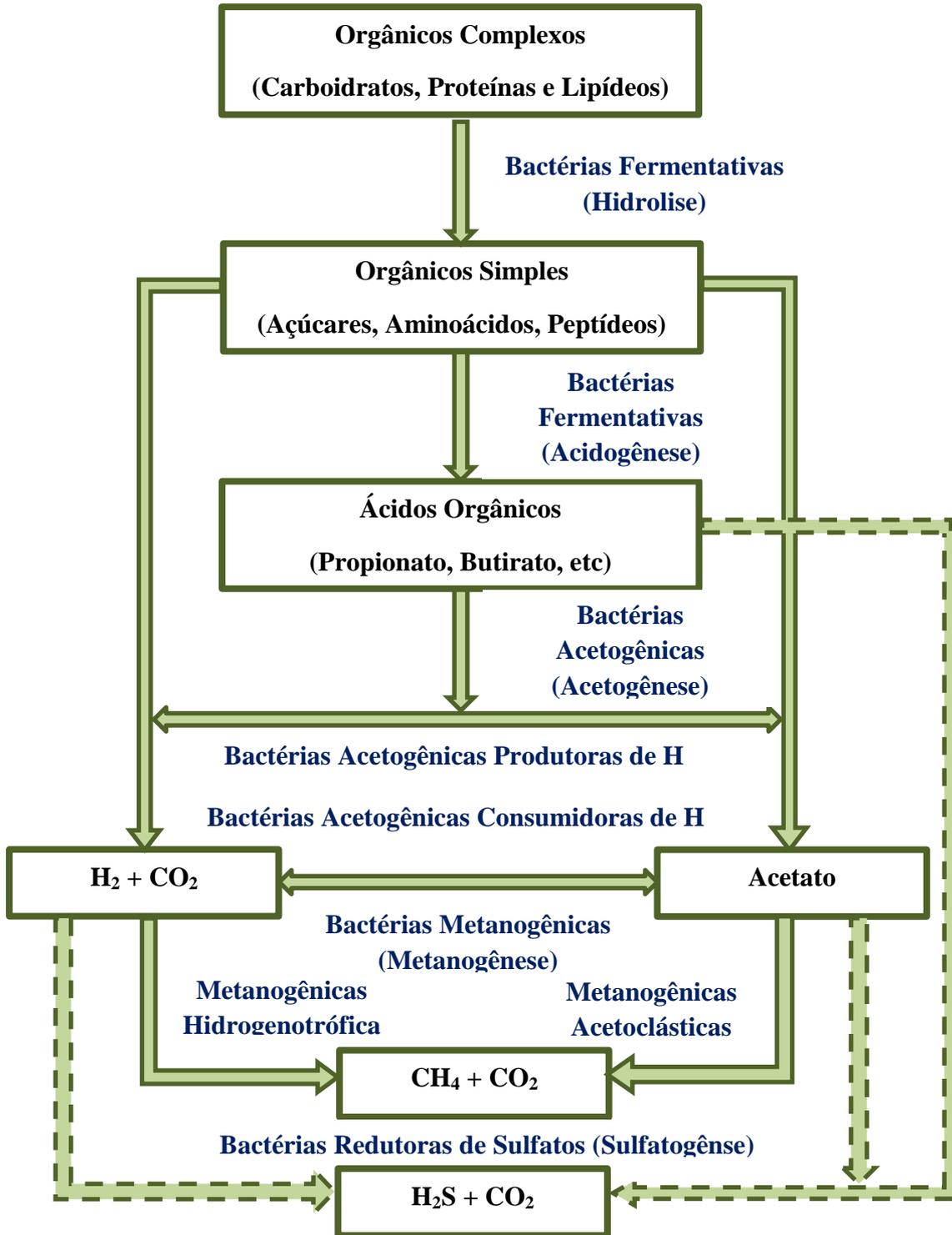
Embora a biodegradação do RSU ocorra em diversas fases ou etapas separadas, deve-se levar em conta que essa biodegradação dos resíduos dá-se em consórcio dos diversos grupos bacterianos e que as fases do processo se realizam muitas vezes simultaneamente (MELO, 2003).

2.3.3.2.2 Etapas da digestão anaeróbia

A digestão anaeróbia de compostos orgânicos é, normalmente, dada em dois estágios, no primeiro estágio atuam bactérias anaeróbias e facultativas, denominadas formadoras de ácidos. Segundo Fuentes *et al.* (2008), compostos orgânicos complexos do tipo carboidratos, lipídios e proteínas são convertidos em outros compostos mais simples, principalmente, ácidos voláteis. No segundo estágio atuam bactérias estritamente anaeróbias, as quais convertem os ácidos orgânicos em produtos finais gasosos como metano e gás carbônico.

Na Figura 6 são apresentadas as fases da digestão anaeróbia com indicações dos grupos de bactérias envolvidos e as respectivas rotas metabólicas.

Figura 6: Sequências das rotas metabólicas e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia



Fonte. Adaptado de Chernicharo, (1993).

Conforme mostra na Figura 6, a digestão anaeróbia é um processo complexo, o qual requer condições ambientais específicas e uma população bacteriana diferenciada. Uma população bacteriana mista degrada compostos orgânicos, produzindo como produto final, uma mistura de gases (principalmente CH_4 e CO_2) com alto valor de energia denominado biogás. Por meio de enzimas produzidas por diferentes tipos de bactérias, os resíduos orgânicos passam por diferentes tipos de reações, as quais são divididas em quatro etapas: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese (SCHUMACHER, 1983).

Etapa 1 - Hidrólise: os materiais particulados complexos (polímeros) são hidrolisados em materiais de menor peso molecular que podem atravessar as paredes celulares das bactérias fermentativas, uma vez que estas não são capazes de assimilar a matéria orgânica particulada. Assim, a hidrólise do material particulado, bem como de material solúvel de maior tamanho, é uma etapa essencial para aumentar a biodisponibilidade, ou seja, o acesso do substrato às células microbianas, inclusive de grupos bacterianos distintos, mas que dependem das etapas anteriores para o seu desenvolvimento (AQUINO E CHERNICHARO, 2005).

O material orgânico particulado é convertido em compostos dissolvidos de menor peso molecular por meio de exoenzimas, enzimas que são excretadas por bactérias fermentativas, também denominadas bactérias hidrolíticas. As proteínas são degradadas em (poli) peptídeos, os carboidratos em açúcares solúveis (mono e dissacarídeos) e os lipídeos, em ácidos graxos de cadeia longa (C15 a C17) e glicerol. Em certas situações, a complexidade do material orgânico pode resultar em uma baixa velocidade de hidrólise, tornando-a a etapa limitante de todo o processo de digestão (REIS, 2012).

Etapa 2 – Acidogênese: Nesta fase, os produtos gerados na hidrólise são absorvidos por bactérias acidogênicas fermentativas e excretados como substâncias orgânicas simples como ácidos graxos voláteis (AGV), tais como ácido acético, fórmico, propiônico, butírico e lático, além do etanol (Bengtsson, 2008), e de compostos minerais como CO_2 , H_2 , NH_3 , H_2S etc. No processo de acidogênese a maioria das bactérias são anaeróbias obrigatórias, existindo também espécies facultativas, onde metabolizam o material orgânico pela via oxidativa (SILVA, 2009).

Etapa 3 – Acetogênese: Na terceira fase, os ácidos graxos e o etanol formados são transformados pelas bactérias acetogênicas, produtoras de acetato e hidrogênio. É nesta fase que ocorre a conversão dos produtos gerados na acidogênese em compostos que formam os

substratos para a produção de metano. A função desses microrganismos é degradar esses ácidos graxos e álcoois dando origem a acetato, H_2 e CO_2 (SILVA, 2009).

A acetogênese é essencial no processo de geração de gases e uma superpopulação dessas bactérias poderá desequilibrar o processo anaeróbio através da geração excessiva de hidrogênio. O hidrogênio em excesso procede a diminuição do pH no meio, tornando-o excessivamente ácido. Caso as bactérias metanogênicas não estejam em quantidade suficiente ou estejam em condições desfavoráveis de metabolização, a produção de gases será alterada. O hidrogênio produzido pelas bactérias acetogênicas pode ser consumido diretamente pelas bactérias metanogênicas na produção de metano e dióxido de carbono, ou ainda pode reagir com o dióxido de carbono e com o ácido acético, produzindo outros ácidos orgânicos, como o propiônico e o butírico (AIRES, 2013).

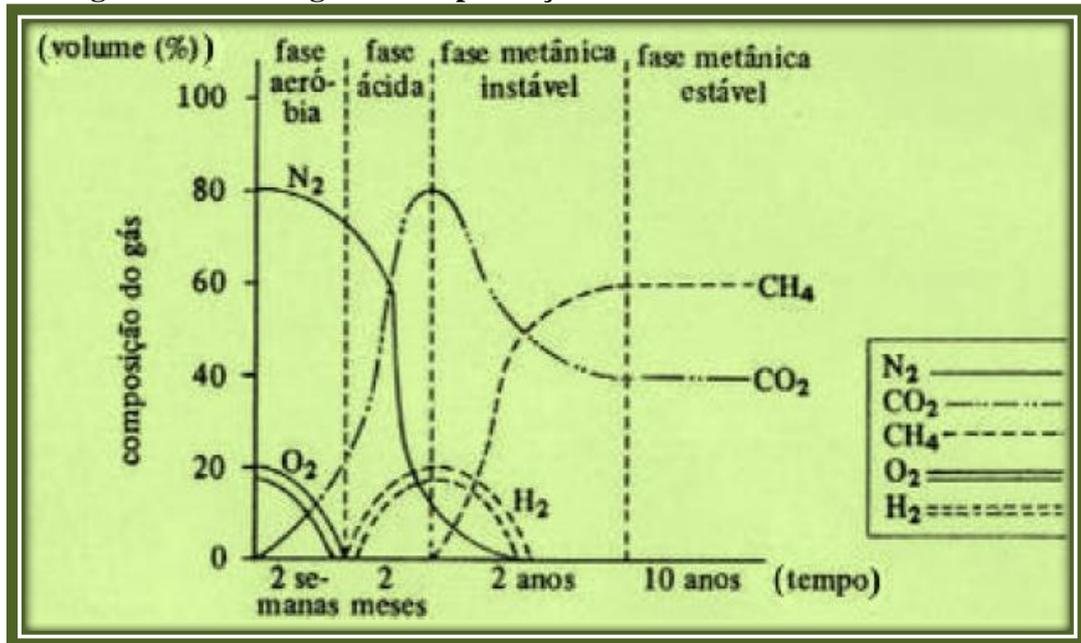
Etapa 4 - Metanogênese: A fase metanogênica (quarta fase), última fase do processo de degradação anaeróbia para a conversão de metano e dióxido de carbono é realizada pelas bactérias metanogênicas, também, denominadas archeas ou arqueobactérias, que utilizam os substratos produzidos pelas bactérias acetogênicas, convertendo-os em metano e dióxido de carbono. É a fase mais longa do processo, onde a presença de ácidos decresce com o decaimento da população de bactérias acidogênicas e o pH tende a neutralidade, há ainda a participação de dois grupos de bactérias chamadas: acetoclásticas, pois produzem metano a partir do acetato e produzem 60% a 70% deste gás e as hidrogenotróficas que produzem gases a partir do hidrogênio (TCHOBANOGLIOUS et al., 1993). As bactérias hidrogenotróficas são de suma importância, pois estas consomem o hidrogênio originado nas fases anteriores, reduzindo a pressão parcial deste gás, tornado possível que as bactérias do grupo das acidogênicas e acetogênicas se desenvolvam mais plenamente.

A taxa de geração de gás, e também o tempo de ocorrência de cada uma das fases de degradação durante a digestão anaeróbia varia de acordo com as condições e composição do resíduo, particularmente da matéria orgânica contida, teor de água, temperatura e pH .

Através da Figura 7, podemos observar que na fase aeróbia, fase inicial, o ar atmosférico (N_2 e O_2) é predominante na massa de resíduo. À medida que o O_2 vai sendo consumido pelas bactérias aeróbias, o CO_2 começa a ser gerado. Nas fases ácidas a concentração de CO_2 representa a maior parte dos gases gerados devido aos processos acidogênicos e acetogênicos que resultam na formação de CO_2 e H_2 . Na fase metanogênica instável, a população das arqueias metanogênicas começa a crescer, caracterizando o início da geração de CH_4 . O biogás é gerado na fase metanogênica estável, sendo composto

basicamente pelo CH_4 e CO_2 , numa proporção de 45-60% e 35-50% respectivamente. Ao final da degradação dos resíduos orgânicos, a concentração destes gases tende a cair e condições aeróbias (N_2 e O_2) podem vir a aparecer na massa de resíduos a depender dos condicionantes atmosféricos (MACIEL, 2003).

Figura 7: Modelo gráfico da produção de metano em aterros sanitários

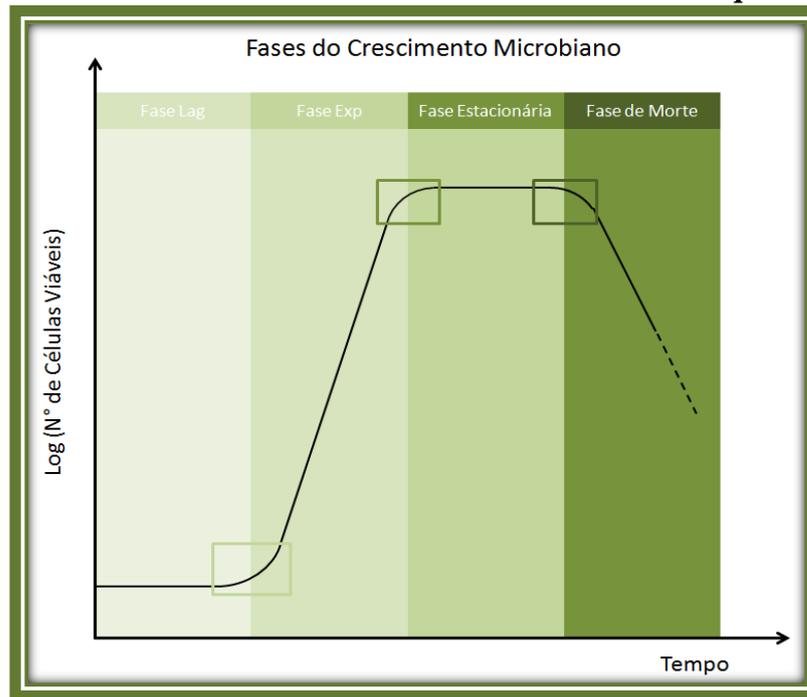


Fonte: Adaptado de Lima, (1995)

2.3.3.2.3 Curva do crescimento bacteriano em RSU

Melo (2003), diz que as culturas bacterianas aumentam em número de células viáveis exponencialmente durante o crescimento ativo, assim em progressão geométrica, sendo este crescimento influenciado pela composição nutricional do meio e pelas condições físicas. Quando o crescimento bacteriano ocorre num sistema fechado, isto é, sem a entrada de novos nutrientes, bem como a remoção dos metabólitos gerados no processo, ocorre a exaustão do sistema. Deve-se ressaltar que quando é atingida a população máxima, ocorre à exaustão de nutrientes e a intoxicação pelos produtos metabólicos gerados pelos próprios microrganismos. Desta forma, a reprodução é inibida e começa então a morte celular, conforme se apresenta na Figura 8.

Figura 8: Curva do crescimento microbiano mostrando as quatro fases



Conforme a Figura 8 o número de células viáveis no tempo pode ser examinado através de 4 fases.

Fase Lag: nesta fase ocorre pouca ou ausência de divisão celular, pois as bactérias não se reproduzem imediatamente quando são colocadas em um novo meio de cultura. Durante esta fase as células se encontram em um estado de latência. Ocorrendo nesta população um período de intensa atividade metabólica, principalmente síntese de DNA e de enzimas. É uma adaptação dos organismos ao ambiente (MELO, 2011). Vale salientar que os micro-organismos ao chegarem a novas condições ambientais, primeiro, haverá como se fosse um estudo deste novo sistema e só daí será produzido material celular compatível com o pleno desenvolvimento destes seres vivos.

Fase Log: durante esta fase a reprodução celular encontra-se extremamente ativa onde o tempo de geração atinge um valor constante. É o período de maior atividade metabólica da célula. Nesta fase o número de células vivas é maior que o número de células mortas.

Fase Estacionária: a fase de crescimento exponencial continua durante um longo período, formando um grande número de células. Em determinado momento a velocidade de crescimento diminui e o número de células que morrem se torna equivalente ao número de

células novas, a população bacteriana se torna estável. Nesta fase a atividade metabólica das células decresce. Nesta fase o número de metabólitos começa a diminuir e, portanto, a disponibilidade alimentos se torna escassa.

Fase de Morte Celular: nesta fase o número de células mortas excede o de células novas. No final desta fase, o número de células bacterianas cai acentuadamente, existe uma fração ínfima da população do original de células viáveis. Vários são os fatores que determinam a fase de morte celular: diminuição do substrato, subprodutos do metabolismo que se tornam tóxicos quando em altas concentrações (MELO, 2003). Vale salientar que nesta fase, ocorre a produção de antibióticos, pois quando há escassez de alimentos, os fungos liberam substâncias que eliminam grupos bacterianos e até outros tipos de células que se vivos estivessem iriam competir por esse alimento, agora escasso.

2.4 Fatores que Influenciam a Produção de Biogás

A degradação biológica de compostos orgânicos complexos ocorre em vários estágios bioquímicos consecutivos (reações em cadeia), cada qual realizado por diferentes grupos de microrganismos específicos. Vários produtos intermediários são continuamente gerados e imediatamente processados, havendo a necessidade dos vários estágios ocorrerem na mesma velocidade a fim de evitar distúrbios, como o acúmulo de ácidos, que pode resultar na falência do reator. Isso também pode ocorrer se não houver monitoramento de variáveis importantes para o controle da digestão anaeróbia como, por exemplo, temperatura, pH, nutrientes, taxa de carregamento orgânico e produção de metano por microrganismos.

Vale salientar que as fases biodegradativas estão atreladas e, portanto, a sequência dos eventos degradativos influenciam e se deixam influenciar pelos metabólitos gerados no processo.

2.4.1 pH

O pH é usado para expressar o grau ácido/básico de uma solução, ou seja, expressa a concentração de íons hidrogênio e hidroxilas nessa solução. Este parâmetro é muito importante, pois influencia muitas reações químicas e bioquímicas, o que pode afetar várias populações de micro-organismos (ALCÂNTARA, 2007; ARAÚJO, 2011).

Segundo Pohland & Harper (1985), na fase inicial do processo de degradação, o pH é, normalmente, mais baixo devido a produção de ácidos voláteis pelas bactérias hidrolíticas

fermentativas. Com o avanço do processo biológico dos resíduos, os valores de pH vão se elevando em função do consumo dos ácidos voláteis pelas bactérias metanogênicas.

Cada micro-organismo possui uma faixa específica de pH onde o seu crescimento é favorável, havendo um valor considerado ótimo, no qual a taxa de crescimento é máxima. Os micro-organismos metanogênicos são considerados sensíveis ao pH, ou seja, o crescimento ótimo ocorre em faixa relativamente estreita, em torno de 6,5 a 7,5 embora possam conseguir a estabilidade para a formação de metano numa faixa mais ampla de pH, entre 6 e 8 (RIUJI, 2009). Já para as bactérias hidrolíticas e fermentativas, o pH ideal está entre 4,5 a 6,3 (WELLINGER *et al.*, 1991).

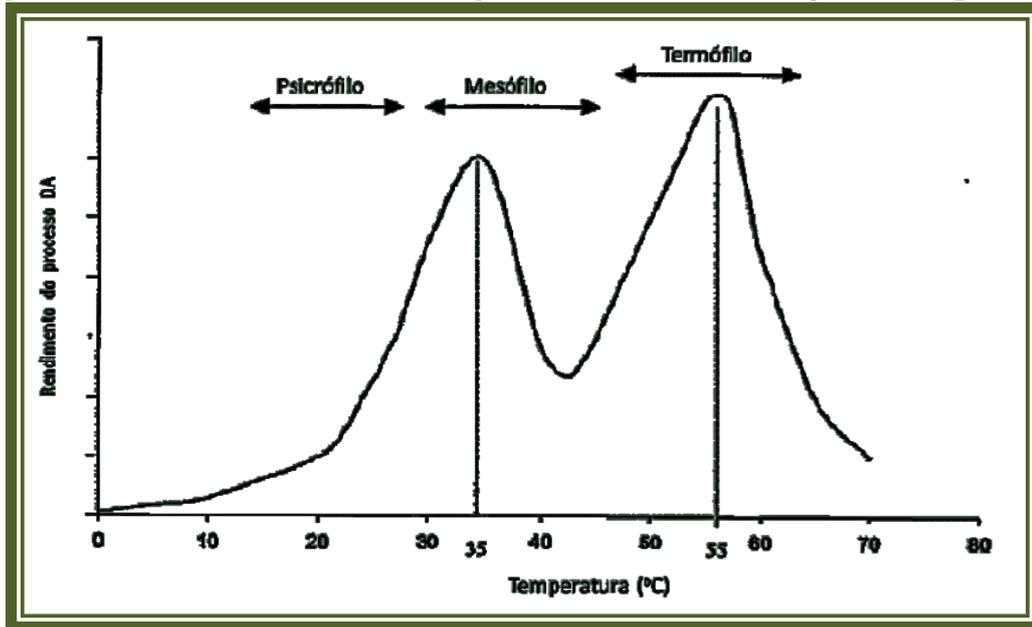
2.4.2 Temperatura

A temperatura interna ou externa aos aterros ou reatores biológicos, é um importante parâmetro ambiental que interfere diretamente na digestão anaeróbia, afetando os processos biológicos de diversas maneiras, beneficiando ou prejudicando a sobrevivência e o crescimento dos micro-organismos. Van Elk (2007), relata que, quanto maior a temperatura, entre 30 a 55°C maior será a atividade bacteriana e, conseqüentemente, a geração de CH₄, porém alguns autores sugerem distintas faixas de temperatura para otimização da geração de biogás.

Os micro-organismos que agem na massa do lixo não controlam as suas temperaturas internas, ficando suscetíveis às mudanças que ocorrem na temperatura do meio em que se encontram, este fato propicia o surgimento de diversas estirpes bacterianas para faixas variadas de temperaturas (JUNQUEIRA, 2000; CUNHA, 2009).

Segundo Metcalf & Eddy (1991) e Mata-Alvarez (2003), os micro-organismos são classificados em: psicrófilos, sobrevivem numa faixa de 0 a 20°C; mesófilos (20 a 45°C) e termófilos (45 a 70°C). Os mesmos autores citam que dois níveis ótimos de temperatura têm sido associados à digestão anaeróbia, um na faixa mesófila (30 a 35°C) e o outro na faixa termófila (50 a 55°C), como mostra a Figura 9.

Figura 9: Perfil do rendimento da digestão anaeróbia em função da temperatura



Fonte: Adaptado de Rodrigues, 2005.

Guedes (2007); Qian *et al.* (2002), afirmam que os micro-organismos aumentam o rendimento quando a temperatura está entre 35 e 45°C e que temperaturas fora desta faixa podem matar os organismos metanogênicos. Bidone e Povinelli (1999), consideram que a formação de CH₄ ocorre em uma extensa faixa de temperatura, entre 0 a 97°C. Monteiro (2003) menciona que esse é um parâmetro difícil de ser controlado e depende da atividade enzimática bem como da temperatura ambiente.

As bactérias metanogênicas são micro-organismos extremamente sensíveis às variações bruscas de temperatura, devendo ser corrigidas, imediatamente, logo que verificadas. A queda brusca de temperatura no biorreator, por exemplo, pode causar uma redução progressiva na produção de biogás, até a parada total do processo (DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2008; NEVES, 2010).

Em países de clima tropical, a velocidade de decomposição dos resíduos pelos micro-organismos é maior que nos países de clima temperado, existindo também diferenças através das mudanças sazonais e diurnas, que segundo Lima (2004), no inverno chega a ser aproximadamente 50% menor que no verão. Assim, percebe-se que o Brasil por ser um país de clima tropical, oferece condições favoráveis à produção de biogás através do tratamento dos resíduos sólidos orgânicos, utilizando biorreatores anaeróbios.

2.4.3 Teor de Umidade

Segundo alguns autores, a faixa ótima de umidade para a degradação biológica deverá estar entre 20-40%. No entanto, a literatura também recomenda desde um mínimo de 25% até a umidade ótima de 40 a 70% (BARLAZ *et al.*, 1990; PALMISANO & BARLAZ, 1996; BIDONE & POVINELLI; 1999; MACIEL, 2003 e ALVES, 2008).

Para fungos o teor de umidade ótimo é bastante variável e, para Palmisano & Barlaz, (1996), este valor fica na faixa de 20 a 40%. Já Bidone & Povinelli, (1999), apontam a faixa ideal para a degradação entre 40 e 60%. A baixa umidade impede o bom desenvolvimento dos fungos, dificultando assim a hidrólise, primeira fase degradativa dos resíduos.

O percentual de umidade permite não somente auxiliar no movimento microbiano, como também influenciar na limitação do transporte de massa de sólidos e no balanço entre a produção de ácidos graxos voláteis pelos micro-organismos acidogênicos e a conversão desses ácidos em metano pelos microrganismos metanogênicos (LAY *et al.*, 1997). Conforme relatam Lopes (2000) e Chanakya *et al.* (2007), um dos problemas da digestão anaeróbia com alta concentração de sólidos pode ser atribuído ao baixo teor de umidade, uma vez que este limita o transporte de massa, existindo pouca penetração e distribuição dos micro-organismos na extensão do substrato.

Segundo Palmisano & Barlaz (1996), estudos sobre o efeito do conteúdo de umidade sobre a produção de metano são muitas vezes confundidos pela influência do pH dos resíduos. Conforme os mesmos autores, a adição de umidade estimula a atividade fermentativa, que pode liderar a um acúmulo de ácidos carboxílicos e acidificar o meio. Dessa forma, um conteúdo de umidade elevado, na ausência do controle do pH, pode resultar na diminuição do tempo requerido para alcançar a fase anaeróbia ácida. Todavia, na ausência de neutralização, a decomposição poderá permanecer “estagnada” nessa fase. Em muitos estudos em escala de laboratório, a respeito dos efeitos da umidade na decomposição dos resíduos, o rendimento do metano tem sido bem abaixo da quantificação em campo em virtude do conteúdo de umidade (ALVES, 2008).

2.4.4 Sólidos Voláteis

É um parâmetro de grande importância para o acompanhamento das alterações de propriedades químicas, biológicas e físicas da massa de resíduos. Os sólidos voláteis presentes na fração líquida resultante do processo de decomposição representam a parcela

facilmente degradável, ou seja, os primeiros resultados da atividade microbiana (MONTEIRO, 2003).

De acordo com Monteiro (2003), é através da determinação dos sólidos voláteis que se determina a porcentagem de cinzas e a quantidade de matéria orgânica existentes nos resíduos sólidos. Este parâmetro pode ser considerado como um indicador de degradabilidade dos resíduos ao longo do tempo. Altos teores de sólidos voláteis indicam a presença de muita matéria orgânica a ser degradada e baixos valores indicam que a matéria orgânica já passou por um processo acentuado de degradação.

2.4.5 Ácidos Voláteis

Dillenburg (2006), reporta que os ácidos voláteis estão entre os compostos mais importantes para a digestão anaeróbia e seu estudo é de fundamental importância para compreender esta digestão. Estes ácidos são chamados de voláteis porque podem ser destilados sob pressão atmosférica. O acúmulo destes ácidos pode prejudicar a digestão anaeróbia se a capacidade de tamponamento extrapolar e o pH baixar.

De acordo com Leite (2008), na decomposição bioquímica da matéria orgânica, uma variedade de bactérias saprófitas hidrolisa e converte o material complexo em composto de menor peso molecular como ácidos graxos (ácido acético, propiônico e butírico).

A instabilidade do processo anaeróbio pode ocorrer quando a produção de ácidos voláteis é maior que seu consumo, provocando queda do pH e inibição das atividades de bactérias metanogênicas (Aires, 2012), já que estas são bem sensíveis a mudanças de pH.

2.4.6 Alcalinidade

A alcalinidade é a medida da capacidade tampão do processo, que possibilita determinar a tolerância em ácidos graxos voláteis para que o valor do pH se mantenha na gama pretendida. E está relacionada com a estabilidade do processo. Uma alcalinidade entre 2500 e 5000 mgCaCO₃.L⁻¹ é suficiente para se obter um adequado poder tampão no sistema (ANASTÁCIO, 2010). Vários produtos químicos podem ser usados para garantir a alcalinidade do sistema como cal hidratada, cal virgem, carbonato de sódio, bicarbonato de sódio, hidróxido de sódio e bicarbonato de amônia (CHERNICHARO, 2007).

A alcalinidade tem como objetivo restringir variações bruscas do pH, devido a capacidade que este parâmetro apresenta em se manifestar de forma direta sobre a atividade enzimática ou, ainda, afetar indiretamente a toxicidade do meio.

Segundo Metcalf & Eddy (2003), a alcalinidade é resultado da presença de hidróxidos (OH⁻), carbonatos (CO₃²⁻), bicarbonatos (HCO₃⁻) e compostos nitrogenados. Outros componentes que contribuem com a alcalinidade são os boratos, silicatos, fosfatos e ácidos fracos.

De acordo com Gerardi (2003), a estabilidade do digestor anaeróbio é alcançada pela alta concentração de alcalinidade. É verificado que o decaimento desta concentração para abaixo do nível operacional normal, indique falha durante a digestão, resultando em rápida mudança no pH. O autor ainda mencionou que tal redução pode ser causada pelo acúmulo de ácidos orgânicos, ocasionado em virtudes dos microrganismos metanogênicos não converterem os ácidos orgânicos a CH₄, ou devido à presença de resíduos que inibam a atividade dos microrganismos formadores de CH₄ (MENEZES, 2012).

2.4.7 Nutrientes

Os micro-organismos realizam o processo de fermentação, no qual muitos desses transformam as substâncias contidas no substrato em seu metabolismo. Cada micro-organismo possui exigências individuais e necessitam de diferentes nutrientes (BRAUN, 1982). Estes podem ser discriminados em macro e micronutrientes. Os micronutrientes incluem elementos como o boro(B), ferro (Fe), cobalto (Co), cobre (Cu), níquel (Ni), manganês (Mn), molibdênio (Mo), selênio (Se) e tungstênio (W). O rendimento de metano é variável a partir do substrato utilizado e dependente das proporções de proteínas, gorduras e carboidratos, que originam macronutrientes. Estes representam a maior parte da biomassa degradável (BISCHOFBERGER *et al.*, 2005; BACKES, 2011).

Khanal (2008) e Menezes (2012), relataram que os nutrientes na verdade não estão diretamente envolvidos na estabilização dos resíduos, mas são os componentes essenciais de uma célula bacteriana, necessários para a atividade e multiplicação das células existentes e síntese de novas células.

Para Nogueira (1992), o fundamental para o processo de digestão anaeróbia é o teor de nitrogênio e carbono, porém se a concentração de sólidos orgânicos for alta, por volta de 5%, a condição para o carbono estará satisfeita. De acordo com Guedes (2007), o principal fornecedor de carbono são os restos de culturas vegetais, enquanto o nitrogênio é fornecido

pelos resíduos alimentares e de origem animal, dentre outros, não sendo bem sucedida a geração de biogás se apenas uma destas fontes de nutrientes for utilizada. A relação carbono/nitrogênio (C/N) ótima situa-se entre 20 e 30.

2.4.8 Tamanho das Partículas

Conforme Gujer e Zehnder (1983), partículas grandes com uma menor razão superfície/volume são hidrolisadas mais lentamente que partículas pequenas. Amidos, proteínas e celulose certamente serão degradados a diferentes taxas retardando o processo e degradação. Kim *et al.* (2000), citam que o tamanho da partícula é um fator importante na digestão anaeróbia. A redução do tamanho das partículas por trituração em veículos de coleta ou em estações de transferência aumenta significativamente a reatividade do processo, devido ao aumento da área superficial de contato do substrato disponível ao ataque enzimático dos microrganismos. Para Krol *et al.* (1993), reações rápidas podem ser obtidas quando se dá a penetração da água no resíduo, ou seja, quando a densidade é baixa; densidades altas tendem a inibir o processo de decomposição (JOHN, 2004).

Kayahanian *et al.* (1991), relataram que a redução do tamanho das partículas influencia o processo biológico, destruindo as barreiras naturais que impedem o ataque microbiano dos substratos a serem decompostos e aumentando a área superficial do resíduo para o ataque bacteriano ou atividade química. O estudo realizado por esses autores, utilizando materiais com diferentes tamanhos, mostrou um aumento de 25% na produção do gás quando o diâmetro das partículas foi reduzido de 215 mm para 41 mm.

2.4.9 Toxicidade

De acordo com Ataíde *et al.* (2005) e Silva (2012), a determinação de fitotoxinas contidas ou produzidas durante a biodegradação dos resíduos requer análises químicas onerosas e demoradas, pelo fato de diferentes compostos agirem juntos e variando de acordo com o tipo de matéria-prima, comunidade microbiana, suprimento de oxigênio, temperatura e a fase em que se encontra o material em decomposição.

Uma das formas de avaliar a toxidade dos resíduos é através dos testes de fitotoxicidade, que de acordo com Chang *et al.* (1992), pode ser definida como uma intoxicação de plantas vivas pelas substâncias constituintes do meio de crescimento, quando estas substâncias são acumuladas nos tecidos da planta. Ela depende da composição química

do meio, e pode ser devida a substâncias orgânicas e inorgânicas, que causam alteração na salinidade, desordem nutricional e/ou alterações metabólicas enzimáticas ou hormonais (ORTEGA, 1996; SILVA, 2012).

De acordo com Wang & Keturi (1990), a germinação de plantas e o comprimento da raiz tem sido teste bastante usado por ser uma técnica simples, rápida, segura e reproduzível para avaliar os danos causados pelas combinações tóxicas presentes nesses resíduos.

A fitotoxicidade permite avaliar como o organismo teste (sementes) irá responder, de acordo com a concentração de um composto químico, ou de um princípio ativo. Em algumas soluções, algum nível de inibição irá ocorrer na germinação das sementes ou no crescimento das raízes. Muitas vezes, o efeito alelopático não é sobre a germinabilidade, mas sobre a velocidade de germinação ou outro parâmetro do processo. Por isso a importância em avaliar o efeito tóxico de compostos solúveis presentes em concentrações tão baixas que não são suficientes para inibir a germinação, mas pode retardar ou inibir completamente os processos de prolongamento da raiz (RODRIGUES, 2005).

De acordo com Wang & Keturi (1990), a germinação de plantas e o comprimento da raiz tem sido teste bastante usado por ser uma técnica simples, rápida, segura e reproduzível para avaliar os danos causados pelas combinações tóxicas presentes nesses resíduos.

2.5 Reatores Anaeróbios

Os reatores anaeróbios são sistemas fechados, onde a degradação da matéria orgânica é realizada por digestão anaeróbia. Os principais agentes na decomposição da matéria orgânica (M.O) são as bactérias, pois o sistema funciona na ausência de oxigênio e as condições ideais para a sobrevivência das mais diversas bactérias, dentre de limites e faixas toleráveis de Temperatura, pH, relação C/N, umidade etc. A atividade bacteriana é fundamental para a boa degradação da matéria orgânica utilizada e a geração do gás ocorre pelo metabolismo das bactérias. Como resultado desta fermentação ocorre à liberação de biogás e a produção de biofertilizante.

Deve se destacar que até mesmo usinas de geração de biogás compõem uma alternativa de tratamento de RSU e esgoto uma vez que são reatores anaeróbicos que criam condições propícias para o desenvolvimento bacteriológico e assim geram o gás digerindo o substrato orgânico. Além disso, o tempo de permanência dos resíduos em biorreatores é menor, no máximo noventa dias ao passo que em aterro sanitário pode permanecer por décadas (WARITH, 2001).

2.5.1 Tipos de Reatores Anaeróbios

Dentre os principais tipos de reatores anaeróbios aplicados ao tratamento de RSU's destacam-se os sistemas contínuos e em batelada. A utilização desses reatores é uma alternativa para o tratamento de RSU's, possuindo a característica de tratar apenas a fração orgânica presente nos resíduos.

A escolha do tipo do reator depende basicamente das condições locais, tipo de substrato, e principalmente relação custo x benefício. Todavia, qualquer reator construído, se for corretamente instalado e operado, produzirá biogás e biofertilizante. O sistema em batelada é indicado para pequenas produções de biogás, pois é abastecida uma única vez, fermentando por um período conveniente, sendo o material descarregado posteriormente (DEGANUTTI, *et al.*, 2002). Enquanto o sistema contínuo permite a adição de substratos continuamente, gerando uma disponibilidade contínua de biogás e biofertilizante.

2.5.1.1 Sistema em batelada

Sistemas em batelada são simples, usados principalmente para investigações em laboratório. Os reatores são preenchidos em sua totalidade, e de uma só vez, com os resíduos frescos. Ao término do tratamento, os resíduos, já estabilizados, são removidos e inicia-se um novo ciclo, com a introdução de nova batelada de resíduos (CASSINI, 2003).

Nestes tipos de reator, a matéria-prima a ser fermentada é colocada no seu interior e logo após isolada do contato do ar atmosférico de forma a favorecer a digestão anaeróbia; o gás produzido é armazenado no próprio recipiente ou em um gasômetro acoplado a este. Uma vez cessada a produção de gás, o reator é aberto e esvaziado; após a sua limpeza, é colocada nova quantidade de substrato e inóculo e o processo se repete.

2.5.1.2 Sistema Contínuo

Neste tipo de sistema, as matérias-primas usadas são líquidas ou semi-líquidas, onde são colocadas e retiradas periodicamente, e a produção de gás e de resíduos é contínua. Existem vários modelos de reatores contínuos de acordo com o seu formato. De modo geral, os reatores contínuos se encontram divididos em dois tipos: vertical e horizontal, de acordo com o seu posicionamento sobre o solo. O reator vertical é um tanque cilíndrico, em alvenaria, concreto ou outros materiais, quase sempre com a maior parte submersa no solo. A matéria-prima é colocada na sua parte inferior com a saída do gás na parte superior,

funcionando como acumulador de gás e como instrumento de vedação do reator. Já o reator horizontal consiste de uma câmara, com qualquer formato, desde que a altura ou profundidade seja inferior às outras dimensões (comprimento e largura), o qual é enterrado no solo ou não. Este tipo de reator é mais frequentemente utilizado em regiões onde o lençol freático é muito superficial ou há afloramento de rochas, dificultando a construção.

2.5.2 Biorreatores de Bancada

É possível, portanto, definir biorreator como um instrumento destinado a degradação microbiana de forma anaeróbica ou aeróbia, fornecendo condições propícias para que os micro-organismos realizem a biodegradação e produza o biogás, caso ocorra na ausência do ar atmosférico.

Biorreatores de vários tipos têm sido desenvolvidos principalmente para o tratamento de efluentes líquidos, entretanto, tais sistemas atualmente também estão sendo usados para resíduos sólidos (URURAHY, 1998). Nos biorreatores os micro-organismos podem ser utilizados na forma livre ou imobilizados, no entanto, somente a primeira forma tem sido utilizada para tratar resíduos sólidos. Nela, os microrganismos são mantidos em suspensão, podendo crescer livremente no meio líquido, sólido ou semi-sólido.

Normas técnicas que hoje são muitas vezes inadequadas podem ser reformuladas ou aprimoradas a partir dos estudos desenvolvidos em cima de lisímetros, que simulam as condições de um aterro sanitário (MONTEIRO *et al.*, 2006), ou em biorreatores de bancada que tem por finalidade estudar as condições de degradação da matéria orgânica de forma precisa, com objetivo de verificar e alterar as condições ambientais e operacionais proporcionando um ambiente propício ao bom desenvolvimento de micro-organismo responsáveis pela decomposição da matéria orgânica, possibilitando assim a modificação de projetos de reatores em escala real a fim de melhorar a eficiência na produção de biogás. Neste sentido, vem-se buscando técnicas para aprimorar a disposição e o tratamento de resíduos sólidos através do uso de experimentos em escala de laboratório, escala piloto e escala real.

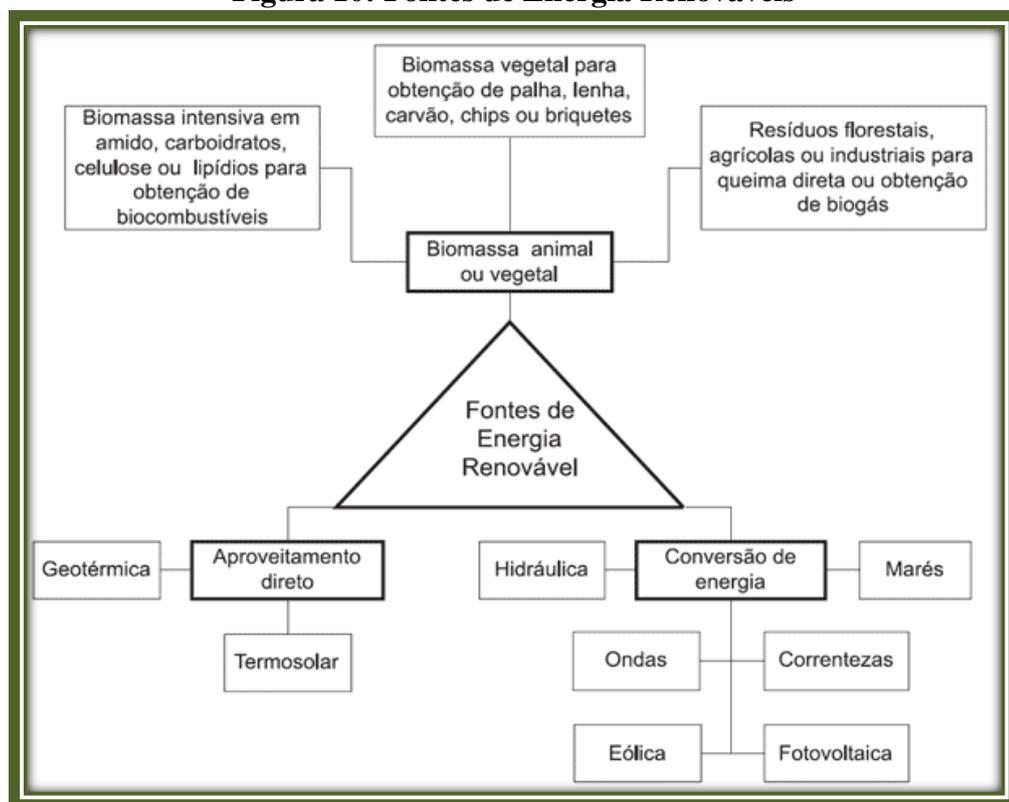
2.6 Energias Renováveis

Atualmente a busca pela auto-suficiência em geração de energia, aliada a uma diversificação da matriz energética, tem motivado pesquisas, em diferentes fontes de energias alternativas que supram a demanda interna dos países, no caso de uma escassez de

combustíveis fósseis, e a minimização dos impactos provocados por esses combustíveis (IGNATIOS, 2006).

Dentre as fontes renováveis existentes, mostradas na Figura 10, a biomassa destaca-se pelo uso crescente como vetor energético moderno associado a tecnologias de conversão sofisticadas e aplicação comercial (CENBIO, 2007). A biomassa é constituída de matéria orgânica de origem animal ou vegetal com potencial para produção de energia que poderá ser transformada em combustível, calor ou eletricidade (COUTO *et al.*, 2004; SANTOS, 2009).

Figura 10: Fontes de Energia Renováveis



Fonte: EMBRAPA, 2006, SANTOS, 2009.

Dentre as mais variadas fontes de energias renováveis, a biomassa merece maior destaque, pela grande quantidade disponível e por ser a mais sustentável dentre as demais. A forma mais utilizada para geração de energia elétrica e térmica utilizando a biomassa como matéria prima é através do uso de biodigestores ou biorreatores, que aos poucos foram sendo disseminados em alguns lugares do mundo, inclusive no Brasil. Dentro dos biodigestores ou biorreatores, ocorre a biodigestão anaeróbia, que é um processo de degradação, transformação ou decomposição de matéria orgânica, tendo como produto final o biogás e o biofertilizante (FONSECA *et al.*, 2009; NEVES, 2010).

De acordo com Barreira (1993), todos os materiais de origem orgânica podem servir de substratos para digestão anaeróbia, menos a madeira que é totalmente imprópria para tal processo. É preciso atentar para substâncias ricas em fibras, a exemplo da grama, pois podem ficar suspensas nos biorreatores, atrapalhando o processo de produção de biogás, sendo viável triturá-las em pedaços menores a três centímetros, facilitando sua mistura.

A consolidação de uma nova matriz energética que não tenha como base o petróleo é essencial para que a emissão de gases causadores do efeito-estufa entre em queda. Dessa forma, a necessidade da adoção de energias limpas e renováveis em todo mundo. As forças políticas e econômicas deverão determinar como será o uso dos combustíveis fósseis nas próximas décadas, mas a maior mudança nos padrões de uso de energia poderá ser efetivamente provocada por uma preocupação, acerca dos danos ambientais em decorrência das mudanças climáticas (ASSIS, 2009).

2.7 Geração de Energia a partir de Resíduos Sólidos Urbanos

A geração de energia a partir de RSU tem a vantagem de prover energia elétrica e de resolver o problema das emissões de metano decorrentes da decomposição natural dos resíduos. Pois, o potencial de aquecimento global na queima do resíduo (emissão de CO_2) é menor do que o da decomposição (emissão de CH_4), que permite o balanço de CO_2 seja nulo no caso de oxidação completa (HENRIQUES, 2004).

O potencial energético do biogás varia em função da presença de metano em sua composição: quanto mais metano, maior seu poder calorífico. Quando este é originário de aterros, a proporção de metano é, em média, de 50%, quando é gerado em reatores anaeróbios a concentração média é mais elevada, atingindo 65% (ALVES, 2005).

Atribui-se o nome de biogás à mistura gasosa, combustível, resultante da fermentação anaeróbia da matéria orgânica. A proporção de cada gás na mistura depende de vários parâmetros, como o tipo do reator e o substrato a digerir. De qualquer forma, esta mistura é essencialmente constituída por metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2), estando o seu poder calorífico diretamente relacionado com a quantidade de metano existente na mistura gasosa (Quadro 2). O biogás pode ser proveniente de resíduos sólidos ou líquidos, de origem rural, urbano ou industrial (CENBIO, 2004).

Quadro 2: Características dos gases presentes no biogás

Gás	Fórmula	Conc. Típica	Densidade (Kg/m ³)	Potencial Calorif. (kJ/m ³)	Limite Explosivo	Solub. Água (g/L)	Propriedades Gerais
Metano	CH ₄	45-60%	0,717	35.600	5-15%	0,0645	inodor, incolor, asfixiante e inflamável
Dióxido de carbono	CO ₂	40-60%	1,977	----	----	1,688	inodor, incolor, asfixiante
Nitrogênio	N ₂	2-5%	1,250	----	----	0,019	inodor, incolor
Oxigênio	O ₂	0,1-1,0%	1,429	----	----	0,043	inodor, incolor
Sulfeto de Hidrogênio	H ₂ S	0-70ppm	1,539	12.640	4,3-45,5%	3,846	inolor, muito toxico
Hidrogênio	H ₂	0-0,2%	0,090	10.760	4-74%	0,001	inodor, incolor, não tóxico e inflamável
Monóxido de Carbono	CO	0-0,2%	1,250	----	12,5-74%	0,028	inodor, incolor, tóxico, inflamável

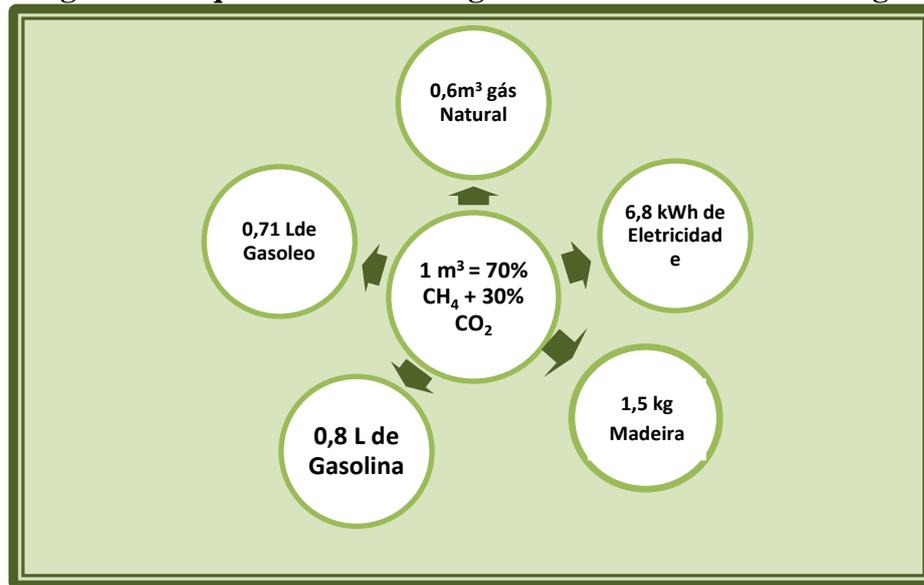
OBS.: Densidade. do ar atmosférico $\approx 1,29\text{kg/m}^3$

Fonte: Adaptado de Tchobanoglous *et al.* (1993); Maciel (2003); Alves (2005)

A emissão descontrolada do biogás produzido na decomposição anaeróbia da matéria orgânica pode ser uma ameaça ao ambiente, gerando odores desagradáveis, oferecendo ainda riscos de explosão em concentrações entre 5 e 15% no ar. O biogás pode ser também um problema global, pois é formado por cerca de 60% de metano que é um gás causador do efeito estufa. O uso do biogás produzido nos aterros pode promover vários benefícios para os governos locais, estimulando a adoção de práticas de engenharia que maximizam a geração e a coleta do biogás, também reduzindo os riscos de contaminação do meio ambiente (ENSINAS, 2003; SILVA, 2012).

O biogás, devido ao seu alto conteúdo de metano, pode ter um poder calorífico um pouco superior à metade do poder calorífico do gás natural, dependendo assim da composição de metano presente, podendo variar entre 5000 – 6000 kcal/m³. Se o biogás contiver 60% de metano, o seu poder calorífico é de 5,500 kcal/m³ (6,4 kWh/Nm³). Na Figura 11, podem-se observar algumas equivalências do biogás em relação a outras fontes de energia (ANASTÁCIO, 2010).

Figura 11: Equivalências do biogás com outras fontes de energia



Fonte: Adaptado de Anastácio, 2010.

O biogás pode ser considerado uma fonte de energia renovável, várias vantagens sociais, ambientais, estratégicas e tecnológicas podem ser observadas já que diversos incentivos como os projetos de comercialização de créditos de carbono, têm sido utilizados principalmente por países da União Européia (FIRMO, 2006; ALVES, 2008).

2.8 Uso do biogás no Brasil

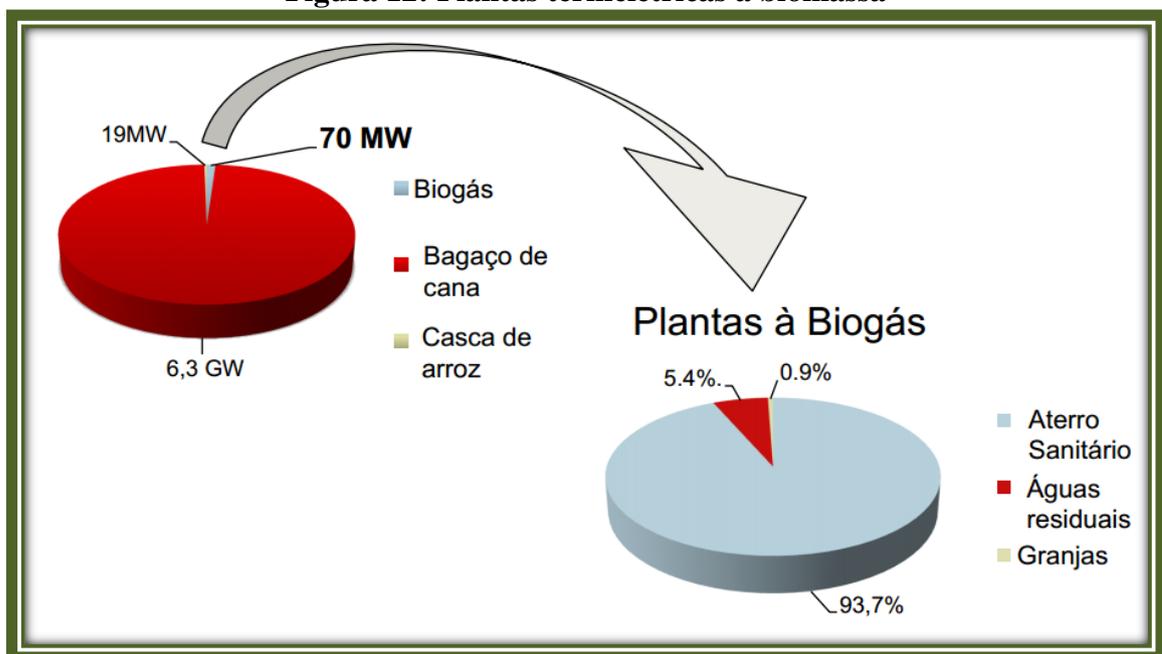
O Brasil tem se empenhado para manter o equilíbrio entre as suas fontes de energia renováveis e tradicionais. As iniciativas para a produção do biogás no Brasil ainda são lentas, principalmente quando é feito um comparativo com o panorama internacional. A expectativa é que o investimento neste setor resulte em reflexos significativos na matriz energética do país. No setor agrícola, por exemplo, as granjas de suínos utilizam o processo de digestão anaeróbica para tratar as águas residuais da limpeza das pocilgas e dejetos, e assim produzir biogás para, em seguida, convertê-lo em energia elétrica ou energia térmica.

O interesse pelo biogás, no Brasil, intensificou-se nas décadas de 70 e 80, especialmente, entre os suinocultores. Programas oficiais estimularam a implantação de muitos biodigestores focados, principalmente, na geração de energia, na produção de biofertilizante e na diminuição do impacto ambiental. Os objetivos dos programas governamentais eram de reduzir a dependência das pequenas propriedades rurais na aquisição de adubos químicos e de energia térmica para os diversos usos (cozimento, aquecimento, iluminação e refrigeração), bem como, reduzir a poluição causada pelos dejetos animais e

aumentar a renda dos criadores. Infelizmente, os resultados não foram os esperados e a maioria dos sistemas implantados, acabaram sendo desativados, em função da queda de valor dos créditos de carbono. Atualmente esses projetos ganham força apenas pelos gastos com geração de energia (ICLEI, 2009).

No final da década de 90, a geração de energia elétrica, que até pouco tempo não era considerada nos projetos, passou a ter importância no Brasil, dando um novo impulso ao uso do biogás. Atualmente, a geração de energia elétrica a partir do biogás está em expansão, principalmente nos aterros sanitários, como apresenta a Figura 12.

Figura 12: Plantas termelétricas à biomassa



Fonte: ANEEL, 2011.

3 METODOLOGIA

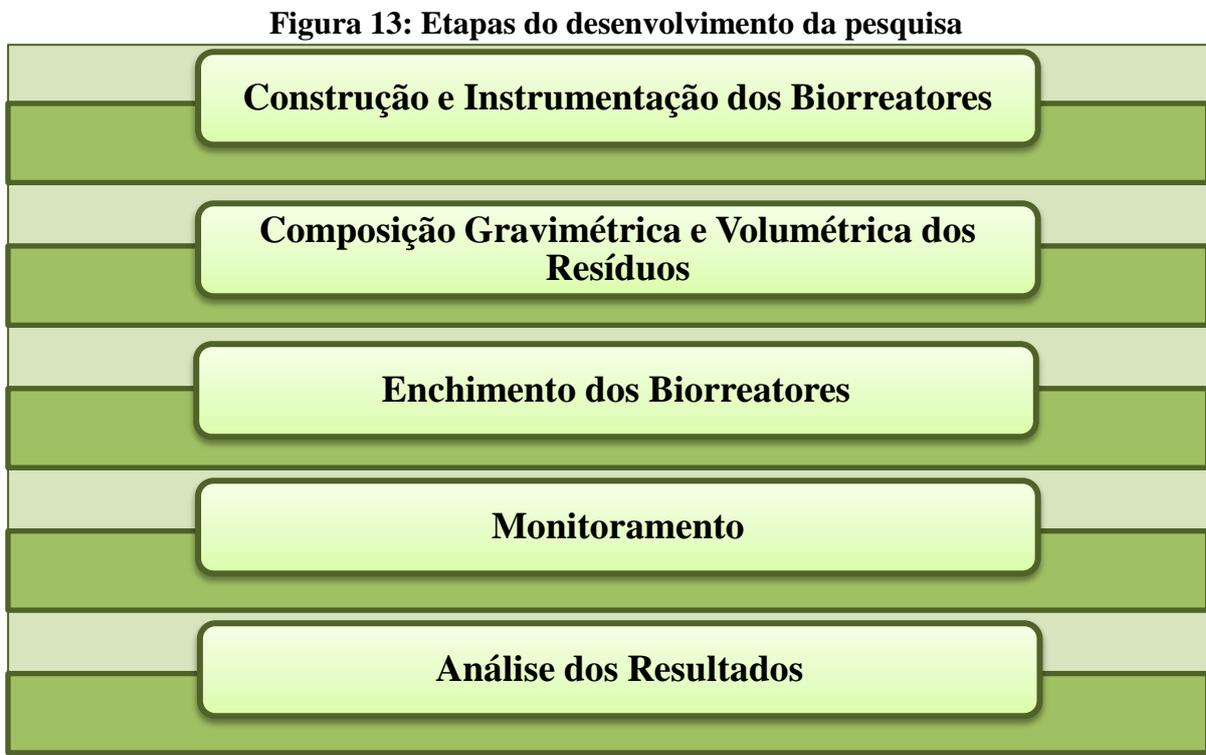
3.1 Caracterização da área de estudo

O projeto foi desenvolvido na Universidade Federal de Campina Grande, localizada na mesorregião Agreste do Estado da Paraíba, nos laboratórios de Geotecnia Ambiental (GGA) e de Saneamento, mediante parceria entre a Universidade Federal de Pernambuco, e a Escola Estadual de Ensino Médio Severino Cabral, Campina Grande.

3.2 Procedimento experimental

O procedimento experimental utilizado nesta pesquisa constituiu das etapas de construção dos biorreatores de bancada, instrumentação, testes, ajustes, composição gravimétrica e volumétrica dos resíduos, enchimentos, coleta de amostras de resíduos orgânicos, monitoramento dos parâmetros de temperatura, teor de umidade, pH, alcalinidade total, ácidos voláteis, sólidos voláteis, nitrogênio amoniacal, quantificação de micro-organismos, testes de fitotoxicidade e concentrações dos gases.

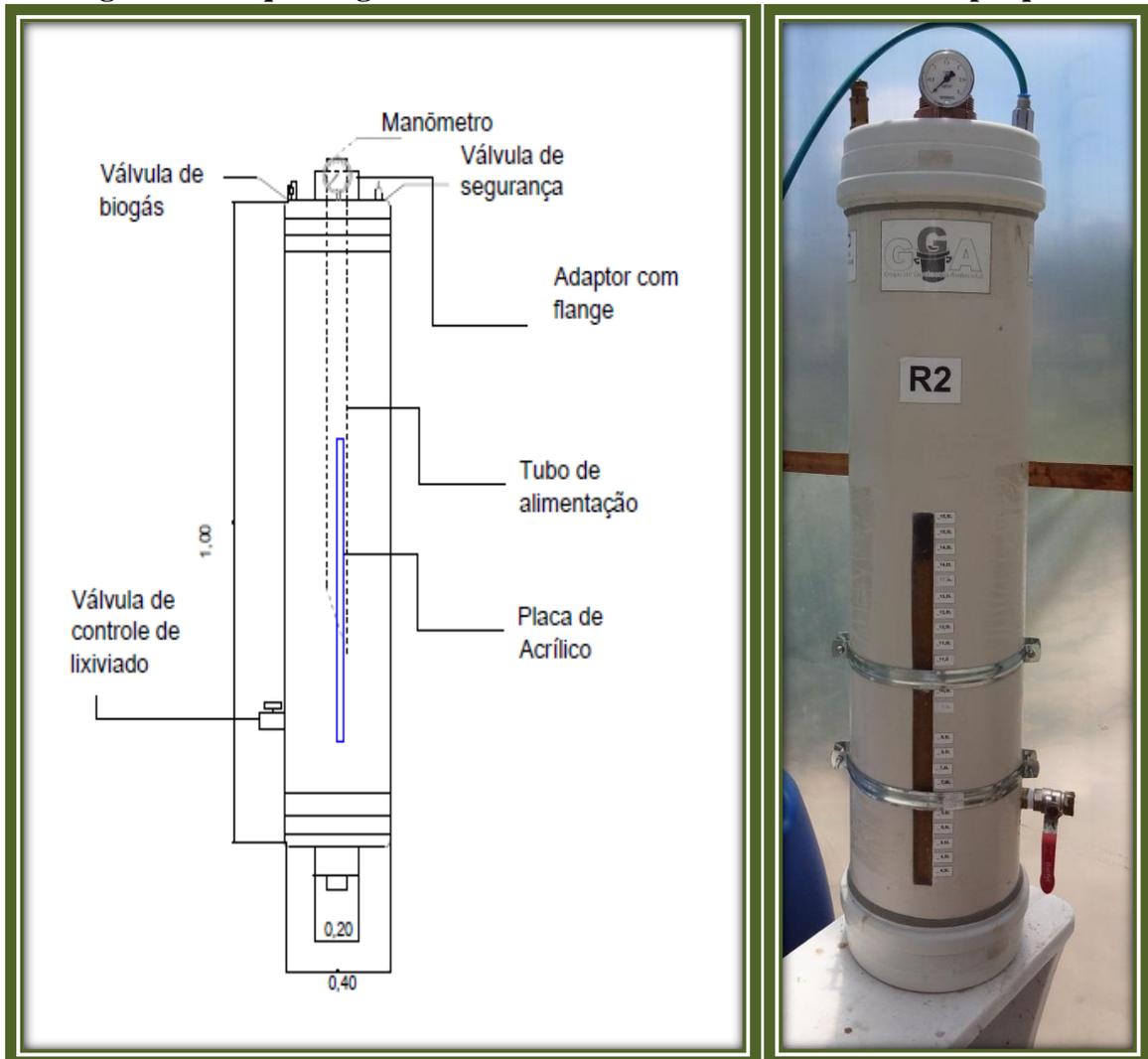
A Figura 13 mostra as etapas do desenvolvimento da pesquisa, desde a construção dos biorreatores até a análise dos resultados obtidos.



3.3 Construção e Instrumentação dos Biorreatores

Foram confeccionados dois biorreatores de bancada com seção transversal circular em tubos de PVC (Figura 14), com dimensões de 0,90m de altura e 0,2m de diâmetro interno, com um volume de $0,028\text{m}^3$. Esse formato em estrutura cilíndrica rígida com seção transversal circular facilita a distribuição dos resíduos no seu interior e as pressões laterais na parede interna dos biorreatores.

Figura 14: Esquema geral do biorreator de bancada utilizados na pesquisa



Para o desenvolvimento de microrganismos anaeróbios o sistema foi isolado hermeticamente com o uso de dois *caps* nas extremidades superior e inferior dos biorreatores de bancada (Figura 14). No *cap* superior, foi introduzido um manômetro de $3,0\text{ kgf/cm}^2$; uma válvula de segurança; uma válvula para saída do biogás, que foi utilizada durante as leituras das concentrações dos gases. E, para diminuir a entrada de ar durante a realimentação dos

biorreatores, foi inserido um adaptador com flange, acoplada a um tubo de 0,04m de diâmetro e altura 0,70m, por onde os resíduos sólidos orgânicos e o inóculo (esterco bovino) a 15% foram adicionados.

Na lateral de cada tubo foi inserida uma válvula de esfera para retirada das amostras, e na parte frontal de um dos reatores, colocou-se uma placa de acrílico transparente, para observar o nível do líquido presente nos biorreatores de bancada.

3.3.1 Materiais, equipamentos e utensílios

Os biorreatores foram construídos com os materiais apresentado no Quadro 3.

Quadro 3: Principais materiais da instrumentação dos biorreatores

	Material	Descrição	Função
A		Tubo PVC de 0,200 m de diâmetro	Confinar os RSU para o tratamento anaeróbio.
B		Tubo de PVC de 0,040m de diâmetro	Para adição de amostras e insumos, com menor entrada de oxigênio para o meio.
C		Adaptador com flange para caixa água	Acoplado ao tubo de alimentação.
D		Plug PVC Roscável	Acoplado ao adaptador com flange para isolar do meio externo
E		Válvula de Segurança	Aliviar a pressão nos tubos para evitar o rompimento.
F		Manômetro	Utilizado para aferir a pressão em cada biorreator.
G		Torneira F/F mini do tipo Válvulas Esfera (Tipo Italiana)	Torneira acoplado em cada biorreator para coleta do Biogás
H		Válvula de Esfera	Utilizada para retirada das amostras de resíduos para análises

3.4 Caracterização dos resíduos

Os resíduos utilizados para o enchimento dos biorreatores foram provenientes da Escola Estadual Severino Cabral. Antes do enchimento dos biorreatores foi realizada a caracterização física dos resíduos da escola, com o objetivo de quantificar a produção total de resíduos da instituição em relação à massa e ao volume de cada material (papel, papelão, plástico, metal, vidro, compósitos, têxteis sanitários, matéria orgânica e outros).

Para que fosse possível a realização da caracterização física, houve o acondicionamento durante uma semana de todos os resíduos produzidos dentro da instituição. Os resíduos secos foram acondicionados em sacolas plásticas, já os orgânicos, ou seja, os restos alimentares foram colocados em tambores fechados, no qual evitava o aparecimento de vetores e o mau cheiro. Logo após esse período de acondicionamento dos resíduos, foram realizadas às composições gravimétricas e volumétricas.

As análises físico-químicas, fitotoxicidade e microbiológica foram realizadas apenas nos resíduos orgânicos, após a adição de água destilada e esterco bovino.

3.4.1 Composição gravimétrica

A composição gravimétrica para este estudo foi baseada na metodologia de Lipor (2000) com adaptações de Leite (2008) e Pereira *et.al.* (2010). Para a determinação da composição gravimétrica foram utilizados recipientes de aproximadamente 65 Litros (Figura 15). Primeiramente, os resíduos sólidos da escola, foram dispostos em uma lona plástica. Em seguida, realizou-se a triagem do material disposto na lona, na própria Escola, os resíduos encontravam-se misturados em sacolas plásticas e tambores. Estes materiais foram separados de acordo as seguintes categorias: papel, papelão, plástico, metal, vidro, compósitos, têxteis sanitários, matéria orgânica e outros. Posteriormente à triagem, o material já separado por categorias eram pesados em uma balança, para se determinar o percentual de cada componente presente nos resíduos através da determinação da massa destes em relação à massa total. Esse procedimento foi repedido diversas vezes, até que todo resíduo armazenado durante a semana fosse quantificado.

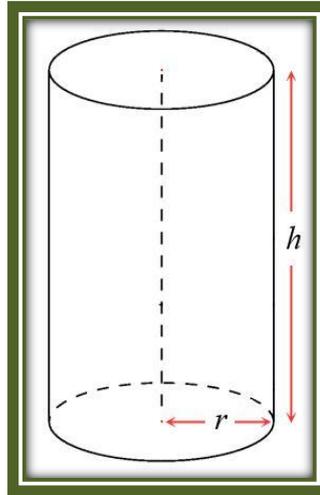
Figura 15: Determinação da composição gravimétrica



3.4.2 Composição volumétrica

A metodologia para a composição volumétrica dos resíduos sólidos foi baseada de acordo com Catapreta e Simões (2008), Mariano *et al.* (2007). Esse procedimento foi realizado após a caracterização gravimétrica, no qual, depois da pesagem mediu-se o volume dos resíduos soltos e compactados que estavam dispostos no recipiente. Vale destacar que o recipiente utilizado para se determinar a gravimetria e a volumetria foi cilíndrico (Figura 16).

Figura 16: Esquema do recipiente utilizado para a realização da composição volumétrica



O volume dos recipientes foi obtido através das medidas do diâmetro e da altura (Equação 1), que foi obtida com o auxílio de uma trena métrica

$$V = \pi \times r^2 \times h \quad Eq. (1)$$

Onde:

V: volume dos resíduos soltos

h: altura do recipiente;

r: raio do recipiente.

Para se determinar o volume dos resíduos soltos, simplesmente mediu-se o volume destes após a determinação da gravimetria. Posteriormente, os resíduos foram compactados com um soquete manual confeccionado pelo GGA para se determinar a volumetria dos resíduos compactados. O soquete foi confeccionado em concreto no molde do recipiente plástico utilizado, possuindo uma área de aproximadamente 0,580m², volume 0,0871m³ e peso 50kg.

A Figura 17 mostra a sequência da obtenção da composição gravimétrica e volumétrica dos resíduos dispostos nos biorreatores.

Figura 17: (A) Composição volumétrica dos resíduos, (B) compactação dos resíduos, (C) resíduos compactados e (D) medição da altura dos resíduos



3.5 Trituração da matéria orgânica

Após o processo de caracterização dos RSU da Escola Severino Cabral, foi retirada uma amostra de matéria orgânica, onde essa foi submetida às operações de trituração, diluição e caracterizações microbiológicas, físico-químicas e fitotoxicidade. Para trituração dos resíduos, utilizou-se um triturador de resíduos orgânicos TR 200 (Figura 18), o que proporcionou uma maior homogeneização da amostra de resíduos orgânicos. Vale salientar que a trituração promove uma redução do tamanho das partículas, tornando a matéria orgânica apropriada e mais homogênea para aceleração da digestão anaeróbia. A Figura 18 mostra a sequência de operações de trituração e homogeneização dos resíduos orgânicos.

Figura 18: (A) Resíduos orgânicos, (B) triturador de resíduos orgânicos TR 200, (C) trituração dos resíduos orgânicos, (D) aparência dos resíduos triturados



3.6 Enchimentos dos Biorreatores de Bancada

Após o processo de trituração dos resíduos orgânicos, retirou-se uma amostra de 25 Kg desse material (Figura 19 A), e adicionou-se 14L de água destilada, para estabelecer condições de umidade iniciais para cada biorreator. Em seguida, a amostra foi submetida à adição de 3,750Kg de esterco bovino (inóculo) (Figura 19B), o que corresponde a 15% da massa de resíduos, considerada ideal para o melhor desempenho de biorreatores (LOPES et al, 2003).

Deve-se salientar que esterco bovino é um inóculo em potencial já que os microrganismos metanogênicos representam cerca de 40% de sua micro fauna (PRAMOD, 2011). Além disso, é um resíduo que pode ser adquirido sem custo algum ou muito baixo. O

esterco (Figura 18 B) foi coletado no Distrito de Ribeira, Cabaceiras – PB, e armazenado em saco plástico em temperatura ambiente até a sua utilização como inóculo.

Posteriormente, retirou-se 15L da mistura (matéria orgânica triturada + esterco + água) (Figura 19 C) e procedeu-se o enchimento de cada biorreator com ajuda de um funil de plástico (Figura 19 D).

Figura 19: (A) Amostra de matéria orgânica triturada, (B) esterco bovino (inóculo), (C) mistura dos resíduos (matéria orgânica + esterco + água) e (D) enchimento dos biorreatores



3.7 Construção da Estufa

Com o intuito de aumentar a temperatura interna dos biorreatores, construiu-se uma estufa dentro da própria UFCG, no campus de Campina Grande. Essa estufa foi

confeccionada em madeira e revestida com filme plástico extra longa vida, 150 micras de espessura, contendo aditivos anti-UV.

Em dias de alta incidência, a estufa apresentava diferenças de até 15°C em relação à temperatura externa, o que promovia também um aumento na temperatura da mistura de resíduos contida dentro dos biorreatores, favorecendo o processo de degradação dos resíduos pelos micro-organismos.

Figura 20: Estufa para aumento da temperatura interna dos biorreatores



A estufa não só promove o aumento de temperatura durante o dia, mas evita a perda rápida de calor durante a noite.

3.8 Monitoramento dos biorreatores

Após o enchimento dos biorreatores de bancada com os resíduos orgânicos, iniciou-se a fase de monitoramento, onde se objetivou analisar a evolução temporal do processo de degradação destes resíduos e a concentração de gases. Estes dados foram obtidos através da instrumentação inserida nos biorreatores de bancada, que permitiu a coleta das amostras para a determinação de parâmetros, físicos, físico-químicos, microbiológicos, toxicidade, e dos gases, com medições *in situ* e em laboratório por meio de sacos coletores.

3.8.1 Coleta das amostras semi- sólidas

Para coletar amostras, inicialmente, promovia uma agitação nos biorreatores de forma lenta para evitar a ruptura das células bacterianas e, também, obter uma mistura homogênea, uma vez que os biorreatores não possuíam misturadores. Em seguida, abria-se a válvula de esfera na lateral, então, retirava-se uma amostra de aproximadamente 250mL (Figura 21) de cada um dos biorreatores. Estas amostras eram encaminhadas para o laboratório de Geotecnia Ambiental para realização das análises de teor de umidade, sólidos voláteis, ácidos voláteis, alcalinidade, pH, toxicidade, bactérias aeróbios e fungos, já as análises de nitrogênio amoniacal eram realizadas no laboratório de saneamento.

A coleta de amostras de resíduos orgânicos era realizada quinzenalmente.

Figura 21: Coleta das amostras



3.8.2 Análises *in situ* e laboratoriais

Foram realizadas as seguintes análises:

- **Análises microbiológicas:** aeróbias e fungos.
- **Análise de toxicidade:** fitotoxicidade
- **Análises físicas:** teor de umidade.
- **Análises físico-químicas:** pH, sólidos voláteis, ácidos voláteis, alcalinidade e nitrogênio amoniacal.
- **Análises dos gases:** Dióxido de Carbono (CO₂), Oxigênio (O₂), Metano (CH₄), Monóxido de Carbono (CO) e Gás Sulfídrico (H₂S).

3.8.3 Análises Microbiológicas

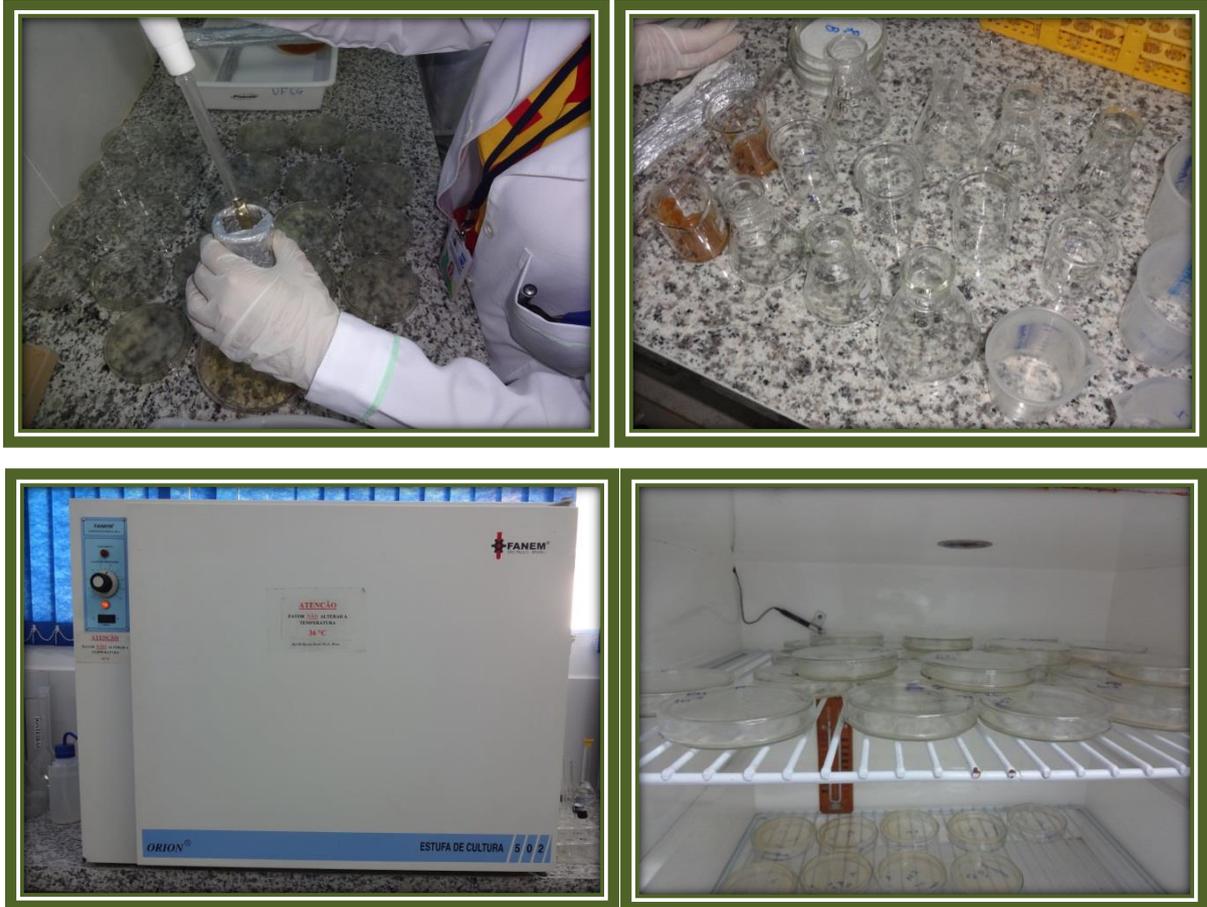
As análises microbiológicas foram realizadas para quantificar os micro-organismos aeróbios e as colônias fúngicas, para relacioná-los a produção de biogás.

3.8.3.1 Bactérias aeróbias totais

Inóculo

Pesou-se 10g de amostras de resíduos orgânicos coletadas de cada biorreator e estas foram diluídas em 90mL de água destilada em recipientes separados. Para as análises de bactérias aeróbias totais foram usadas diluições de 10⁻¹ até 10⁻⁶. Destas diluições foram utilizadas as de 10⁻³ a 10⁻⁶ por serem mais representativas na contagem de colônias. Assim, destas diluições selecionadas foi retirada 0,1ml de amostra de resíduos orgânicos diluídas em água destilada, com o auxílio de uma pipeta graduada de 1ml. Após pipetadas em placas de Petri e espalhadas na superfície do meio com uma alça de Drigalski, foram realizadas 3 repetições para cada diluição selecionada com meio “Plate Count Agar (PCA)”. Após este procedimento as placas foram colocadas em estufa a 36,5°C, durante 48 horas (Figura 22). Em seguida foi realizada a contagem do número de colônia (Unidade Formadora Colônia) (APHA, 2005) para a análise dos resultados.

Figura 22: (A e B) Recipientes com as amostras diluídas, (C) Estufa a 36,5°C, (D) Placas Incubadas dentro da estufa



Contagem de bactérias aeróbias totais

Após o período de 48 horas, verificou-se em qual diluição foi possível fazer a melhor contagem de micro-organismos em placas triplicatas para obter-se resultados representativos. Posteriormente, na diluição escolhida, fez-se o cálculo efetuando-se a média do número de colônias das três placas multiplicando-se pela diluição correspondente.

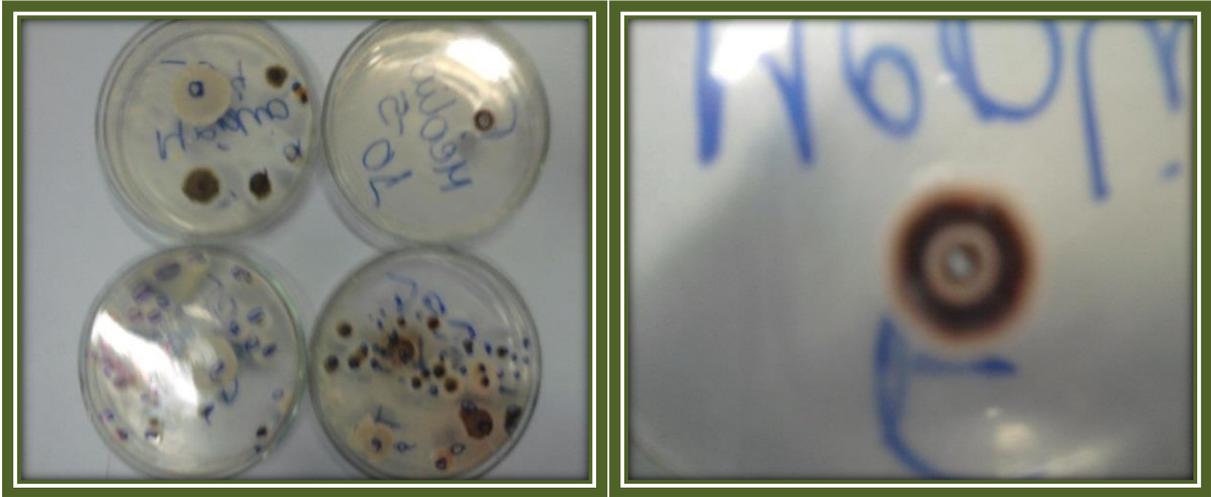
O método de contagem em placa é a técnica mais utilizada na determinação do tamanho de uma população bacteriana. A grande vantagem deste método é que as células viáveis são quantificadas.

3.8.3.2 Fungos

Os fungos se desenvolvem em meios especiais de cultivos, como o meio ágar-sabouraud, formando colônias leveduriformes, que em geral apresentam aspecto pastoso ou cremoso e, colônias filamentosas que são caracterizadas por aspectos aveludados,

algodonosas, pulverulentas ,com os mais variados tipos de pigmentação (TRABULSI, 2005, MEIRA, 2009) (Figura 23).

Figura 23: Colônia de fungos



Preparação do meio cultivo

Em um béquer, com o auxílio de um bastão foi diluído ágar-sabouraud (19,5g) e cloranfenicol (0,15g) em água destilada (300mL). Posteriormente o conteúdo foi adicionado em 30 placas de Petri (10mL) as quais foram autoclavadas e por fim armazenadas na geladeira (APHA, 2005).

Inoculação da amostra

As amostras de resíduos orgânicos destinada às análises de fungos (10 g) foram diluídas de 10^{-1} até 10^{-6} em Erlenmeyer estéreis, dotados de 90mL de água destilada. Em seguida, selecionou-se as diluições de 10^{-3} até 10^{-6} por serem mais representativas na contagem de colônias de fungos. Assim, destas diluições selecionadas foi retirada 0,1ml de amostra de resíduos orgânicos diluídas em água destilada, através de uma pipeta graduada de 1ml e, após pipetadas em placas de Petri estas foram espalhadas na superfície do meio com o auxílio de uma alça de Drigalski. Foram realizadas 3 repetições para cada diluição selecionada com meio “Agar-sabouraud”. Em seguida as placas contendo às amostra diluídas foram incubadas a 35°C durante um período de 5 a 7 dias , onde, passado esse período, foi realizada a contagem e cálculo das UFC fúngicas (APHA, 2005) para a análise dos resultados.

3.8.4 Toxicidade

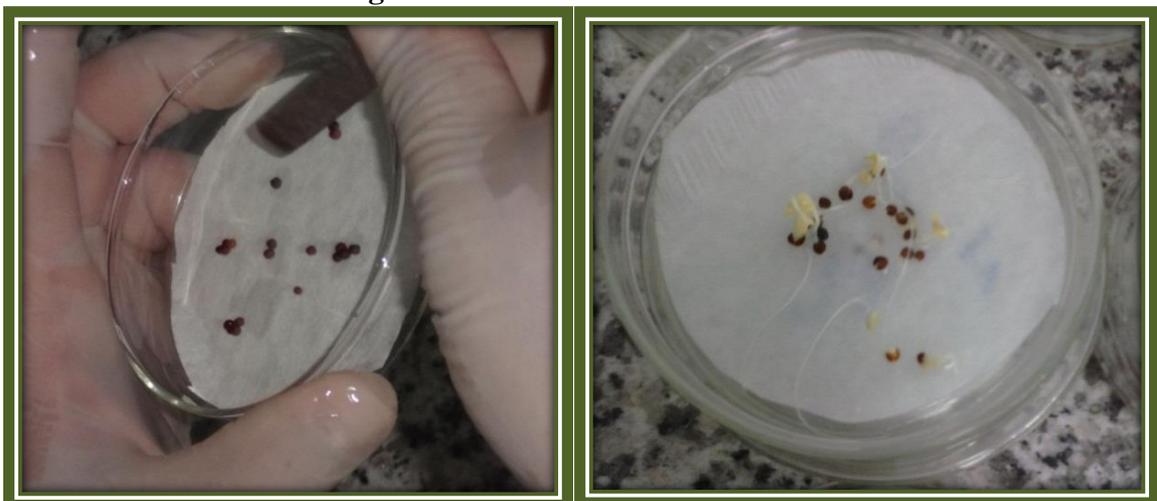
3.8.4.1 Fitotoxicidade

A avaliação do nível de toxicidade presente nos biorreatores foi realizada por meio de testes de fitotoxicidade. Esses testes foram realizados segundo (TÍQUIA & HODGKISS, 1996). O procedimento para as análises consistiu em semear sementes de tomate (*Lycopersiconlycopersicum*) e repolho (*Brassicaoleraceae*) em amostras de resíduos orgânicos diluídos. Os resíduos orgânicos foram analisados quanto à fitotoxicidade após a homogeneização com esterco bovino, antes do preenchimento nos biorreatores de bancada e durante o monitoramento do processo.

Essas amostras, após coletadas, foram diluídas em água destilada para realização das análises laboratoriais. O processo de diluição dos resíduos foi feito com 10g da amostra diluída em 90ml de água destilada.

As sementes utilizadas nestes testes passaram inicialmente por um processo de lavagem em água destilada e desinfecção. Em seguida, foram colocadas em placas de Petri contendo papéis de filtro, a fim de receberem a amostra de resíduos sólidos orgânicos para posterior incubação em estufa BOD (Demanda Bioquímica de Oxigênio), por um período de 5 dias. As análises foram realizadas em triplicatas, utilizando-se diversas diluições de 10^{-1} a 10^{-6} , sendo escolhida a diluição de 10^{-3} , por apresentar a melhor forma de contagem. Após o período de 5 dias, as sementes eram analisadas e observados os seus índices de germinação (GRS) e crescimento relativos (CRR) (Figura 24).

Figura 24: Testes de Fitotoxicidade



As Equações (2) e (3) mostram como se calcula a germinação e o crescimento relativo da raiz:

Germinação Relativa da Semente (GRS):

$$GRS (\%) = \frac{\text{número de sementes germinadas}}{\text{número de sementes germinadas no controle}} \times 100 \quad \text{Eq. (2)}$$

Crescimento Relativo da Raiz (CRR):

$$CRR (\%) = \frac{\text{média do comprimento da raiz}}{\text{méd. do compr da raiz do controle} \sqrt{\text{cresc da raiz do controle}}} \times 100 \quad \text{Eq. (3)}$$

3.8.5 Parâmetros físicos

As análises físicas dos Resíduos Orgânicos objetivou auxiliar nos estudos sobre as interferências dos fatores ambientais e operacionais na produção de biogás no interior dos biorreatores de bancada. As metodologias utilizadas para determinação da caracterização física dos resíduos estão descritas no Quadro 4, referente à etapa de monitoramento. As análises foram realizadas *in situ* e no laboratório de Geotecnia da Universidade Federal de Campina Grande.

Quadro 4: Parâmetros físicos avaliados nos biorreatores

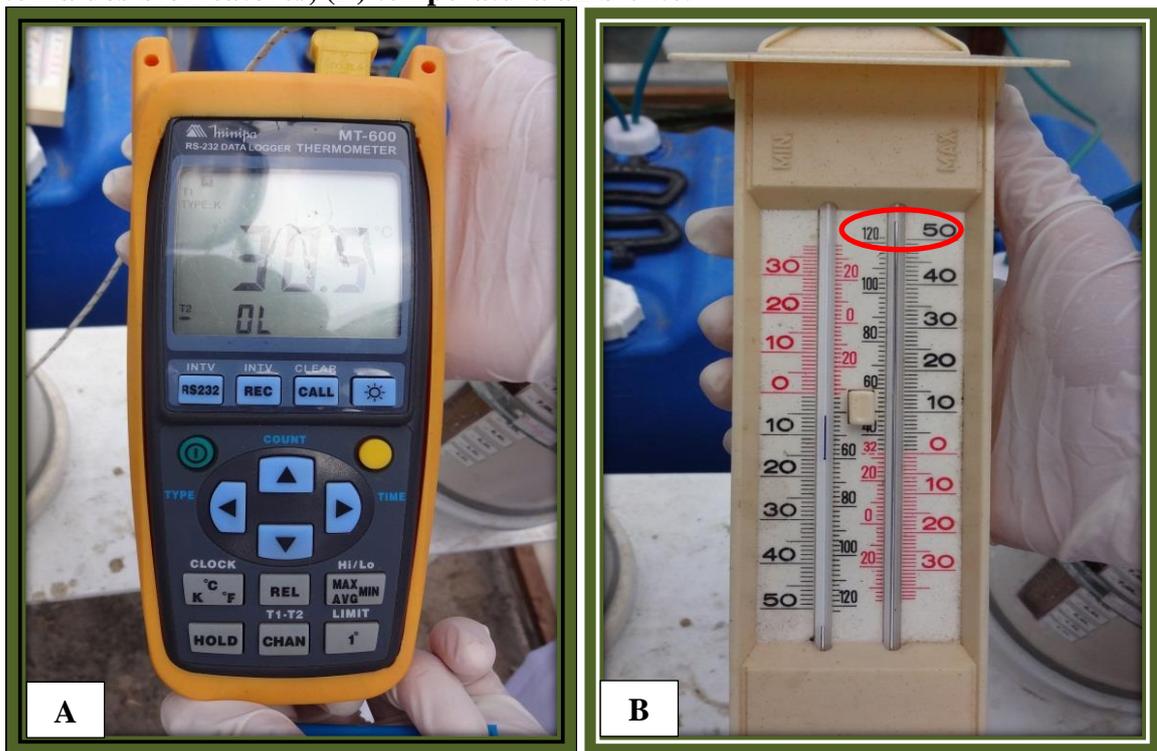
Parâmetros	Métodos
Teor de Umidade	NBR 6457 (ABNT, 1986a); Manassero <i>et al.</i> (1996)
Temperatura	Metodologia própria

3.8.5.1 Temperatura

O monitoramento da temperatura no interior dos biorreatores foram realizados *in situ* com o auxílio de um termômetro conectado a um termopar instalado na parte inferior de cada biorreator.

Para medição foi utilizado um termômetro digital MT-600 com precisão de leitura de aproximadamente 0,1% e a ele foi conectado aos termopares, que consistem em um par de metais de cobre e cromo unidos em uma ponta, que são sensíveis à temperatura, gerando desta forma uma corrente elétrica proporcional à temperatura. E para monitorar a temperatura ambiente, ou seja, a temperatura dentro da estufa utilizou-se um termômetro de mercúrio - 016116. A Figura 25 mostra os termômetros utilizados nesta pesquisa.

Figura 25: Termômetros utilizados na medição das temperaturas: (A) temperatura interna dos biorreatores, (B) temperatura ambiente.



3.8.5.2 Teor de umidade

O monitoramento do teor de umidade nos resíduos orgânicos foi realizado conforme metodologia de Manassero *et al.* (1996), pelo método da base úmida. Para isso, 10g da amostra dos resíduos orgânicos foram pesadas, em balança digital, e encaminhadas para secagem em estufa a 60°C por um período de 24 horas.

Após esse período foi feita a pesagem do material seco e então determinada a umidade da amostra de resíduos. Assim, o teor de umidade foi expresso pela quantidade de água perdida durante o processo de secagem. Os cálculos para determinação do teor de umidade foram expressos pela Equação 4.

$$T = \frac{P_i - P_f}{P_i} \times 100 \quad \text{Eq. (4)}$$

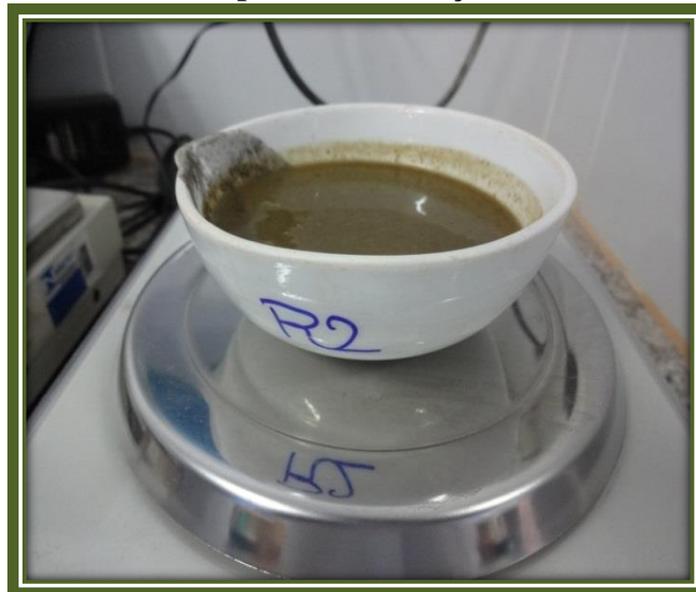
Onde:

T: Teor de Umidade (%);

P_i: peso inicial (g);

P_f: peso final (g).

Figura 26: Amostras para determinação do teor de umidade



3.8.6 Parâmetros físico-químicos

As análises físico-químicas indicam a evolução do processo degradativo da massa de resíduos e conseqüentemente a concentração de biogás no interior dos biorreatores de bancada. Para as análises laboratoriais dos resíduos orgânicos, durante a fase de execução foram realizadas adaptações nas metodologias utilizadas em outras áreas do conhecimento. Os parâmetros abordados neste trabalho estão apresentados no Quadro 5 e suas metodologias estão detalhadas a seguir. Todas estas análises foram realizadas no laboratório Geotecnia

Ambiental e apenas a de nitrogênio amoniacal foi realizada no laboratório de saneamento. As análises físico-químicas foram realizadas antes do preenchimento dos biorreatores de bancada e durante o processo de biodegradação dos resíduos orgânicos.

Quadro 5: Parâmetros físico-químicos avaliados nos biorreatores

Parâmetros	Métodos
pH, Alcalinidade Total, Ácidos Voláteis, Nitrogênio Amoniacal	Standard Methods (AWWA/APHA/WEF, 2005) Manual de análises físico-químicas de águas de abastecimento e residuárias (Silva & Oliveira, 2001).
Sólidos Voláteis	WHO (1979)

3.8.6.1 pH

A determinação do pH foi realizada com a utilização de um potenciômetro e eletrodos (Figura 27). O princípio da medição eletrométrica do pH foi a determinação da atividade iônica do hidrogênio, utilizando o eletrodo padrão de hidrogênio, que consiste de uma haste de platina sobre o qual o gás hidrogênio flui a uma pressão de 101KPa (APHA, 2005).

Figura 27: Determinação do pH



Para realização do ensaio adicionou-se em um béquer 25 ml de amostra de resíduos sólidos contida nos biorreatores, agitando-a levemente com o auxílio de um agitador magnético. Em seguida introduziu-se o eletrodo nessa amostra e, quando estabelecido o equilíbrio, fez-se a leitura do pH.

4.8.6.2 Alcalinidade total

A alcalinidade total foi determinada segundo a metodologia do Standard Methods (AWWA/APHA/WEF, 2005). Anotado o valor do pH foi adicionado à amostra de resíduos orgânicos, ácido sulfídrico (H_2SO_4) de normalidade 0,1N (diluição de 2,8ml de ácido sulfídrico para 1l de água destilada) sob discreta agitação até atingir pH = 4,0, depois de estabilizado anotou-se o volume de ácido gasto na titulação. A Equação 5 foi utilizada para o cálculo da alcalinidade total.

$$AT = \frac{(N \times V_{\text{ácido}} \times 50000)}{VA} \quad Eq. (5)$$

Onde:

AT: alcalinidade total (mgCaCO₃/l);

Vácido: volume de ácido sulfídrico gasto na titulação (ml);

VA: volume da amostra (ml);

N: normalidade do titulante.

4.8.6.3 Ácidos voláteis

Os ácidos voláteis foram determinados utilizando-se a metodologia do Standard Methods (APHA, 2005), na qual se calibrou o pH da amostra de resíduos orgânicos para 3,0 e em seguida são levadas à fervura até reduzir o seu volume à metade (Figura 28). Após esfriar, novamente sobre agitação, elevou-se o pH para 4,0 com NaOH. Por fim, foi medido o volume de hidróxido de sódio necessário para calibrar o pH a 7,0. Desta forma os ácidos voláteis foram calculados a partir da Equação (6).

$$AT = \frac{N \times VT}{VA} \times 60000 \quad Eq. (6)$$

Onde:

AV = ácidos voláteis (mgHAC/L);

VT = volume de NaOH gasto na titulação (mL);

VA = volume da amostra (mL);

N =normalidade do NaOH (N).

Figura 28: Amostras da determinação de ácidos voláteis



4.8.6.4 Sólidos Voláteis

O teor de matéria orgânica é dado pela percentagem de massa perdida durante a calcinação em relação à massa total original.

Uma quantidade representativa de resíduos orgânicos foi pesada em uma balança digital, em capsulas de porcelana, e em seguida levadas a estufa a uma temperatura de 65°C por 24 horas. Após este tempo as amostras de resíduos foram calcinadas, ou seja, foram acondicionadas na mufla ate atingir gradativamente 550 °C por no mínimo duas horas, em

seguida as amostras foram resfriadas em um dessecador, logo após a este resfriamento estas capsulas foram pesadas em balança analítica e por diferença do peso foi determinado o teor de sólidos voláteis das amostras de resíduos conforme a Equação 7.

$$\% SV = \frac{P_i - P_f}{P_i} \times 100 \quad Eq. (7)$$

Em que:

SV= Sólidos Voláteis (%);

Pi = peso inicial (g);

Pf = peso final (g).

4.8.6.5 Nitrogênio Amoniacal

Adicionou-se 50 ml da amostra de resíduos orgânicos diluído em um tubo de digestão juntamente com 3 ml da solução tampão de borato e 3 gotas da solução de NaOH 6 N. A concentração da amônia foi recolhida em um erlenmeyer contendo uma solução de ácido bórico (coloração roxa), à medida que a amostra era destilada, a coloração mudava de roxa para verde. Coletou-se então aproximadamente 40 ml do destilado e titulou-se com ácido sulfúrico 0,02N (a solução na titulação voltou para a cor roxa), e com o volume gasto pode-se a partir da Equação 8 calcular o nitrogênio amoniacal do resíduo.

$$NH_3 = \frac{(VL \times N \times 14000)}{VA} \quad Eq. (8)$$

Em que:

VL= volume gasto na titulação com o acido sulfúrico (ml);

N= normalidade do titulante;

VA= volume da amostra (50 ml).

4.8.7 Monitoramento de gases

O monitoramento das concentrações dos gases nos biorreatores de bancada foi realizado através de análises em laboratório e *in situ* através do equipamento Drager X-am 7000 e seu volume através de um aparato de mangueiras e bombonas plásticas.

4.8.7.1 Monitoramento das concentrações de gases pelo Drager

Inicialmente, a coleta do Biogás era realizada utilizando os seguintes equipamentos: uma válvula de três saídas, uma seringa plástica de 75mm, e um saco amostrador acoplado a outra válvula de três saídas. Do biorreator de bancada projetava-se uma mangueira rígida no qual era coletado o biogás gerado. Uma seringa era conectada ao saco amostrador através de uma válvula de três saídas, que também era conectada a mangueira rígida do biorreator de bancada.

A válvula de três saídas permitia a coleta do gás contido no biorreator para a seringa, e em seguida para o saco amostrador. Com a válvula na posição aberta juntamente com a seringa, fazia-se movimentos de sucção do biogás para dentro da seringa, mudava-se a posição da válvula aberta da seringa para o saco amostrador e pressionava-se o êmbolo da seringa, empurrando o biogás para o saco amostrador. Após preencher o saco de biogás a válvula de três saídas era travada para evitar a fuga do gás. Esse processo era repetido diversas vezes até que a quantidade de biogás fosse o suficiente para as análises laboratoriais (Figura 29).

Uma vez que o biogás era succionado e armazenado no saco amostrador, este era transportado logo em seguida até o local de análise. Vale salientar que nos meses iniciais de coleta as leituras das concentrações de biogás eram realizadas na Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), no Laboratório de Geotecnia Ambiental, do Departamento de Engenharia Civil.

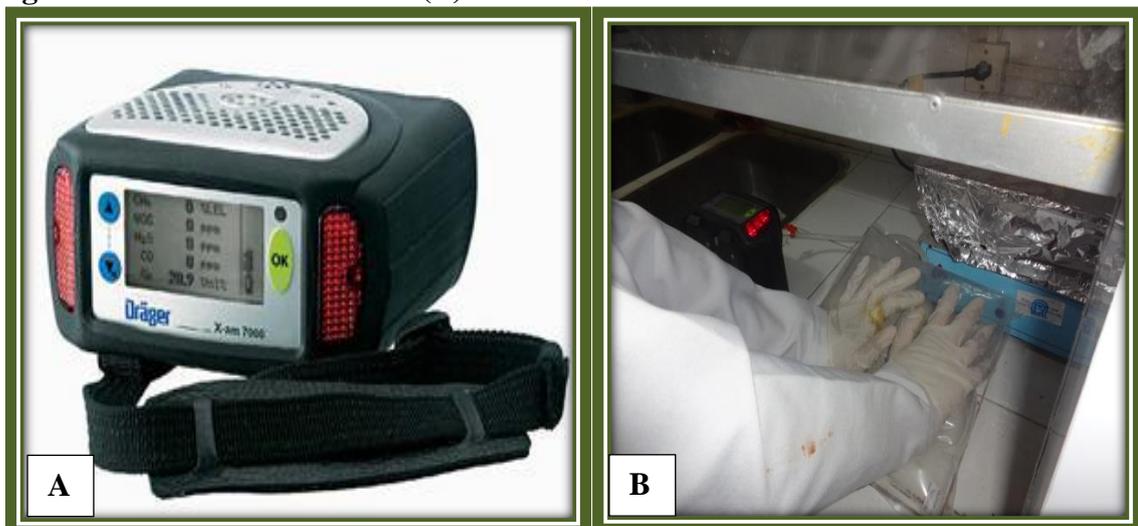
Figura 29: Realização da Coleta do Biogás nos Biorreatores



As leituras da concentração dos gases (CH_4 , CO_2 , O_2 , H_2S e CO) foram realizadas pelo detector portátil e automático de gases com infravermelho Dräger modelo X-am 7000 (Figura 30).

O equipamento (Dräger) é dotado de uma pequena bomba que faz a sucção do gás do saco amostrador e direciona o fluxo para os sensores de leitura. O procedimento de leitura da concentração consiste em: ligar o aparelho e verificar a calibração.

Figura 30: Detector portátil de gases Dräger X-am 7000 (A), leituras da concentração dos gases através do saco coletor (B)



Após a aquisição do detector de gases através do Laboratório de Geotecnia Ambiental da Universidade Federal de Campina Grande-UFCG, as leituras da concentração dos gases (CH_4 , CO_2 , O_2 , H_2S e CO) no interior dos biorreatores de bancada foram realizadas *in situ* (Figura 31), acoplando-se diretamente o aparelho ao biorreator, interligado pelo detector automático de gases com infravermelho do Drager. Portanto, as leituras dos gases foram realizadas através de dois métodos distintos, no que se refere à coleta; um método com o aparato de seringa, válvula de três saídas e saco amostrador para posterior leitura no drager e outro apenas com o drager acoplado a uma mangueira rígida ao biorreator de bancada.

Figura 31: Leitura das concentrações dos gases através do equipamento Drager



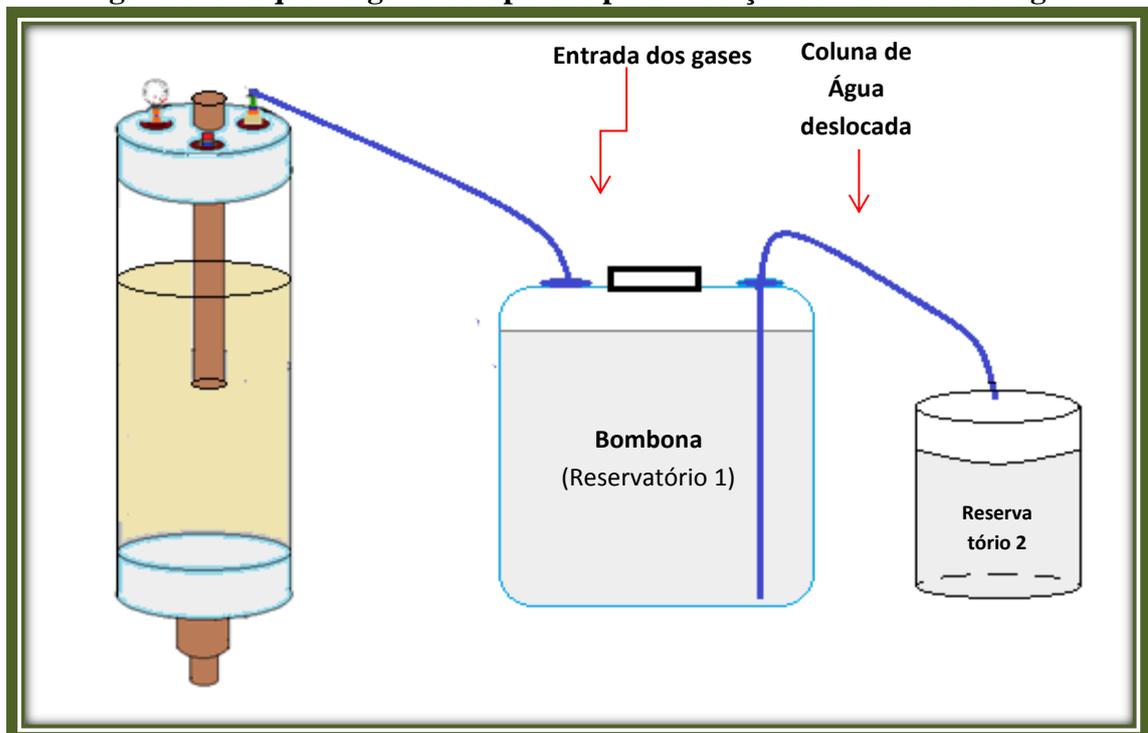
O resultado das concentrações obtido pelo método do drager é em torno de 5 minutos, ou até a estabilização das leituras, com as faixas de medição de acordo com a Quadro 6, para esse tipo de equipamento, tornando as análises viáveis pela praticidade, rapidez e pela margem de erro que é de apenas 5%, além de possibilitar medições *in situ*. É considerado na leitura das concentrações para os gases CH_4 , CO_2 , H_2S e CO o maior percentual acusado no equipamento.

Quadro 6: Características do equipamento de medição das concentrações dos gases

Equipamento	Gases	Parâmetro	Faixa de medição
DragerX-am 7000	CO ₂	Concentração	0 – 100%
	CH ₄		0 – 100%
	O ₂		0 – 25%
	CO		0 – 500 ppm
	H ₂ S		0 – 500ppm

4.8.7.2 Monitoramento do volume do Biogás

O volume de biogás, inicialmente, foi medido através de um aparato de reservatórios (50L) e mangueiras de plástico rígido interligado aos biorreatores. O gás produzido no biorreator era encaminhado através das mangueiras para uma bombona (Figura 32) que por sua vez liberava a água contida nesta bombona para um segundo recipiente. A água liberada era medida em uma proveta graduada (1000mL), que expressava de forma indireta o volume de biogás produzido nos biorreatores.

Figura 32: Esquema geral do aparato para medição do volume de biogás

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Neste capítulo serão abordados os resultados seguindo os objetivos traçados inicialmente, focando os aspectos volumétricos e gravimétricos dos RSU oriundos da Escola Estadual de Ensino Médio Severino Cabral, em seguida, analisados e discutidos os resultados concebidos do enchimento dos biorreatores pesquisados através dos parâmetros físicos, físico-químicos, fitotoxicidade, microbiológicos e conseqüentemente a concentração de biogás.

5.1. Caracterização inicial dos resíduos depositados nos biorreatores

Para o processo inicial foram realizadas as caracterizações físicas, físico-químicas, microbiológicas e a fitotoxicidade dos resíduos da Escola, estes parâmetros são importantes para compreender não só o comportamento geral dos biorreatores de bancada, mas também se há um adequado gerenciamento dos resíduos sólidos produzidos nessa instituição de ensino.

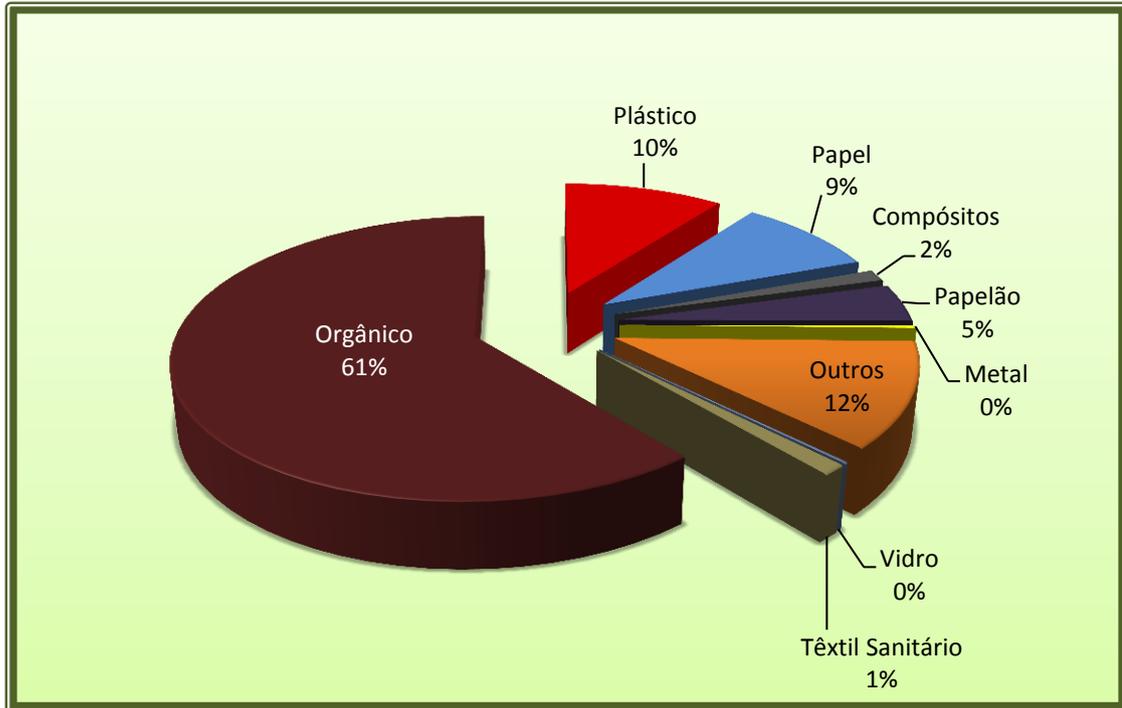
5.1.1. Caracterização física

5.1.1.1. Composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos

A composição gravimétrica dos RSU é uma importante informação para o planejamento de ações e intervenções relativas à gestão dos RSU. Somente através do conhecimento prévio dos percentuais, em peso dos diversos materiais constituintes dos resíduos sólidos, juntamente com a determinação de sua produção *per capita*, é possível a definição de parâmetros de projeto confiáveis, seja no dimensionamento de áreas e/ou volumes de aterros, seja na definição de outras estratégias para disposição final, recuperação ou reciclagem de parte dos resíduos (LIBÂNIO, 2002). Também é importante este estudo físico para se determinar qual é a percentagem de material orgânico que pode ser utilizado para a geração e produção de biogás.

A Figura 33 apresenta o resultado da caracterização física dos resíduos sólidos, da Escola, quanto ao seu percentual em peso, separados em matéria orgânica, papel, papelão, metal, vidro, plástico, têxtil sanitário, compósitos e outros.

Figura 33: Composição gravimétrica dos RSU da Escola Estadual de Ensino Médio Severino Cabral, Campina Grande, PB



Percebe-se através da Figura 33, que o maior percentual de resíduos sólidos é composto principalmente de matéria orgânica, atingindo um valor de 61%, seguido de outros tipos de materiais 12%, papel, 9%, plásticos, 10%, papelão, 5% e 3% dos demais compostos. Os valores para a matéria orgânica putrescível e plásticos são semelhantes aos encontrados por Melo (2011), em estudos de composição gravimétrica da cidade de Campina Grande/PB, onde obteve valores de 66% e 11%, respectivamente. Entretanto, o mesmo pesquisador verificou um total de 5% para os resíduos, papel e papelão. Estes percentuais são menores que os encontrados na Escola Severino Cabral, o que é justificado, pois as escolas demandam grandes quantidades de papeis e derivados, já que são matérias prima para esse setor. Já a menor presença de plásticos neste tipo de composição é devida as suas baixas massas específicas que contribuem para um reduzido valor em seu peso.

Na instituição de ensino pesquisada, parte do papel gerado é direcionada à reciclagem, ou a reutilização, no qual o verso do papel é utilizado como rascunho pelos alunos e professores, porém esse ato ainda não é uma constante, uma vez que se verificou uma quantidade significativa desse material acondicionado com os demais materiais que seriam encaminhados para o descarte final. Este tipo de atitude pode inviabilizar a reutilização e/ou reciclagem destes materiais, gerando desperdício tanto em nível ambiental como financeiro.

Metais e vidros não apareceram entre os resíduos coletados. Isto, possivelmente, ocorreu pela baixa geração desses materiais pelo corpo de funcionário, alunos e professores ou mesmo pelo fato de estes serem retirados antes de chegarem aos coletores de resíduos, uma vez que esses materiais são bastante procurados para revenda por serem totalmente recicláveis. O vidro e o alumínio, por exemplo, possuem um elevado valor comercial no mercado da reciclagem.

O elevado percentual de matéria orgânica encontrada é condizente, já que a escola funciona em tempo integral, o que faz com que os estudantes façam suas refeições no próprio estabelecimento de ensino. As refeições são fornecidas pela própria escola, e os resíduos produzidos são provenientes do preparo das comidas e dos restos de alimentos deixados pelos alunos, professores e funcionários. Este alto teor de matéria orgânica encontrada pode favorecer a geração de biogás, inclusive para o preparo das refeições em fogões adaptados para a queima deste combustível, e também para compostagem.

De acordo com Esperancini *et al.* (2007) e Dias *et al.* (2013), os benefícios da utilização do biogás, por meio da cogeração de energia elétrica e da substituição do GLP, pode chegar até R\$ 10.534,81 por ano dependendo das condições de operação e dos tipos de resíduos colocados nos biodigestores ou biorreatores.

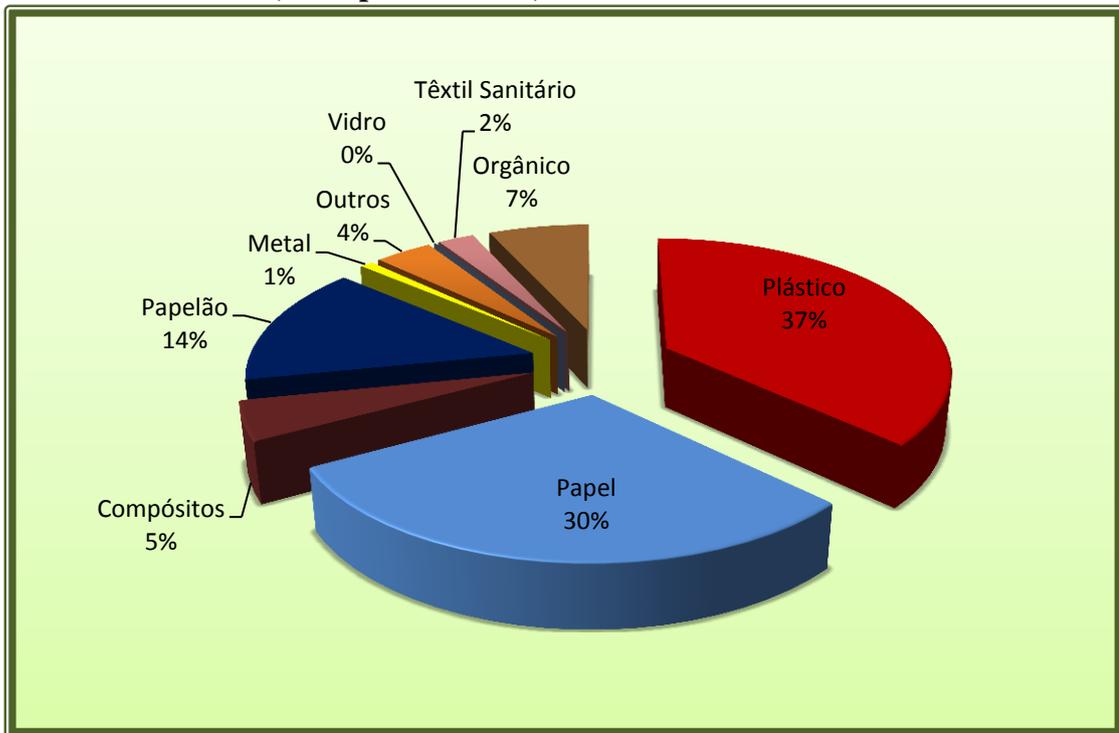
Deve-se destacar que a concentração de biogás, também, pode ser afetada pelo tipo de material orgânico e, ainda, nem toda a matéria orgânica é de fácil biodegradação o que pode causar diferenças na geração e produção de biogás (MELO, 2011).

4.1.1.2 Composição volumétrica dos resíduos sólidos urbanos

As Figuras 34 e 35 apresentam os resultados obtidos por meio da composição volumétrica dos resíduos sólidos soltos e compactados, respectivamente. Os resultados demonstram que a quantidade de papeis, plásticos, e matéria orgânica variaram bastante quando o percentual em massa é convertido para volume, indicando que estes compostos podem exercer grande influência no comportamento de aterros.

Os dados de composição volumétrica solta e compactada são semelhantes para alguns materiais como papel, papelão e têxteis sanitários quando comparados entre si. Essa semelhança pode ter ocorrido em função da própria força exercida na compactação ou devido à reduzida capacidade de compactação dos resíduos.

Figura 34: Composição volumétrica dos resíduos soltos da Escola Estadual de Ensino Médio Severino Cabral, Campina Grande, PB



Percebe-se através da Figura 34 que o volume de plástico, papel e papelão foi bastante elevado se comparados com a composição gravimétrica. O plástico obteve 37% em volume, pois é um material de baixa massa específica, mas que apresenta volumes excessivos. As mesmas situações ocorreram para o papelão (14%) e papel (30%). Deve-se frisar que os papéis tiveram aumento mais expressivos quando comparados aos papelões no que se refere à mudança de gravimetria para volumetria. Isto se deve aos papelões serem mais rígidos, diferentemente dos papéis que são mais flexíveis, explicando portanto, as diferenças nas volumetrias.

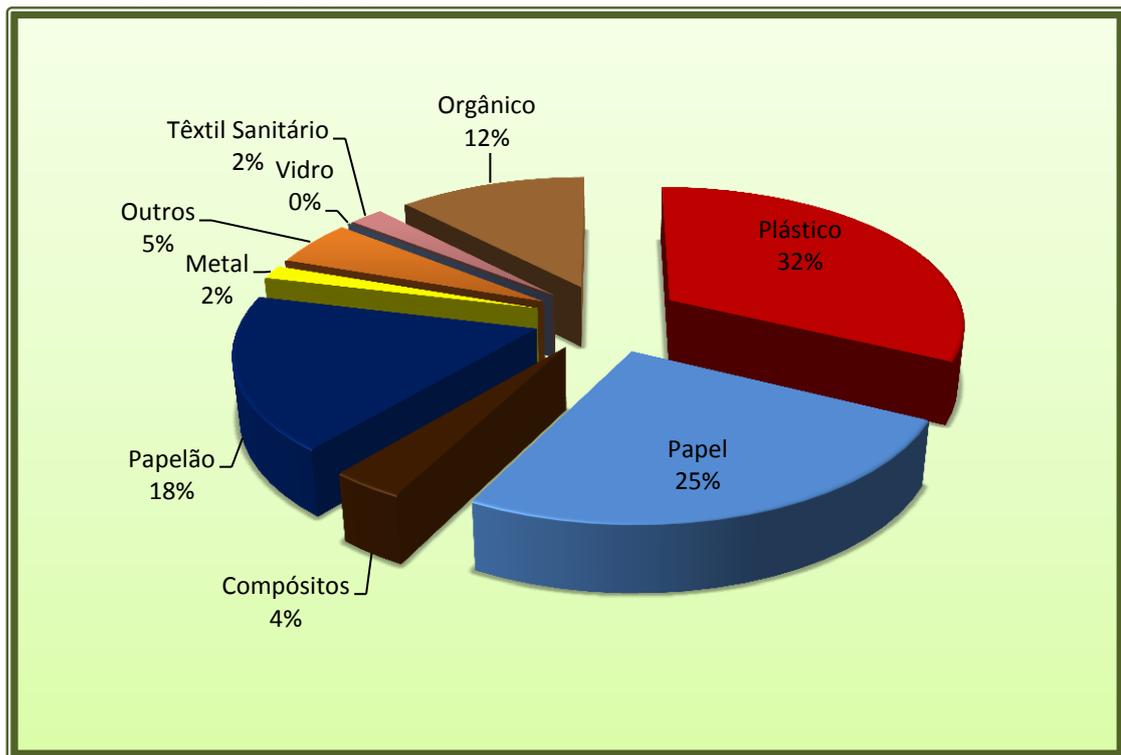
A quantidade excessiva de plásticos está associada à sua alta produção mundial, o que os tornam um produto barato, de fácil aquisição e rápida descartabilidade. Segundo Santana (2009), os resíduos plásticos representam de 15% a 20% do volume dos resíduos nos lixões ou aterro sanitário. O tempo de permanência destes materiais no ambiente é bastante elevado, sendo necessários de 4 a 5 séculos para se degradarem, isto é, transformarem-se em moléculas menores, atóxicas, inertes e que ocupem pouco espaço.

Os plásticos ocasionam vários danos ambientais, seja por liberar substâncias tóxicas altamente nocivas à saúde humana quando queimados, ou devido ao seu lento tempo de degradação, que faz com que eles persistam no meio ambiente, causando poluição. Segundo,

Mattei & Ecosteguy (2007), Garcez (2009) e Ribeiro (2012), se dispostos em aterros, os plásticos dificultam sua compactação e prejudicam a decomposição dos diferentes materiais biodegradáveis, por formar bolsões que afetam as trocas de líquidos e gases gerados no processo da degradação. E quando queimados, liberam uma fumaça altamente tóxica contendo substâncias químicas conhecidas como dioxinas, as quais apresentam um potencial cancerígeno considerável.

Ainda, com relação à volumetria dos resíduos soltos (Figura 34), a matéria orgânica ocupa apenas 7% do volume total dos resíduos. Em termos de composição gravimétrica a sua percentagem, como já comentada, foi de 61%. Valores baixos para a composição volumétrica da matéria orgânica já eram esperadas, pois este possui elevadas massas específicas comparadas aos papéis, papelões e plásticos.

Figura 35: Composição Volumétrica dos resíduos compactados da Escola Estadual de Ensino Médio Severino Cabral



Vale salientar, que o percentual de plásticos, papéis e papelão (Figura 34 e 35) tiveram valores significativos quanto à volumetria. No caso de plásticos a percentagem em peso foi de apenas 10%, mas em volume solto representou 37%. Para papéis os valores encontrados foram de 9% na composição gravimétrica e 30% na volumétrica, o que demonstra que esse tipo de material também ocupa grandes volumes nos aterros sanitários. Os valores para os

plásticos são semelhantes aos encontrados por Araújo (2011) e Melo (2011), em estudos de composição da cidade de Campina Grande, onde obteve valores de aproximadamente 11% e 29% de plásticos, na composição gravimétrica e volumétrica, respectivamente. Porém, para papéis e papelões houve uma elevada discrepância em relação aos valores obtidos nos estudos de Melo (2011), no qual a soma destes compostos correspondeu a 5% da massa total dos resíduos e 7% do seu volume, enquanto nas pesquisas realizadas na escola a soma total do peso de papel e papelão foi de 14% e o volume entorno de 44% para os soltos e compactados. Esses valores elevados para a Escola, como já explicado, se refere à natureza de atividades deste estabelecimento.

No estudo desenvolvido por Melo (2011), o percentual de matéria orgânica presente na gravimetria dos RSU da cidade de Campina Grande, foi semelhante ao encontrado nesta pesquisa, como já comentado anteriormente, porém observou-se uma elevada diferença em relação aos percentuais na volumetria solta e compactada, esse autor encontrou um percentual de 36% de matéria orgânica compactada, enquanto o volume compactado desse composto na escola correspondeu a 12%. Essa discrepância nos valores é justificada, pois como foi observado durante a caracterização, os resíduos da escola tinham características diferentes dos resíduos municipais separados para destinação final, e também pela forma de acondicionamento desses resíduos, uma vez que na escola, os resíduos eram acondicionados em tambores plásticos, o que não permitia a perda de água desse resíduos, diferentemente da forma que são guardados os resíduos nas residências até o descarte final, geralmente estes são colocados em sacolas plásticas, e em seguidas colocados nos caminhões coletores, misturados com os demais resíduos, permitindo a perda de umidade desses compostos e também a absorção de água pelos outros materiais.

Pode-se dizer que esses dados são importantes para direcionar a gestão de resíduos da Escola, que por ser uma instituição voltada à formação de indivíduos tem por objetivo capacitá-los para a busca de melhoria pessoal, com capacidade de desenvolver mecanismos que possibilite minimizar ou mesmo solucionar uma variedade de problemas, entre eles, aqueles relacionados às questões ambientais, tais como a geração, tratamento e destinação final dos resíduos sólidos, que hoje é um dos maiores problemas para os gestores públicos e para a sociedade em geral.

Através da caracterização dos resíduos sólidos da Escola Estadual Severino Cabral, observou-se a capacidade de geração de biogás pelo elevado teor de matéria orgânica encontrada nestes resíduos, e que sugere a viabilidade, do ponto de vista de tratamento dos RSU, utilizando reatores anaeróbios, com o aproveitamento do biogás gerado na

decomposição deste composto orgânico. Essa prática irá impedir o lançamento dos gases para atmosfera, evitar a contaminação do solo, das águas superficiais e subterrâneas, aumentar a vida útil dos aterros sanitários e, conseqüentemente, contribuir com a minimização dos problemas ambientais.

4.1.1.3 Temperatura

A temperatura é um parâmetro físico importante a ser observado na digestão anaeróbia, uma vez que esta pode alterar a atividade metabólica dos micro-organismos, influenciar nas taxas das reações enzimáticas e desnaturar enzimas e proteínas em geral (MENEZES, 2012). Segundo Melo (2011), as temperaturas no interior da massa de resíduos influenciam na atividade microbiológica, ocorrendo faixas ótimas de degradação para cada grupo de micro-organismo.

Vale salientar que a temperatura pode também influenciar na difusão dos gases no interior da massa de resíduos. Temperaturas altas aumentam a velocidade de dissipação dos gases, o contrário ocorre devido a temperaturas mais baixas.

As Figuras 36 e 37 apresentam a variação da temperatura ao longo do tempo de 146 dias de monitoramento dos biorreatores 1 e 2. Percebe-se que as temperaturas externas aos biorreatores e a temperatura interna sofreram grandes variações, e muitas vezes não apresentaram semelhanças. Essas diferenças são justificadas, pois as leituras ocorriam no período da tarde, geralmente por volta das 13 horas, horário em que a temperatura da estufa estava mais elevada, chegando a atingir 50°C, que era a temperatura máxima que o termômetro poderia registrar. Outro horário de monitoramento, era em torno das 17 horas, horário em que a estufa (local de acondicionamento dos biorreatores) registrava temperaturas amenas, aproximadamente 26°C, e os resíduos orgânicos possuíam temperaturas mais elevadas, pois havia absorvido calor durante todo período do dia. A noite ocorria o inverso, tendo em vista que os biorreatores foram confeccionados em PVC, material não isolante térmico, o que permitia a troca de calor com o meio externo. Entretanto, os biorreatores foram instalados numa região de clima quente, no qual oferece condições favoráveis a produção de biogás, pois a velocidade de decomposição dos resíduos pelos micro-organismos é maior que nos países de clima temperado, porém, Campina Grande/PB possui uma elevada amplitude térmica, resultante das diferenças de temperaturas diurnas e noturnas, fato esse que pode ser um fator negativo as bactérias metanogênicas. Conforme Deublein *et al.* (2008) e Neves (2010), as bactérias metanogênicas são organismos extremamente sensíveis às variações

bruscas de temperatura, uma queda de temperatura no biorreator, pode causar uma redução progressiva na produção de biogás, até a estagnação total do processo.

Analisando as Figuras 36 e 37, também observa-se que as temperaturas internas dos dois biorreatores, embora tenham apresentados várias oscilações durante todo período de monitoramento, grande parte dos valores encontravam-se dentro da faixa de temperatura considerada ideal para o desenvolvimento dos micro-organismos, pois conforme Guedes (2007) e Qian *et al.* (2002) os micro-organismos aumentam o rendimento quando a temperatura está entre 35 e 45°C e que temperaturas fora desta faixa podem eliminar esses organismos. Porém, em estudo desenvolvido por Menezes (2012), no qual verificava a influência das temperaturas ambiente, variando esta de 21,5°C, 40° e 50°C, e diferentes concentrações de sólidos totais na digestão anaeróbia dos resíduos sólidos orgânicos vegetais (RSOV) em reatores anaeróbios, observou-se que o tratamento que melhor favoreceu o processo de digestão anaeróbia foi para os reatores com temperatura ambiente (21,5°C).

Figura 36: Temperatura do Biorreator 1 em relação ao tempo

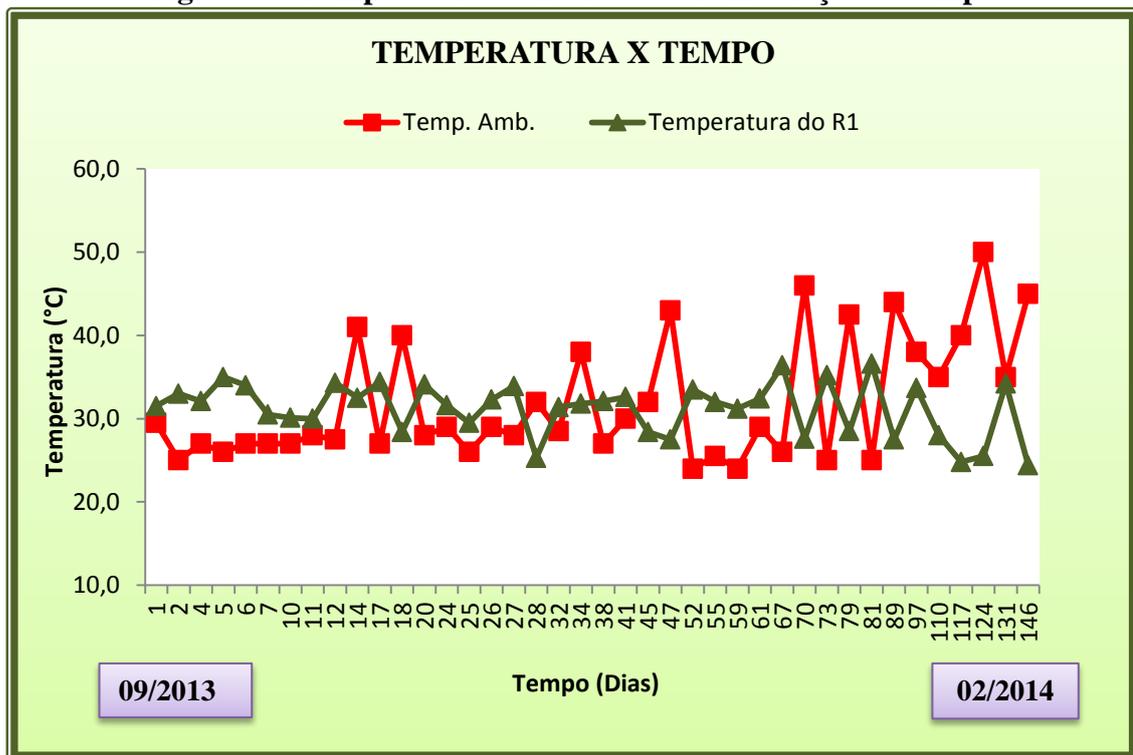
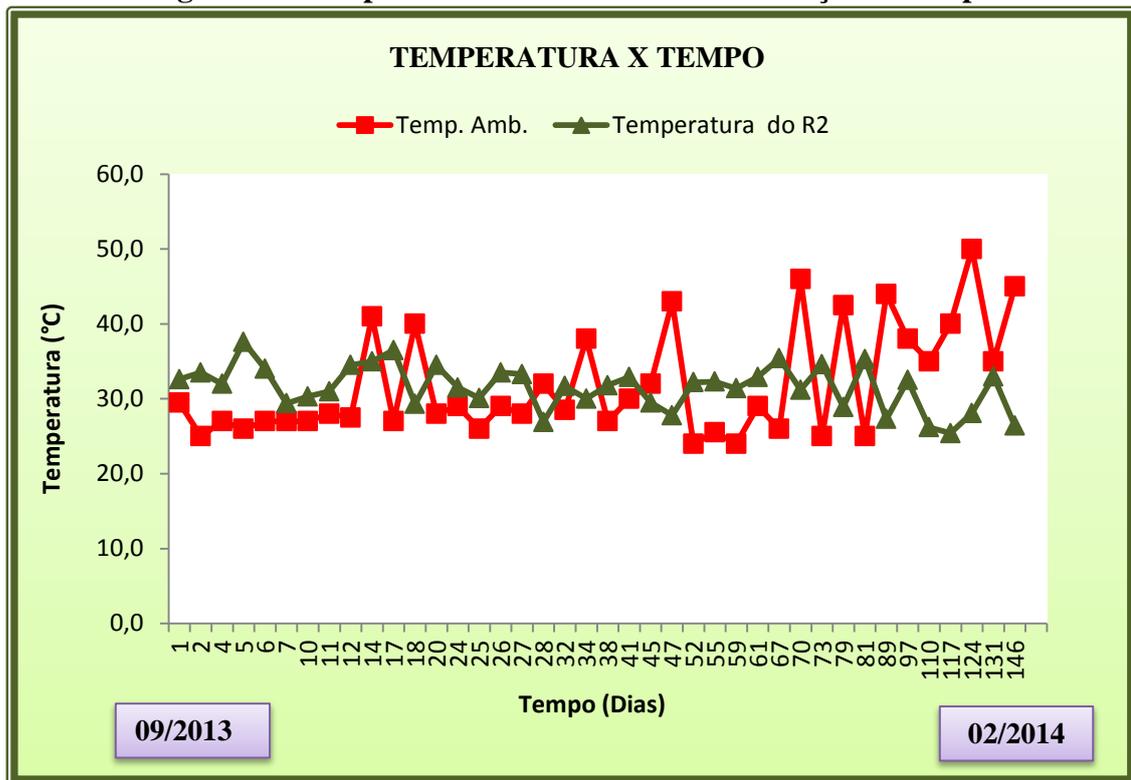


Figura 37: Temperatura do Biorreator 2 em relação ao tempo



Verifica-se, ainda, nas Figuras 36 e 37, que nos primeiros 12 dias de monitoramento, praticamente as temperaturas permaneceram constantes, situando-se na faixa de 27°C, essas baixas temperaturas foram ocasionadas devido à estação do ano, já que se encontrava em meados de setembro, mês que registra temperaturas ainda baixas se comparados ao verão nos trópicos e em altas altitudes, caso da cidade de Campina Grande. Já a partir do 70º dia, são observadas temperaturas mais elevadas, acima dos 46°C, fato que é justificado, pois é o período em que ocorrem altas temperaturas do verão.

É importante enfatizar que a estufa foi construída com o intuito de elevar a temperatura local e assim criar um ambiente favorável para o desenvolvimento dos microorganismos, e esse aumento de fato foi verificado. Temperaturas de até mais de 10°C em relação ao ambiente externo à estufa foram registradas, porém, mesmo que a estufa tenha mantido a temperatura constante e alta por mais tempo, ainda assim ocorreram variações nas temperaturas das massas de resíduos, de até 15°C em um único dia. E como já foi citado anteriormente, o local onde foram instalados os biorreatores, apresentava diferenças elevadas nas temperaturas diurnas e noturnas, o que ocasionava mudanças bruscas nas temperaturas interna dos biorreatores de bancada, e assim interferia nas concentrações de metano no biogás,

pois de acordo com Chae *et al.* (2008), a temperatura da digestão tem uma influência sobre a produção de biogás, bem como as concentrações de metano presentes no biogás.

Esta influencia nas temperaturas está ligada diretamente ao potencial degradativo das bactérias metanogênicas que se aliam à temperatura e ao pH como fatores preponderantes a degradação da matéria orgânica e, conseqüentemente, na produção de biogás. As bactérias metanogênicas trabalham de forma ótima em meios com pH em torno de 7 e temperaturas de 37°C para as metanogênicas mesofílicas e até 60° para as termofílicas. Durante o processo foram observadas temperaturas ideais para as bactérias metanogênicas, principalmente, as mesofílicas, porém estas temperaturas oscilavam e este grupo de bactéria é sensível às variações de temperaturas (SAWAZAKI, 1985). Aliados à variação de temperatura, o pH verificado foi muito baixo durante todo o processo (Figuras 42 e 43), o que também influenciou na concentração dos gases produzidos nos biorreatores. Assim, provavelmente as temperaturas observadas nos biorreatores de bancada estudados influenciaram negativamente na concentração de biogás e o pH também foi um fator preponderante nesta condição, principalmente, na baixa concentração do gás metano.

4.1.1.4 Teor de Umidade

O teor de umidade é um fator físico importante que contribui para o metabolismo dos micro-organismos, pois favorece a assimilação de substrato e nutrientes necessários, comportando-se como agente condutor de enzimas e outros metabólitos microbianos importantes no processo de decomposição anaeróbia (LOPES *et al.*, 2003).

A umidade pode, ainda, ser um fator chave para a difusão de substância devido ao gradiente de concentração e potencial eletroquímico de compostos no interior da massa de resíduos. Portanto, a umidade pode determinar o fluxo de nutrientes, metabólitos e compostos tóxicos inerentes à biodegradação.

Observando as Figuras 38 e 39, notou-se que praticamente não houve variações dos teores de umidade durante a fase de monitoramento nos biorreatores de bancada. Porém, verificou-se um elevando teor de umidade nos resíduos orgânicos, em média 89%, o que pode ter influenciado de forma negativa a geração e produção de biogás, o que vai ao encontro de Palmisano & Barlaz (1996).

Figura 38: Teor de umidade ao longo do tempo do Biorreator 1

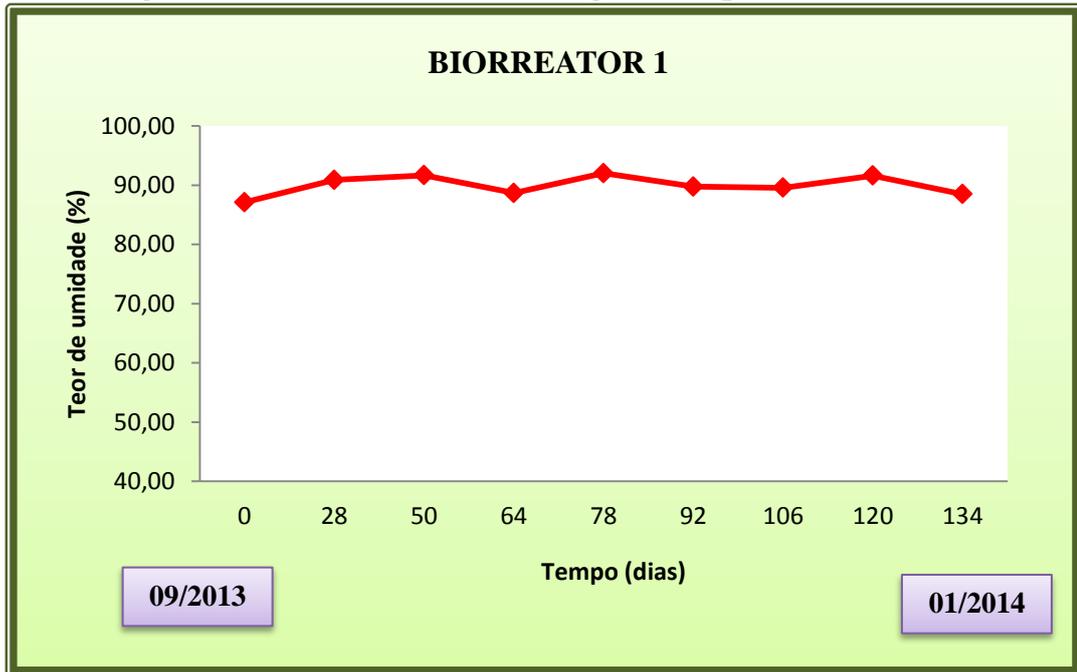
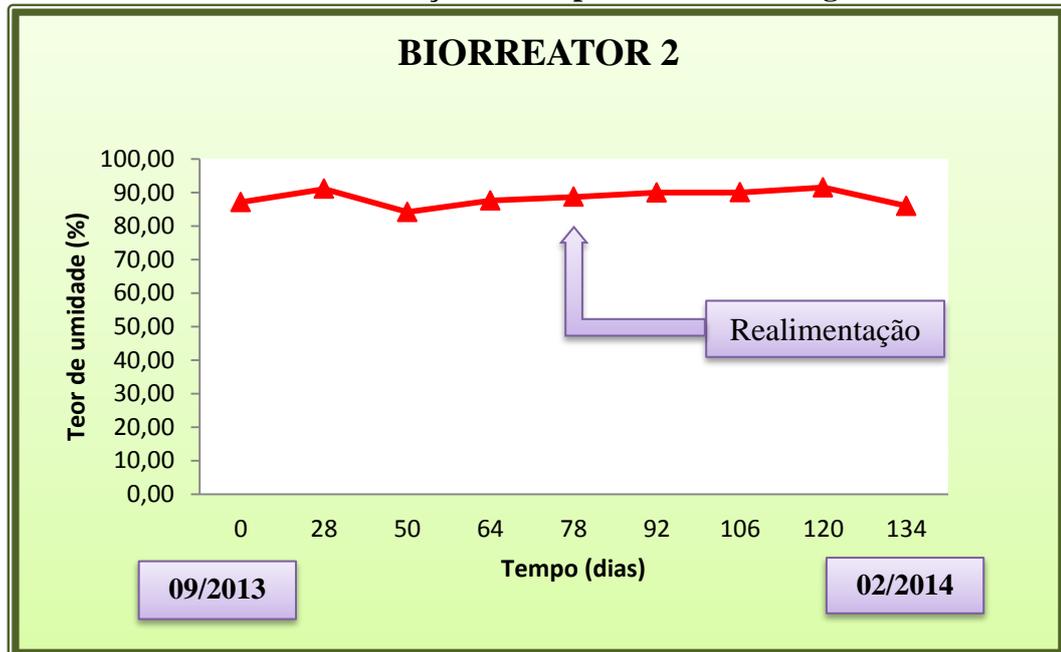


Figura 39: Teor de umidade em relação ao tempo dos resíduos orgânicos do Biorreator 2



No que se refere à composição do biogás, este esteve bem abaixo do esperado para o gás metano (em torno de 1,5%) e bem acima para o CO₂ (média de 50%). Vale salientar que o gás metano deveria estar em condições normais de operação, em torno de 65% e o CO₂ por volta de 30%, o que nunca ocorreu nos dois biorreatores de bancada estudados, monitorados durante aproximadamente quatro meses.

A elevada umidade nos biorreatores estudados, possivelmente, interferiu na presença de fungos, organismos necessários à primeira fase de decomposição hidrolítica da matéria orgânica. Estes organismos tornam compostos mais complexos como, por exemplo, a celulose em compostos mais simples e, portanto, assimiláveis para os grupos microbianos. Entretanto, a faixa ótima de umidade para os fungos encontra-se em torno de 40%. No estudo realizado nos biorreatores de bancada foram observados fungos (Figuras 56 e 57), mas a sua ordem de grandeza (10^5 a 10^6) ficou abaixo dos estudos realizados por Araújo (2011), para os mesmos organismos pesquisados (10^6 a 10^8). Para esta pesquisadora, a umidade dos seus resíduos ficou na faixa 50%, o reator estudado foi um lisímetro de 9m^3 preenchidos com RSU. Portanto, a alta umidade pode realmente ter interferido nas fases subsequentes de decomposição da matéria orgânica, já que estes organismos oferecem um ataque inicial aos resíduos, deixando compostos menos complexos para os outros grupos. Entretanto, destaca-se que a pouca concentração de gases no interior dos biorreatores, também pode ter sido baixo pela pequena presença de bactéria metanogênicas, embora, estes micro-organismos não terem sido mensurados. Em estudos desenvolvidos por Alves (2008), sobre o potencial de geração de biogás com resíduos sólidos orgânicos e adição de lodo anaeróbio, a maior produção e concentração de biogás foi obtida pelo reator com 80% de umidade, e a menor, pelo reator com 20%, demonstrando assim, que o teor de água está intimamente relacionado à produção e geração de biogás, e que uma pequena variação no teor de umidade dos resíduos pode estabelecer uma grande diferença na composição do biogás. Se por um lado a umidade elevada pode diminuir um ataque de fungos, principalmente na fase inicial de biodegradação dos resíduos, por outro pode favorecer as bactérias metanogênicas. Assim fica claro que a umidade deve ser monitorada em todo o período de biodegradação dos resíduos.

Conforme Palmisano & Barlaz (1996), a adição de umidade em excesso estimula a atividade hidrolítica pelo acúmulo de ácidos carboxílicos que acidificam o meio. Isso pode ter ocorrido nesse estudo, já que inicialmente não houve um controle do pH, e a quantidade de água adicionada foi elevada, e considerando que os resíduos orgânicos possuem em sua constituição química um conteúdo de água em torno de 50%, a depender de cada tipo de material, isso aumenta ainda mais a umidade presente na mistura de resíduos. Entretanto, conforme já comentado, isto pode inibir os grupos fúngicos. Estudos mais detalhados devem ser feitos a fim de se determinar como a umidade de fato interfere no processo. Pesquisa mais detalhada sobre colônias de fungos, estão sendo desenvolvidos por Vilar (2014).

5.1.2 Parâmetros físico-químicos

5.1.2.1 Potencial Hidrogeniônico – pH

O pH é um importante fator no controle do processo anaeróbio, pois influencia a atividade enzimática, uma vez que cada enzima é ativa somente num pH específico e limitado (LAY *et al.*, 1997). O crescimento ótimo dos micro-organismos metanogênicos ocorre em uma faixa relativamente estreita, em torno de 6,5 a 7,5, já as bactérias hidrolíticas e fermentativas, o pH ideal está entre 4,5 a 6,3.

Segundo Pohland & Harper (1985) e Catapreta (2008), o pH pode variar com o tempo de degradação dos resíduos. Na fase inicial do processo de degradação, o pH é normalmente mais baixo devido à produção de ácidos pelas bactérias hidrolíticas e fermentativas, mas com o avanço do processo de degradação biológica da matéria orgânica, os valores de pH se elevam em função do consumo dos ácidos pelas bactérias metanogênicas e pela maior produção de gases (MEIRA, 2008). Porém, conforme observado nas Figuras 40 e 41 observa uma sensível queda no pH logo nos primeiros dias de monitoramento nos dois biorreatores, fato que é justificado devido à degradação acontecer de forma rápida, produzindo ácidos orgânicos quase que imediatamente ao início do processo, indicando a baixa capacidade de tamponamento dos materiais. Entretanto, o pH nos dois biorreatores analisados esteve baixo durante todo o processo fermentativo, indicando uma condições desfavoráveis na produção de metano.

Figura 40: Potencial Hidrogeniônico (pH) dos resíduos orgânicos ao longo do tempo

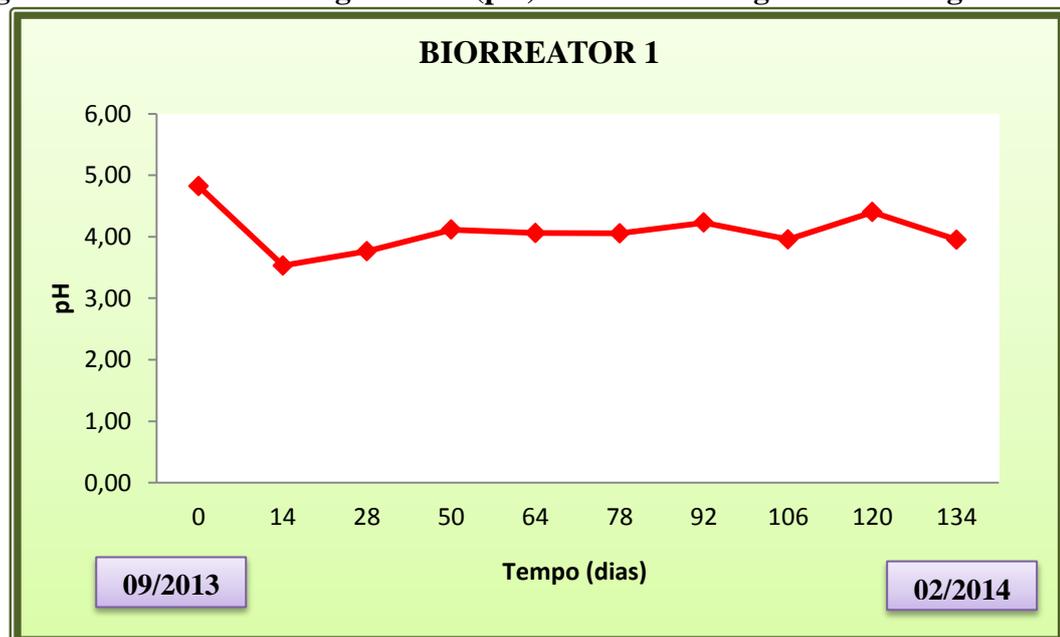
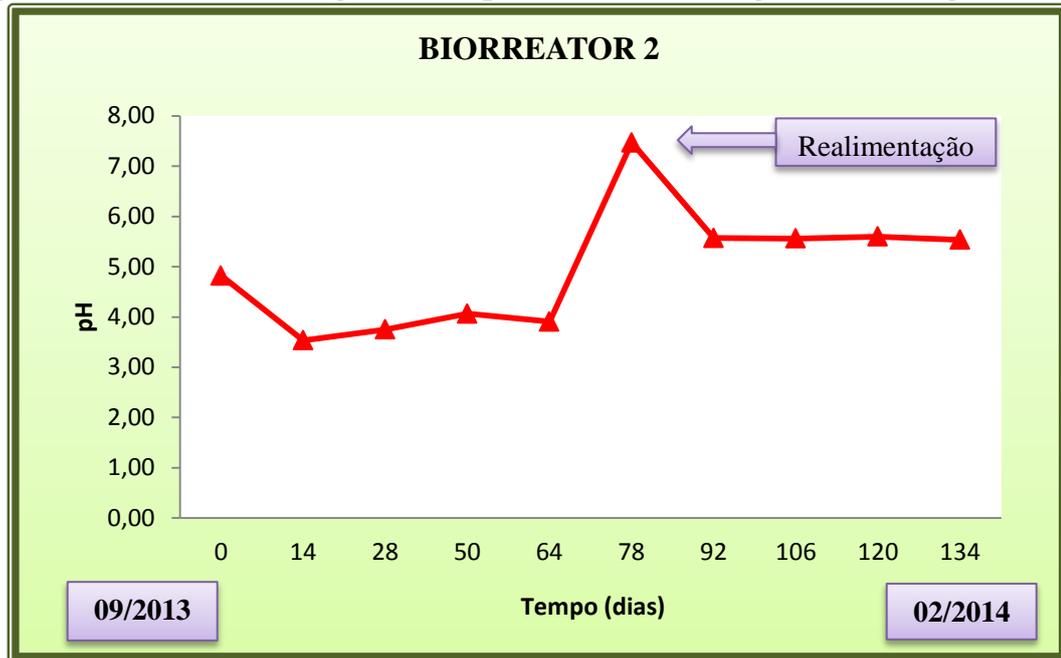


Figura 41: Potencial Hidrogeniônico (pH) dos resíduos orgânicos ao longo do tempo



Conforme se observa na Figura 41, no 78º dia de monitoramento, o valor de pH no biorreator 2 encontra-se acima de 7, esse fato ocorreu devido adição de bicarbonato de sódio (NaHCO_3) na mistura de resíduo durante a realimentação afim de elevar o pH do meio ou restringir suas variações bruscas, tendo em vista que os valores verificados de pH estavam extremamente baixos, por isso, optou-se por adicionar o NaHCO_3 , numa concentração de 30g/L na tentativa de estabilizar o meio e assim criar um ambiente propício ao desenvolvimento das bactérias metanogênicas, uma vez que esses organismos possui um crescimento ótimo em faixa relativamente estreita, em torno de 6,5 a 7,5. Porém, com menos de 15 dias, os valores de pH sofre um decréscimo, chegando a 5,5 no 92º dia de operação após a realimentação, permanecendo praticamente constante até o final do monitoramento. Entretanto, mesmo após ter adicionado o alcalinizante, não observou aumento nas concentrações de CH_4 .

Vale salientar que as elevadas concentrações de CO_2 provavelmente foram ocasionadas, pelo aumento de bactérias acidogênicas e acetogênicas produtoras de CO_2 e de H, favorecidas pelo baixo pH, que resultou num desequilíbrio dos grupos microbianos, e interferiu de forma negativa a composição do biogás.

As metanogênicas são divididas em dois grupos principais, um que forma metano a partir de ácido acético, e o segundo que produz metano a partir de hidrogênio e dióxido de carbono. Portanto, as elevadas concentrações de CO_2 podem favorecer a sua redução posterior

para a produção de metano, mas isto não foi observado nos biorreatores estudados, pois a concentração de metano sempre esteve bem abaixo do esperado.

5.1.2.2 Alcalinidade

Analisando os dados apresentados nas Figuras 42 e 43, verifica-se que os biorreatores 1 e 2 não apresentaram alcalinidade total do 14° a 28° dia de monitoramento, haja vista, os valores de pH terem sido sempre menores que 4,0. A partir do 28° dia de operação até o 106° dia, o biorreator 1 apresentou oscilações elevadas nos valores de alcalinidade. Em seguida ocorreu um aumento abrupto na concentração de alcalinidade no 120° dia, alcançando o patamar de $750\text{mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$. No 134° dia de monitoramento não mais observou alcalinidade total, ocasionado pelo pH do meio ter sido inferior a 4, não permitindo assim a leitura da alcalinidade.

Conforme a Figura 43, observa-se que a alcalinidade no biorreator 2, também ficou abaixo do esperado até o 50° dia, não mais observando alcalinidade total no 64° dia de monitoramento, ocasionado pelo pH do meio ter sido inferior a 4.

Devido a um problema operacional, que provocou uma ruptura na estrutura do biorreator 2, no 72° dia, foi necessário realizar uma nova alimentação desse biorreator, essa realimentação procedeu-se com os mesmos tipos de resíduos nas mesmas concentrações, porém com adição do bicarbonato de sódio (NaHCO_3), o que proporcionou o aumento da alcalinidade do meio, conforme se observa na Figura 44. Assim, após a realimentação do biorreator, os valores de alcalinidade ficaram entre $1800\text{mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ a $4080\text{mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$.

Conforme Felizola (2006) e Reis (2012), os altos valores de alcalinidade podem estar associados à alta concentração de nitrogênio apresentada no resíduo orgânico. E isto foi comprovado nos estudos realizados no biorreator 2, no qual após a realimentação os teores de Nitrogênio foram maiores (1300ml/L), valor esse que é considerado por alguns autores, tóxicos para alguns tipos de micro-organismos responsáveis pela degradação da matéria orgânica. Se por um lado a concentração de nitrogênio e alcalinidade elevadas favorecem a estabilização de pH, por outro lado, o elevado teor de nitrogênio poderá ser tóxico, principalmente para às bactéria metanogênicas, o que pode ter explicado a baixa concentração de metano no biorreator 2.

Figura 42: Alcalinidade total ao longo do tempo do biorreator 1

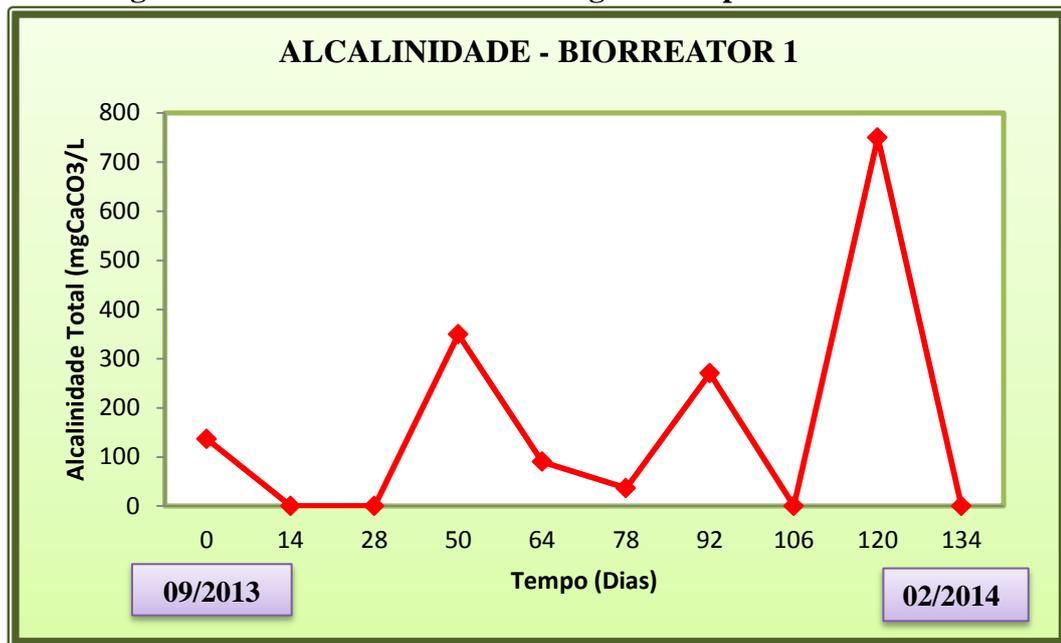
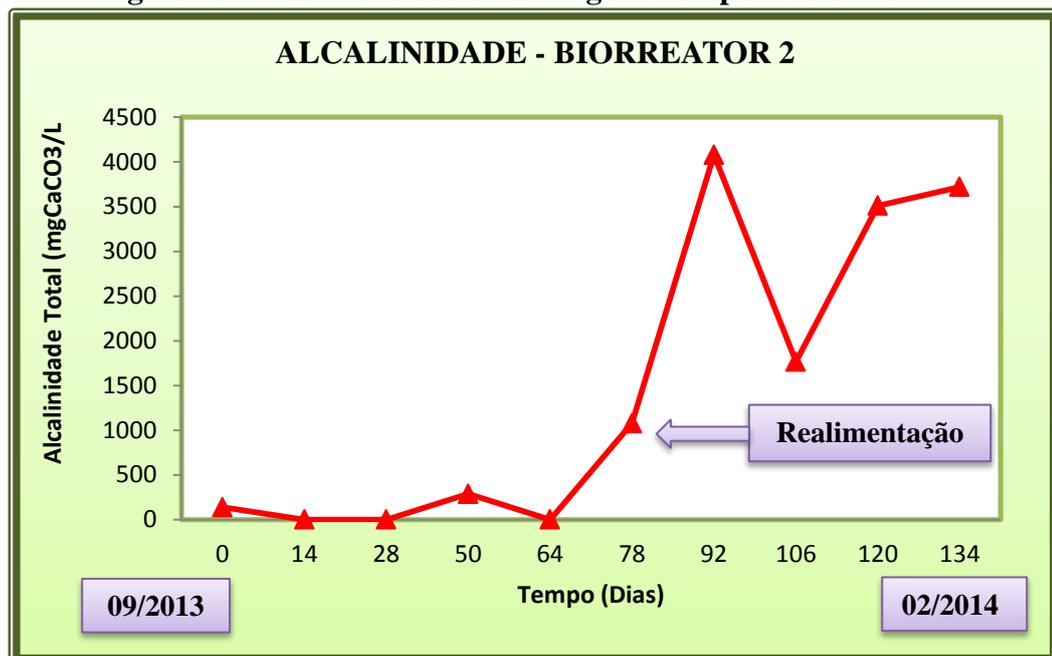


Figura 43: Alcalinidade total ao longo do tempo do biorreator 2



De acordo com Metcalf & Eddy (1991), a faixa de alcalinidade para o processo funcionar bem deve estar entre 1000 e 5000 mg/L. Como pode ser observado na Figura 42 e 43, todos os valores de alcalinidade total dos resíduos orgânicos mensurados nos biorreatores estudados ficaram fora do intervalo proposto no biorreator 1, indicando que o processo não ocorreu de forma satisfatória, o que não favoreceu a concentração desejável de biogás, que é em torno de 65% de CH₄ e 35% CO₂. De acordo com Gerardi (2003), quando é verificado

decaimento da concentração de alcalinidade para abaixo do nível operacional normal, indica falha durante a digestão, resultando em rápida mudança no pH. O autor ainda mencionou, que tal redução pode ser causada pelo acúmulo de ácidos orgânicos, ocasionado em virtudes dos micro-organismos metanogênicos não converterem os ácidos orgânicos a CH_4 , ou devido à presença de resíduos que inibam a atividade dos micro-organismos formadores de CH_4 (MENEZES, 2012).

5.1.2.3 Ácidos voláteis

Isoldi *et. al.* (2001), dizem que ácidos orgânicos voláteis são importantes para o acompanhamento e controle da digestão anaeróbia e conforme Leite (2008), os ácidos voláteis advêm da solubilização do material particulado e passam a ser substratos ou material tóxico para algumas espécies bacterianas responsáveis pela bioestabilização da matéria orgânica.

Como mostram as Figuras 44 e 45, verifica-se um acúmulo de ácidos voláteis nos dois biorreatores, indicando que a taxa de remoção destes ácidos através da metanogênese não acompanhou a taxa de sua produção, o que ocasionou uma situação de instabilidade e resultou na diminuição dos valores do pH.

Figura 44: Concentrações de ácidos voláteis ao longo do tempo nos resíduos orgânicos do Biorreator 1

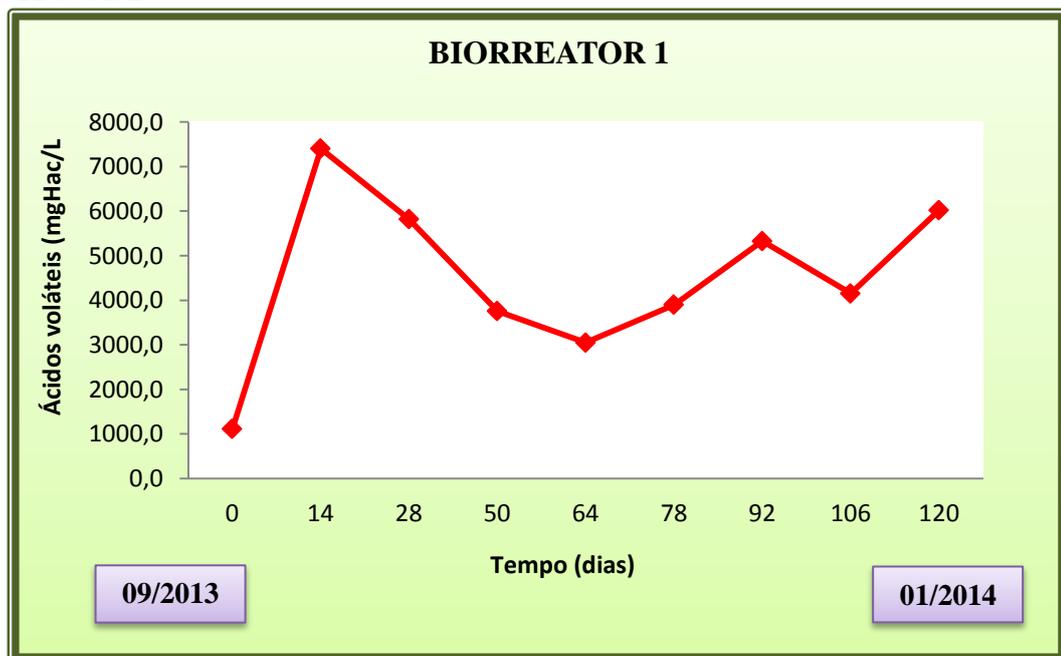
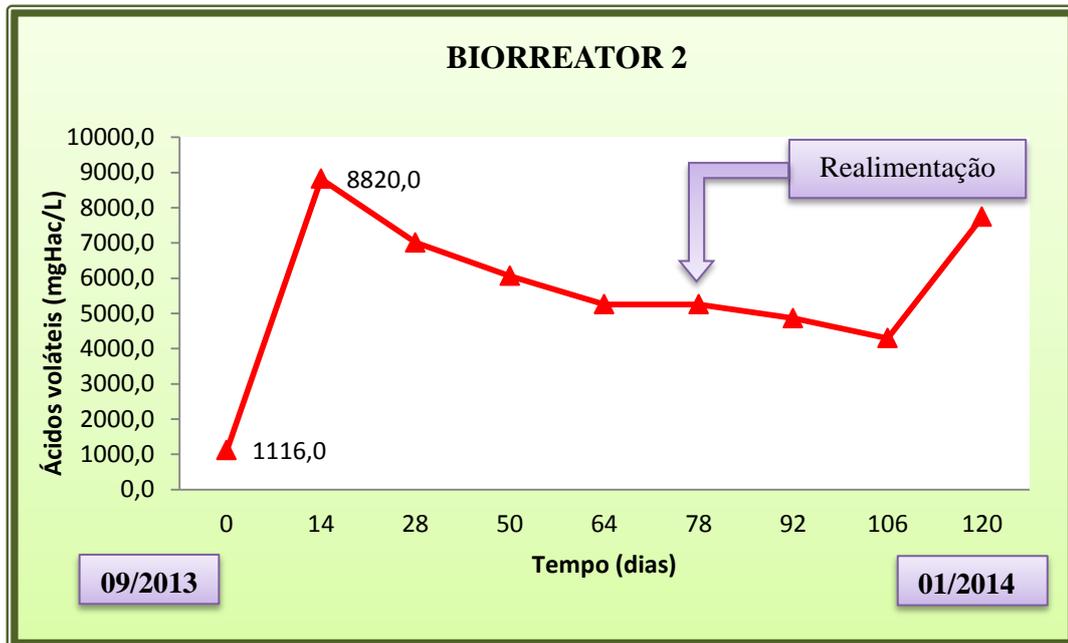


Figura 45: Concentrações de ácidos voláteis ao longo do tempo nos resíduos orgânicos do Biorreator 2



Kjeldsen e Christensen (1990), observaram o efeito inibitório à atividade bacteriana causado pelas concentrações de ácido acético, propiônico e butírico em concentrações acima de 6000 mg/L, porém Leite *et.al.* (2008) encontraram em seus estudos com biorreatores contendo resíduos sólidos vegetais e lodo de esgoto valores 1920mgHAc^{-1} a 10.350mgHAc^{-1} e obtiveram excelentes resultados na bioestabilização deste material.

Segundo Stafford *et al.* (1980), McCarty e Pittmann (2001), valores nas faixas entre 2000 a 4000 mgHAC.L^{-1} são considerados ideais para o desenvolvimento dos micro-organismos metanogênicos. E conforme se observa nas Figuras 44 e 45, os resultados para os ácidos voláteis variaram de 1000 mgHAC.L^{-1} a aproximadamente 8000 mgHAC.L^{-1} para o biorreator 1, e 1000 a 9000 mgHAC.L^{-1} para o biorreator 2, valores bem acima da faixa de concentração considerada ideal.

Em estudos realizados por John (2004), com resíduos sólidos, composto de matéria orgânica, restos de comidas, frutas, verduras, legumes com o uso de biorreatores, encontrou valores de ácidos voláteis de 9300 mgHAC.L^{-1} , 11000 mgHAC.L^{-1} até 13200 mgHAC.L^{-1} , ao final do experimento, no 71º dia de experimento, valores superiores aos encontrados no presente estudo.

Os estudos realizados nos dois biorreatores de bancada sugerem que provavelmente os altos valores de ácidos voláteis são produtos das bactérias hidrolíticas, acidogênicas e acetogênicas. No caso de ambos os reatores, sempre foi verificado a presença de bactérias

aeróbias, produtoras de CO₂ e ácidos o que justifica os baixos valores de pH. Além do mais, estas bactérias aeróbias podem ser facultativas e, portanto, produzirem ácidos através da acidogênese e acetogênese. Frisa-se ainda, que a hidrólise é um fator limitante para a conversão de matéria orgânica em metano. Os produtos das reações hidrolíticas são fermentados e depois transformados em metanos (VAN HANDELL, 1994). Assim, se a fase hidrolítica for muito longa ou muito curta a metanogênese será influenciada. No caso dos biorreatores estudados, o pH sugere uma fase, ainda hidrolítica e, portanto, talvez um dos motivos para a não produção de metano em concentrações ideais.

Outro fator que pode ter influenciado as altas concentrações de ácidos, como já citado anteriormente, foi à adição excessiva de água no substrato, pois de acordo com McDonald *et al.* (1991), teores elevados de umidade favorecem o desenvolvimento de bactérias do gênero *Clostridium*, produtoras de ácido butírico.

5.1.2.4 Sólidos Voláteis

Os sólidos voláteis são os responsáveis diretos pela produção de biogás. Os sólidos voláteis indicam se está ocorrendo à biodegradação dos compostos. No caso dos dois biorreatores estudados, a concentração de sólidos voláteis caiu com o tempo (Figura 46 e 47), indicando que os micro-organismos estão atuando.

Figura 46: Teor de sólidos voláteis do biorreator 1

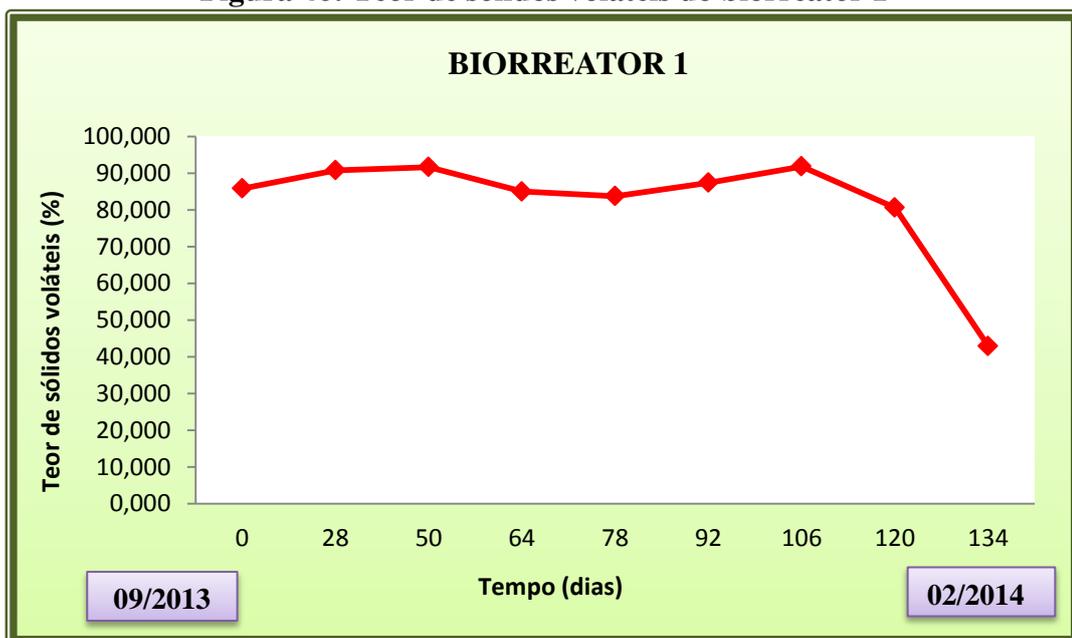
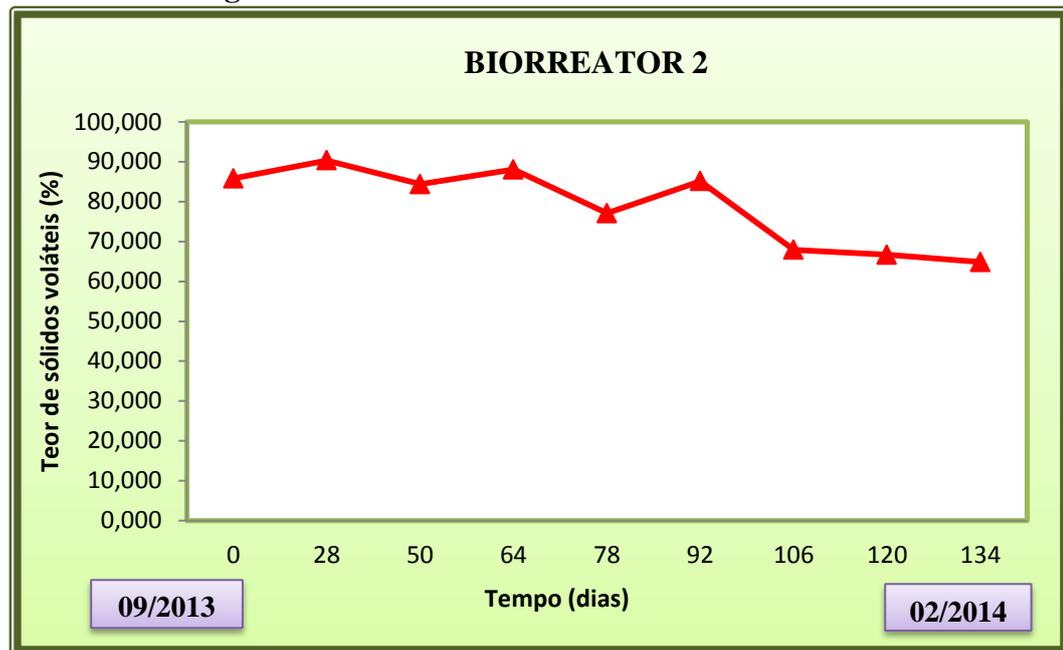


Figura 47: Teor de sólidos voláteis do biorreator 2



A partir dos resultados apresentados nas Figuras 46 e 47, observa-se que a matéria orgânica vinha sendo degradada ao longo do tempo, tendo em vista que ocorreu a diminuição dos sólidos voláteis. No biorreator 1, praticamente não houve redução no teor de sólidos voláteis até o 106º dia de monitoramento, permanecendo praticamente constante, somente a partir do 120º dia é que verifica-se um decréscimo brusco, no qual o percentual chegou a diminuir aproximadamente 50%, o que sugere que houve uma degradação mais acelerada nesse período. Para o biorreator 2, até o 78º dia, o decréscimo dos sólidos voláteis foi menor que 9%, a maior redução ocorreu após a realimentação do biorreator, entre os dias 92 e 134 dias, que foi em torno de 21%.

Apesar dos sólidos voláteis terem sofrido um decréscimo ao longo do tempo, isto não foi traduzido em altas concentrações de metano, mas sim em CO₂. Isto é possível devido à presença de micro-organismos aeróbios que são os responsáveis pela produção de dióxido de carbono através da degradação da matéria orgânica. Provavelmente esses organismos encontrados nos biorreatores são facultativos, pois foram também observados baixos teores de oxigênio, sobretudo para o biorreator 2. Vale destacar que as concentrações de sólidos voláteis caíram de 85% a 65% em 134 dias de monitoramento no biorreator 2.

A diminuição dos sólidos voláteis provavelmente aumentou a concentração de CO₂ devido os processos degradativos através de bactérias fermentativas.

5.1.2.5 Nitrogênio Amoniacal

As Figuras 48 e 49 apresentam a evolução temporal do nitrogênio amoniacal nos biorreatores.

Figura 48: Concentração de Nitrogênio Amoniacal ao longo do tempo no Biorreator 1

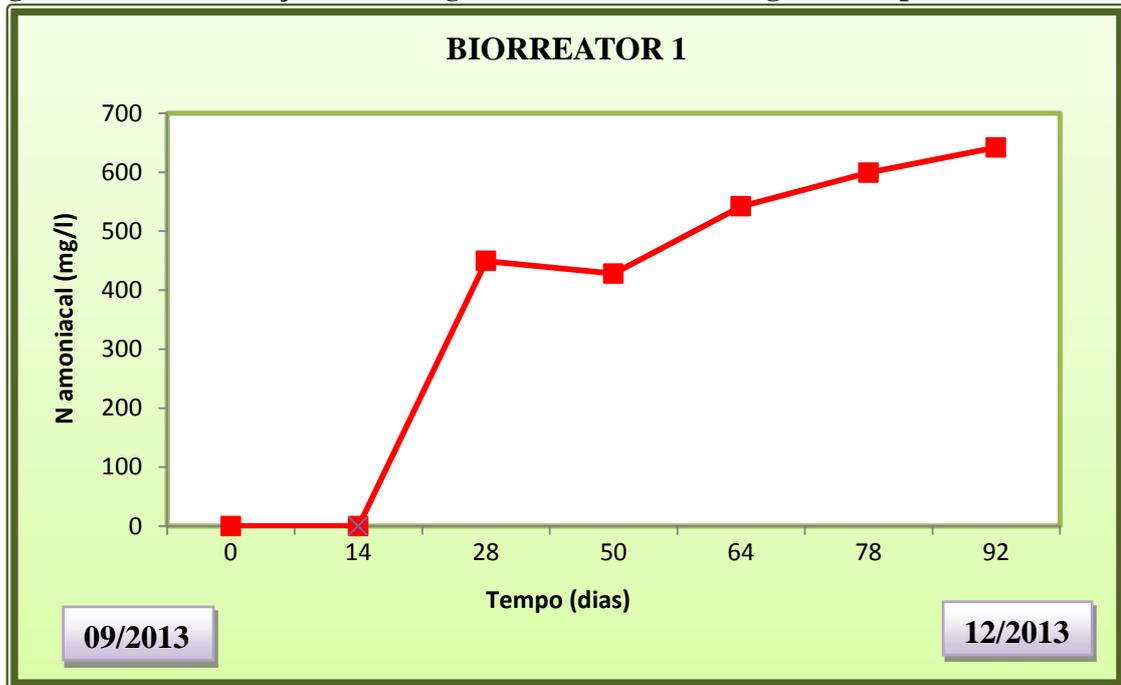
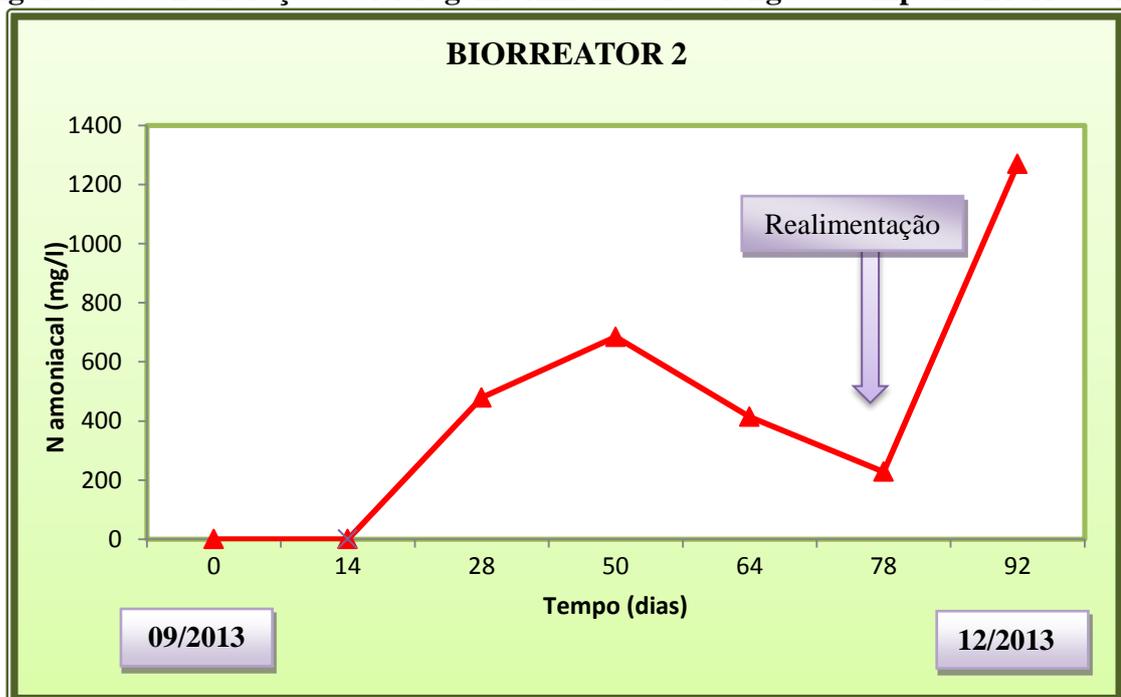


Figura 49: Concentração de Nitrogênio Amoniacal ao longo do tempo no Biorreator 2



Observa-se através da Figura 48, que no biorreator 1, na fase inicial, a concentração de nitrogênio amoniacal foi baixa, ocorrendo um aumento a partir de 28° dia de monitoramento (450mg/l). No 92° o valor alcançado foi de aproximadamente 640mg/l para esse mesmo biorreator. No biorreator 2, o teor de nitrogênio amoniacal apresentou valores que variaram de 479mg/l a 684mg/l na primeira alimentação. Logo após a realimentação, esse biorreator apresentou valores com alta magnitude de nitrogênio amoniacal, aproximadamente, 1270 mg/l, o que pode ser um fator limitante quando se objetiva tratar biologicamente os resíduos orgânicos.

Ambos os reatores apresentaram valores de nitrogênio amoniacal bastantes elevados no final do monitoramento, o que indica toxicidade pela presença deste composto. A amônia ocorre em duas formas, que juntas são denominadas nitrogênio amoniacal total, essas duas formas são representadas pelo íon amônio (NH_4^+) que não é tóxico e pela amônia livre (NH_3) que é tóxica, e de acordo com Metcalf & Eddy (1991), os altos teores de nitrogênio amoniacal são indicativos de que ainda há bastante matéria orgânica a ser decomposta.

Destaca-se ainda, que nitrogênio amoniacal em altas concentrações pode ocasionar vários problemas, como inibir o desenvolvimento metabólico de diversos grupos de bactérias que atuam nos processos de degradação, porem a sua toxicidade depende tanto da concentração do nitrogênio amoniacal quanto do pH.

A toxidade da amônia pode ter influenciado o desenvolvimento dos micro-organismos presentes na massa de resíduos dos biorreatores, pois segundo Calli *et al.* (2005) e Castilhos Jr. *et al.* (2006), 600mg/l de amônia inibi a flora bacteriana. Entretanto, conforme Abreu (1994), a concentração de amônia de 10 a 150 mg/L é inibitória para as Nitrosomonas sp, já para as Nitrobacter sp. valores de 0,1 a 1,0 mg/L pode provocar inibição nesses organismos.

Em estudos realizados por Silva (2012), em célula experimental em Campina Grande, sobre avaliação da toxicidade dos resíduos sólidos urbanos, a autora encontrou uma concentração máxima de 200mg/l de nitrogênio amoniacal nos 100 primeiros dias de monitoramento, e logo após esse período ocorreu diminuição nos teores, chegando às concentrações menores que 10mg/l, esses valores são inferiores aos encontrados no presente estudo. Estas diferentes concentrações de nitrogênio amoniacal encontradas nas duas pesquisas são devido às características dos resíduos em estudo, já que um é composto apenas de resíduos orgânicos e o outro dos mais diversos materiais.

As leituras microbiológicas mostraram uma pequena redução na taxa de crescimento das bactérias ao longo do monitoramento, fato que pode, também, ser justificado devido aos elevados teores de nitrogênio amoniacal. Embora, os reatores só começaram a apresentar

teores tóxicos de nitrogênio amoniacal no final do monitoramento, sobretudo no biorreator 2 (Figuras 48 e 49), estes foram amenizados pelo pH apresentado em ambos reatores, principalmente no biorreator 1. O biorreator 2, após ser realimentado apresentou valores que variaram de 230 a 1270mg/l. Esta concentração de nitrogênio amoniacal no final do monitoramento já seria altamente tóxica, mas, provavelmente, foi acentuada pelos valores de pH.

De acordo com Tchobanoglous *et al.* (1994), é na fase inicial, quando ocorre o processo de decomposição dos resíduos, que se tem a maior quantidade de Nitrogênio (N) no meio, porém observa-se que nos dois biorreatores estudados as concentrações de nitrogênio foram baixas (0 a 28 dia), isso pode ser justificado pelo fato que no início do experimento as concentrações de oxigênio encontravam-se baixas, mostrando-se um ambiente anaeróbio, desfavorecendo a formação de nitrogênio amoniacal, já que o processo de nitrificação intermediado por micro-organismos acontece em condições aeróbias.

Destaca-se que a concentração elevada de nitrogênio amoniacal pode ocorrer devido ao desequilíbrio na relação carbono/nitrogênio. Neste trabalho a relação C/N é desconhecida, entretanto pelo tipo de resíduos acondicionado nos biorreatores, provavelmente a concentração de nitrogênio é elevada, uma vez que os resíduos da escola são compostos de restos alimentares adicionados de esterco bovinos, ambos ricos em nitrogênio (GUEDES, 2007).

5.6 Toxicidade

5.6.1 Fitotoxicidade

As Figuras 50, 51, 52 e 53 apresentam os resultados dos testes de fitotoxicidade através da germinação relativa da semente (GRS) e o crescimento relativo da raiz (CRR), realizados com as sementes de repolho e tomate, nos dois biorreatores de bancada durante a fase de monitoramento. Os cálculos foram efetuados em relação aos dados obtidos no controle (prova em branco), assim o crescimento e a germinação das sementes são considerados relativos. Os testes de fitotoxicidade nos resíduos orgânicos foram realizados com o intuito de avaliar o grau de toxicidade que estes resíduos apresentam a microbiota presente nos resíduos, responsáveis pela degradação da matéria orgânica e consequente geração de biogás.

Figura 50: GRS (%) para as sementes de repolho e tomate para o biorreator 1

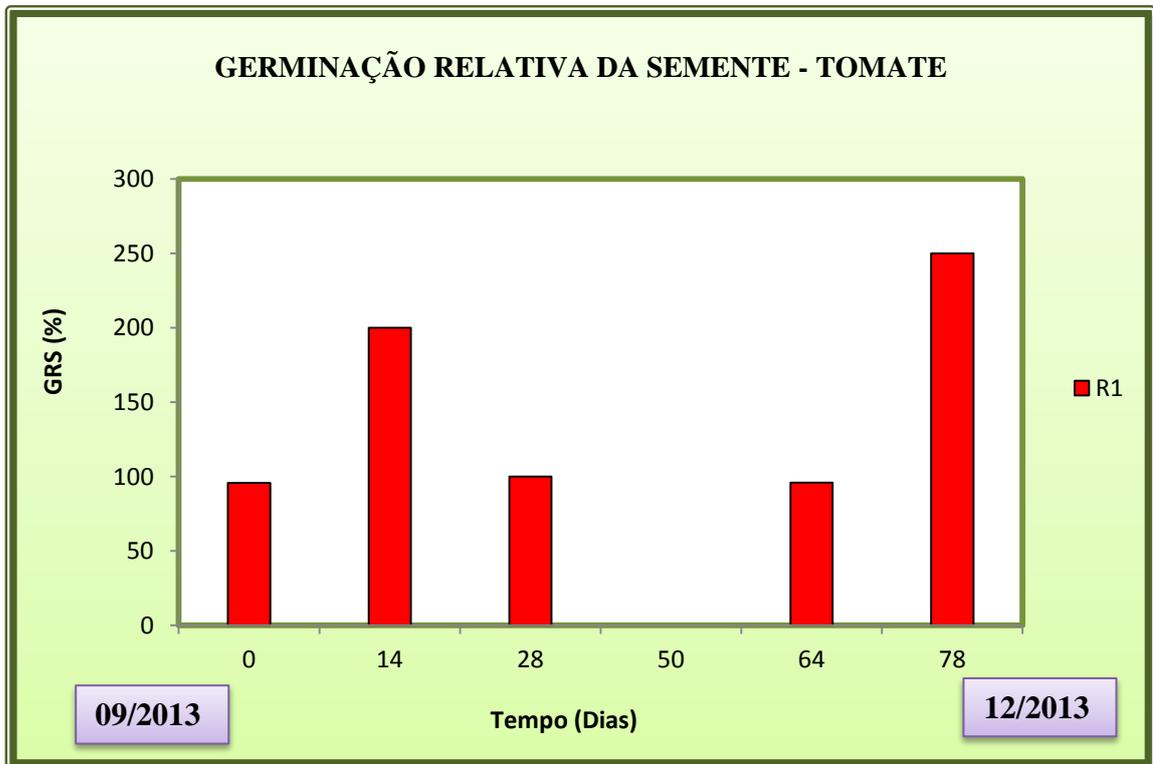
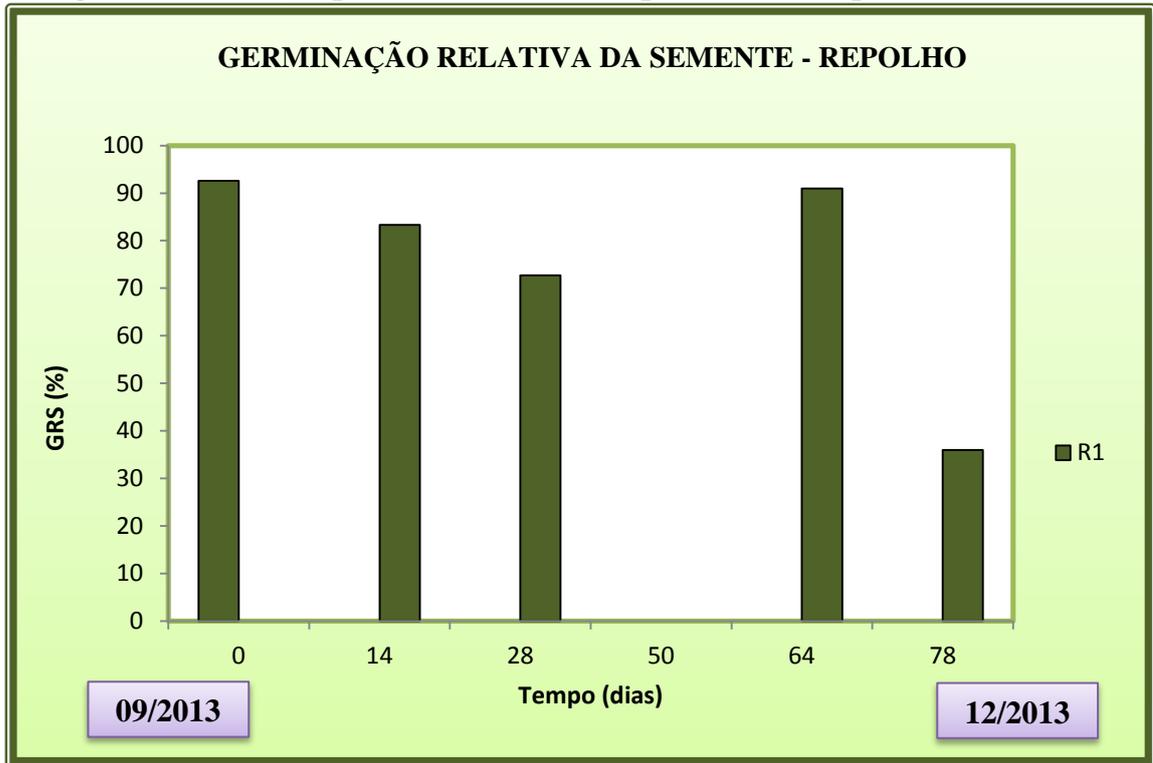


Figura 51: GRS (%) para as sementes de repolho e tomate para o biorreator 2

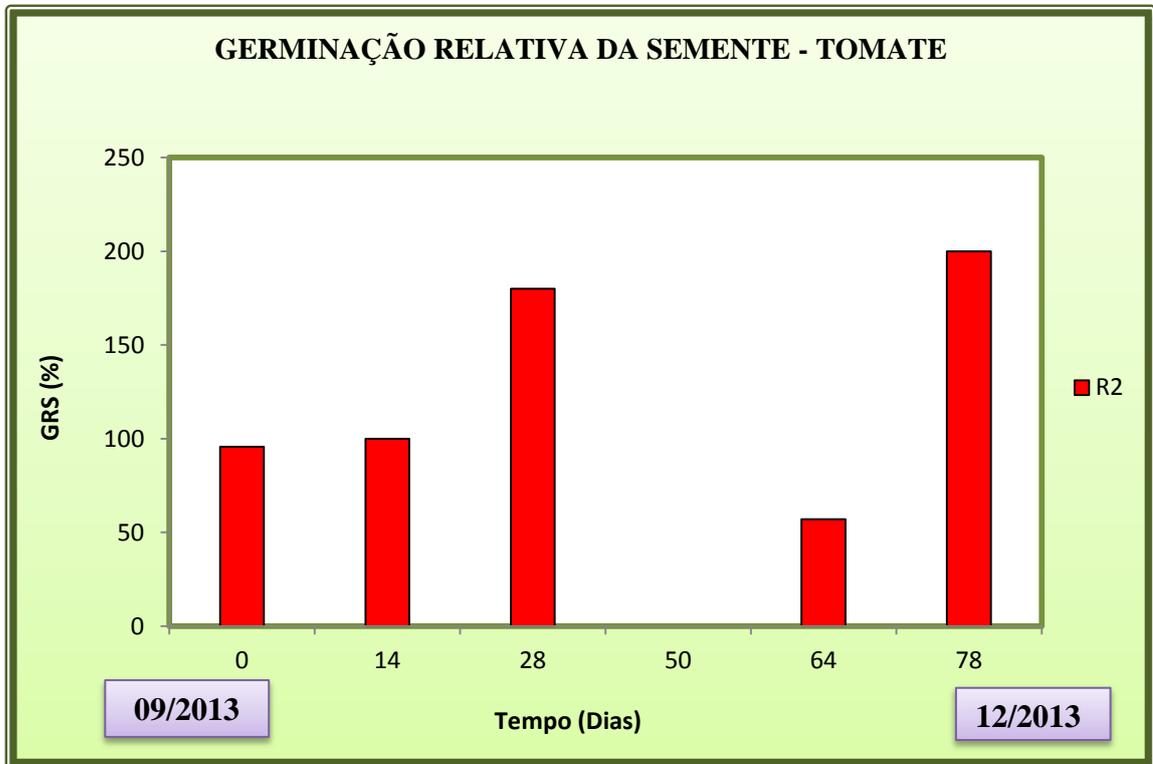
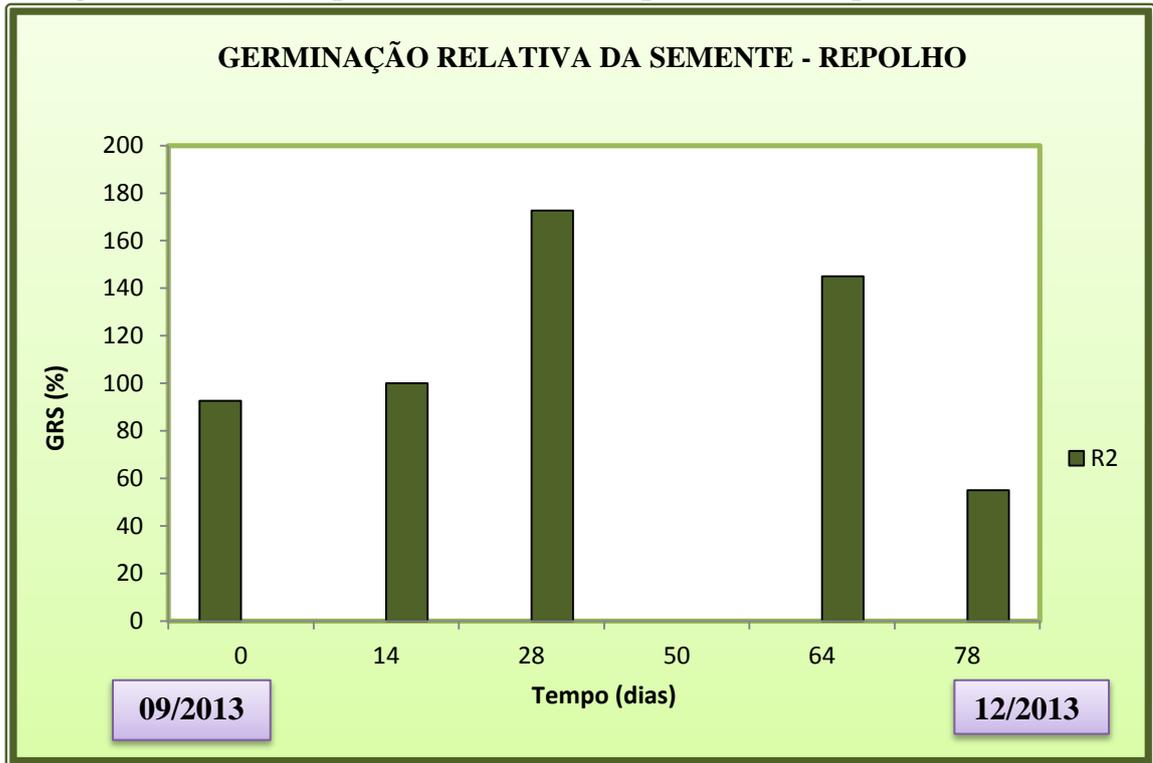


Figura 52: CRR (%) para as sementes de repolho e tomate do biorreator 1

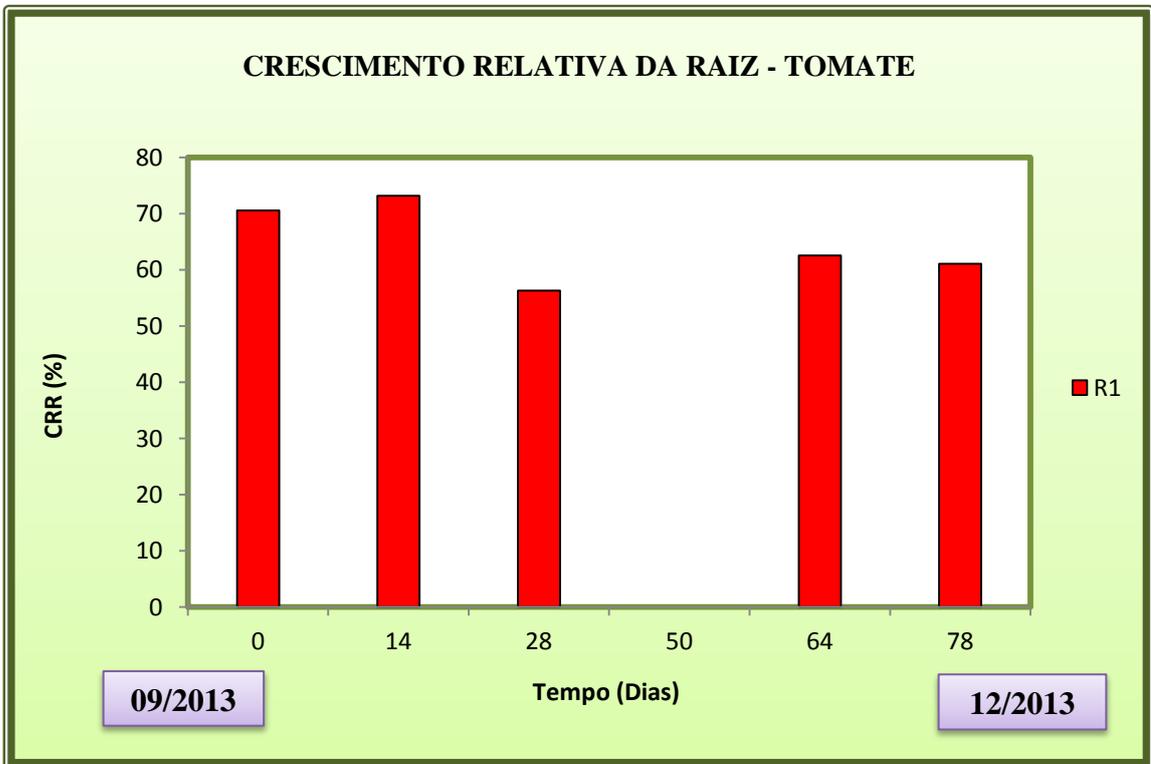
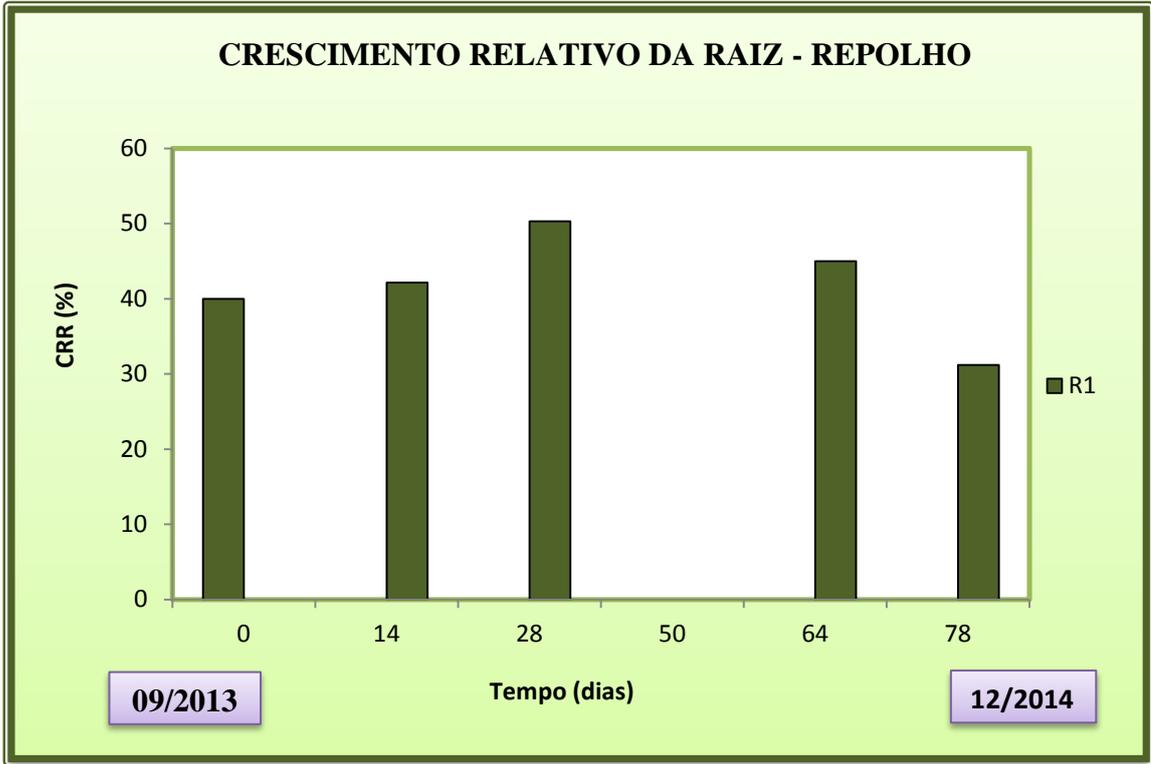
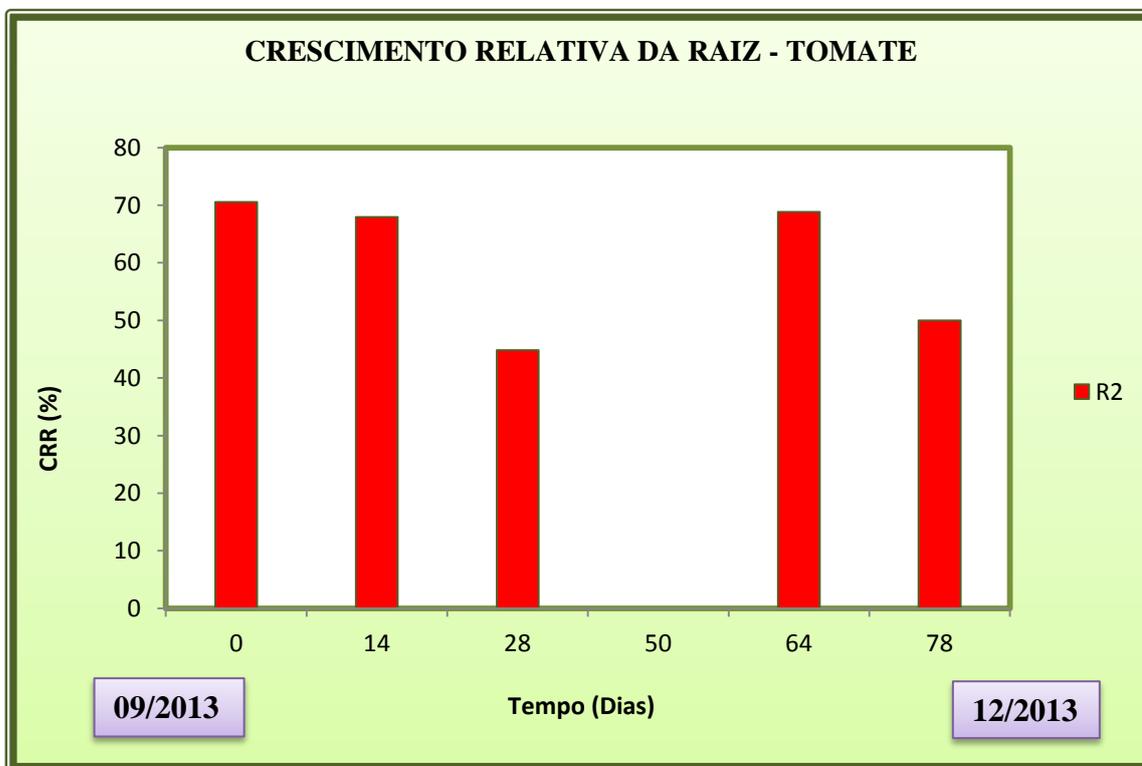
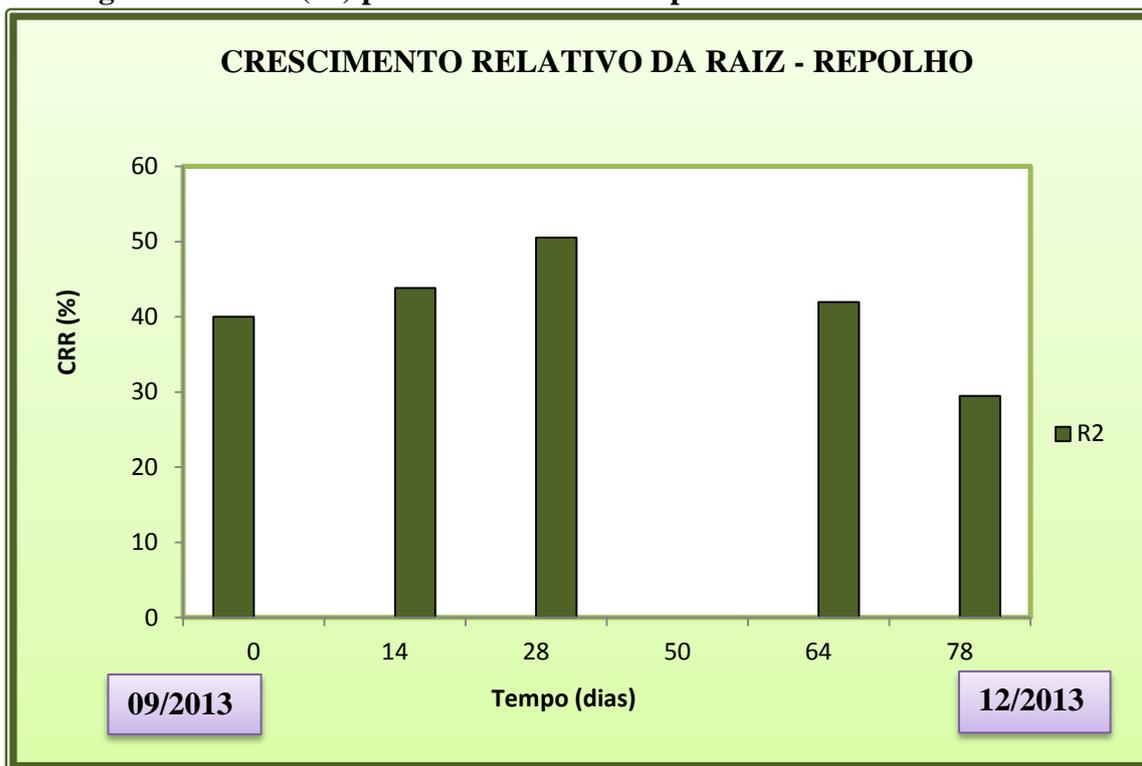


Figura 53: CRR (%) para as sementes de repolho e tomate do biorreator 2



A partir das análises dos testes de fitotoxicidade (Figuras 50, 51, 52 e 53), podemos verificar que praticamente não houve grandes variações nos índices de crescimento das raízes de tomate e repolho para os dois biorreatores. Porém, o índice de germinação para amostra de resíduo do biorreator 2 foi superior, indicando um material menos tóxico que o confinado no biorreator 1. As análises também mostraram que a germinações foram sempre maiores que o desenvolvimento da raiz, fato admissível, uma vez que a germinação é um processo físico, que depende apenas de um ambiente aquoso.

Conforme demonstrado nas Figuras 50 e 51, os valores em percentuais da germinação das sementes de tomate variaram entre 95 a 250% para amostra de resíduo do biorreator 1, e de 57 a 200% para o biorreator 2. No entanto, para as sementes de repolho, os valores de germinação variaram entre 36 a 92% para o biorreator 1, e 55 a 172% para o biorreator 2.

De acordo com as Figuras 52 e 53, os valores para o crescimento relativo das raízes apresentaram pequenas oscilações para as amostras de resíduos dos biorreatores 1 e 2. Para as sementes de tomate, o índice máximo de crescimento verificado foi de 73% e mínimo de 56% para o biorreator 1, porém, para o biorreator 2, os valores variaram de 45 a 70%. Para as sementes de repolho, os índices de crescimento oscilaram entre 31 a 50% para o biorreator 1, e 29 a 50% para o biorreator 2.

Em estudos desenvolvidos por Silva (2012), sobre a toxicidade dos resíduos sólidos da cidade de Campina Grande, Paraíba, a autora também encontrou índices de GRS maiores que os de CRR, para as sementes de tomate e repolho, com germinações que chegaram a 250%, e crescimento de 140%. Observa-se assim, que os valores encontrados por Silva (2012), foram menores que os verificados nessa pesquisa, fato que pode ser justificado, devido a grande quantidade de nutrientes presentes nesses biorreatores, uma vez que esse fator possibilita que haja maiores índices de crescimento e germinação das sementes.

Mesmo tendo obtido altos índices de crescimento e germinação quando comparados com outros estudos, considera-se ainda abaixo do esperado, tendo em vista que esses biorreatores foram preenchidos com restos alimentares, materiais que devem ser isentos de substâncias tóxicas, porém, esses materiais apresentam baixa capacidade tamponamento, e conforme Ataíde (2005) e Silva (2012), o ácido acético acumulado no início da decomposição da matéria orgânica é um fator inibidor da germinação das sementes e do crescimento das raízes, e de acordo com os resultados de ácidos voláteis apresentados neste estudo (Figuras 44 e 45), as concentrações de ácidos foram bastante elevadas, no qual obteve valores de aproximadamente $8000 \text{ mgHAC.L}^{-1}$ para o biorreator 1, e $9000 \text{ mgHAC.L}^{-1}$ para o biorreator 2, o que pode ter interferido no crescimento e germinação das sementes.

Provavelmente, outro fator que também influenciou negativamente no índice de germinação e crescimento da raiz, foi à alta concentração de nitrogênio, uma vez que o excesso desse elemento é prejudicial ao desenvolvimento de algumas plantas. E conforme o tipo de resíduos acondicionado nos biorreatores, à concentração de nitrogênio era bastante elevada, sendo os resíduos da escola compostos de restos alimentares adicionados de esterco bovinos, ambos ricos em nitrogênio.

Conforme já mencionado acima, as sementes de tomate apresentaram índices de germinação e crescimento maiores que as sementes de repolho, fato justificável, uma vez que as sementes de tomate possuem maiores quantidades de materiais nutritivos, quando comparadas às sementes de repolho, o que faz com que essas sementes permaneçam por mais tempo para nutrir-se dos materiais presentes nos biorreatores, diminuindo dessa forma o teor de materiais tóxicos em sua constituição.

4.7 Parâmetros Microbiológicos

Os micro-organismos presentes em biorreatores podem indicar a evolução do comportamento biodegradativo da massa de resíduos sólidos orgânicos. Durante o período de monitoramento foram apresentados os resultados das leituras dos grupos de micro-organismos: aeróbios totais e fungos. As contagens dos anaeróbios totais eram imprescindíveis para esse estudo, uma vez que essa pesquisa tem como objetivo avaliar a composição do biogás através da digestão anaeróbia dos resíduos sólidos orgânicos, porém não foi possível a determinação dessas análises, devido a problemas operacionais que inviabilizaram a realização das análises.

4.7.1 Aeróbios Totais

Conforme Aires (2013), os micro-organismos aeróbios sofrem menos influência do meio, quando comparados aos micro-organismos anaeróbios, uma vez que eles são menos sensíveis a mudanças ambientais, fato que permite pequenas variações na contagem de suas colônias ao longo do tempo.

As Figuras 54 e 55 apresentam o comportamento das bactérias aeróbias ao longo do tempo nos biorreatores 1 e 2.

Figura 54: Comportamento de bactérias aeróbias ao longo do tempo no biorreator 1

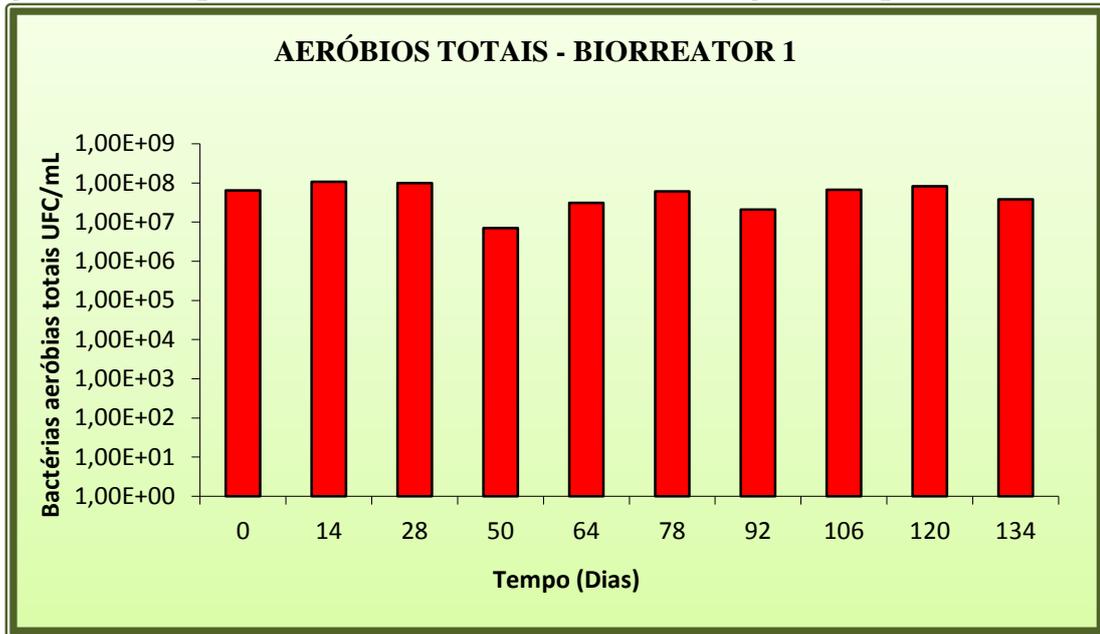
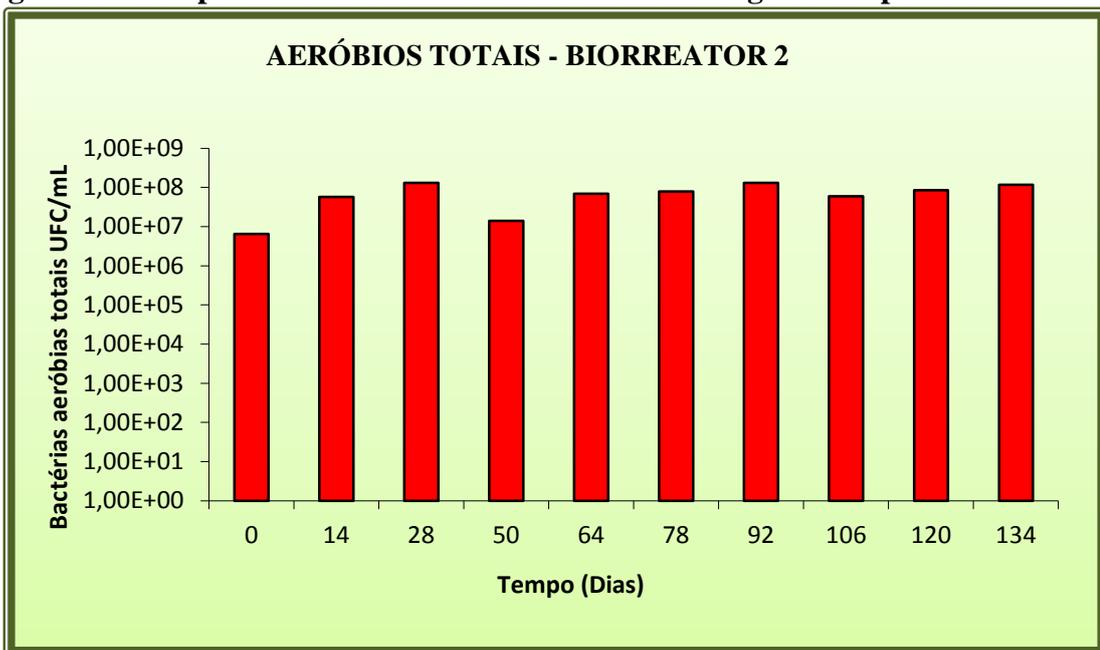


Figura 55: Comportamento de bactérias aeróbias ao longo do tempo no biorreator 2



De acordo com a Figura 54 e 55, verifica-se que ocorreram pequenas variações nas bactérias aeróbias nos dois biorreatores, não havendo diferenciação significativa em sua contagem, na qual ficou em 10^5 a 10^8 durante todo período de monitoramento. Vale destacar que a presença de O_2 sempre foi verificada em ambos reatores.

Apesar dos biorreatores serem hermeticamente fechados, o que impossibilita a entrada de ar no seu interior, ainda sim, verificou-se a presença de micro-organismos aeróbios durante todo o processo de degradação. Indicando também, um grande número de bactérias

facultativas nos biorreatores, já que essas são capazes de sobreviver tanto em presença como em ausência de oxigênio.

Estes organismos são evidenciados pelo desprendimento de calor durante o seu metabolismo e, portanto, exotérmicos. Assim, eles agem de forma a inibir o crescimento e de bactérias anaeróbias, o que também pode justificar a baixa concentração de gás metano em ambos biorreatores.

Resultados semelhantes para o número de aeróbios totais foram obtidos por Araújo (2011), em um lisímetro, preenchido com RSU da cidade de Campina Grande, Paraíba, que encontrou valores que variaram de 10^7 a 10^9 , a autora relatou que esse decréscimo no número de bactérias aeróbias, estava relacionado com a diminuição da quantidade de matéria orgânica no lisímetro, decorrente da biodegradação, uma vez que, as bactérias dependem de fontes nutricionais para se desenvolverem, além da quantidade de oxigênio que estava sendo reduzido ao longo do tempo naquele local.

4.7.2 Fungos

De acordo com Tortora (2000), a grande maioria dos fungos são aeróbios, porém há espécies anaeróbias facultativas e apenas poucos, ainda não muito conhecidos, são anaeróbios e se reproduzem por esporos, forma de reprodução ou de resistência a agressões ou estresse externos.

Os fungos atuam na decomposição dos principais constituintes dos vegetais, especialmente da celulose, lignina e pectina (PELCZAR et al., 1996). A adição de enzimas celulolíticas e hidrolíticas de fungos antes da digestão anaeróbia de resíduos sólidos aumenta a eficiência do processo, considerando-se que fungos lignolíticos aumentam a biodegradabilidade da massa de lixo (SRINIVASAN et al., 1997; MEIRA, 2009).

As Figuras 56 e 57 apresentam a contagem dos fungos ao longo do tempo nos dois biorreatores de bancada estudados, mostrando bastante semelhança para os dois biorreatores estudados.

Figura 56: Contagem de fungos totais ao longo do tempo no biorreator 1

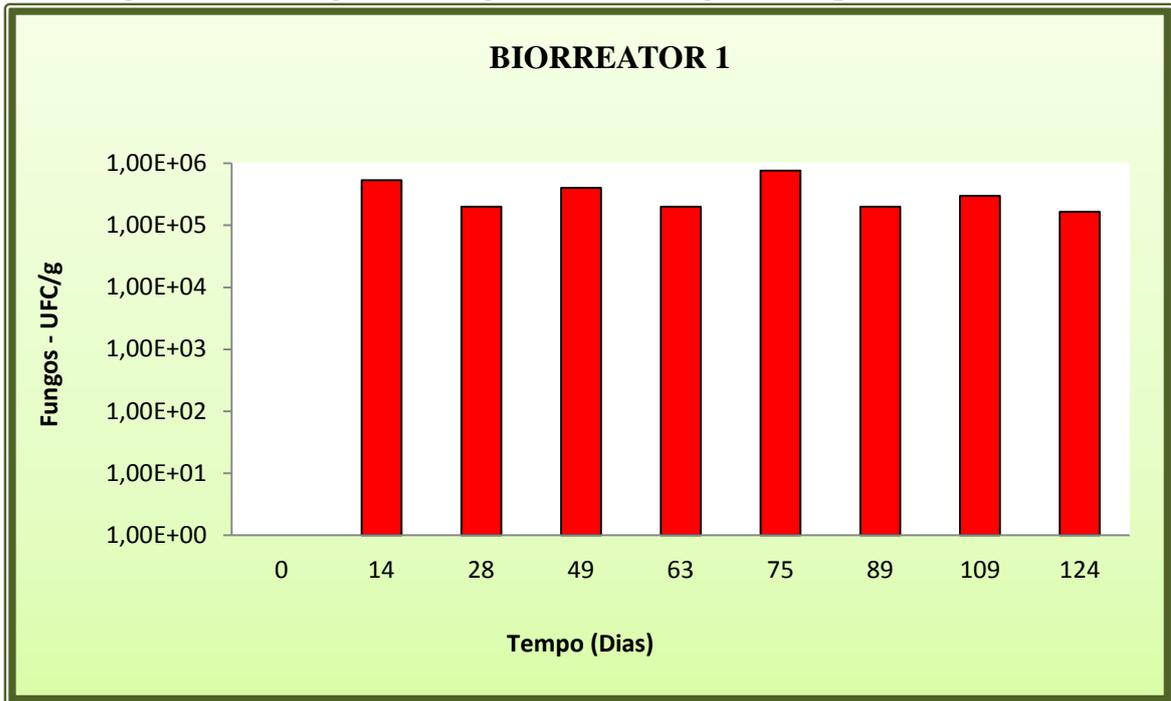
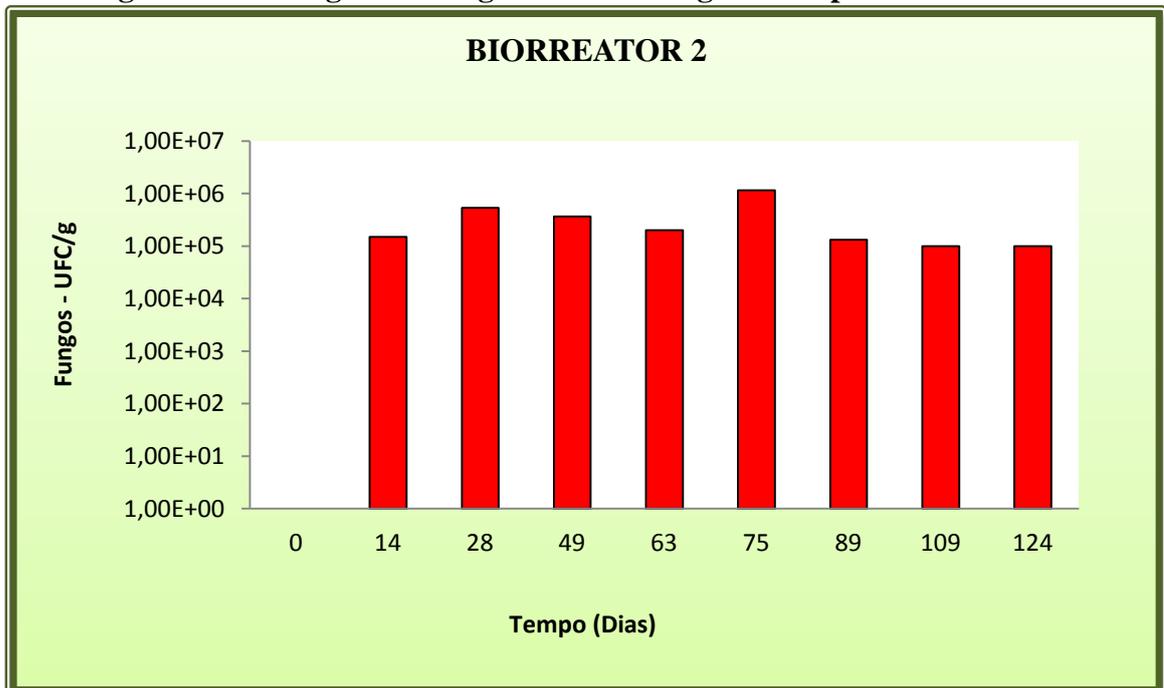


Figura 57: Contagem de fungos totais ao longo do tempo no biorreator 2



Apesar da umidade no interior dos biorreatores serem elevadas (em média 90%), estando fora da faixa de umidade considerada ideal para o desenvolvimento destes micro-organismos, ainda assim, verifica-se a presença de fungos nos dois biorreatores estudados. O crescimento desses organismos pode ser justificado devido alguns fatores presentes na massa de resíduos, tais como tipo de material orgânico, e também temperaturas propícias ao

desenvolvimento destes grupos de organismos, já que, essas são duas das condições favoráveis para o bom crescimento dos organismos fúngicos. De acordo com Meira (2009), os fungos necessitam basicamente de umidade, calor e fonte de carbono para sobreviver. E vale salientar que este grupo de micro-organismos se desenvolve em condições adversas. Entretanto Palmisano & Barlaz (1996), relatam que a umidade para o bom desenvolvimento de fungos deve ficar em torno de 40%. Apesar de serem encontrados fungos no interior dos biorreatores, estes foram considerados baixo se comparados com estudo em lisímetros com RSU. Melo (2011), Meira (2009) obtiveram fungos com valores variando de 10^6 a 10^9 , o que foram maiores se considerados os estudos realizados com resíduos, orgânicos da escola. Talvez o ataque inicial a matéria orgânica tenha sido prejudicado e por consequência as etapas subsequentes. Desta forma pode ter havido influencia na geração e produção de biogás.

4.8 Monitoramento dos Gases

A partir do monitoramento dos gases, pode-se avaliar o processo de degradação dos compostos orgânicos em paralelo com os demais parâmetros monitorados e relacionar as interferências de fatores ambientais e operacionais na produção de biogás. Os dados apresentados na Figura 58 e 59 são referentes aos valores das concentrações de O_2 , CO_2 e CH_4 .

Figura 58: Concentração volumétrica (%) de CH_4 e CO_2 e O_2 ao longo tempo do Biorreator 1

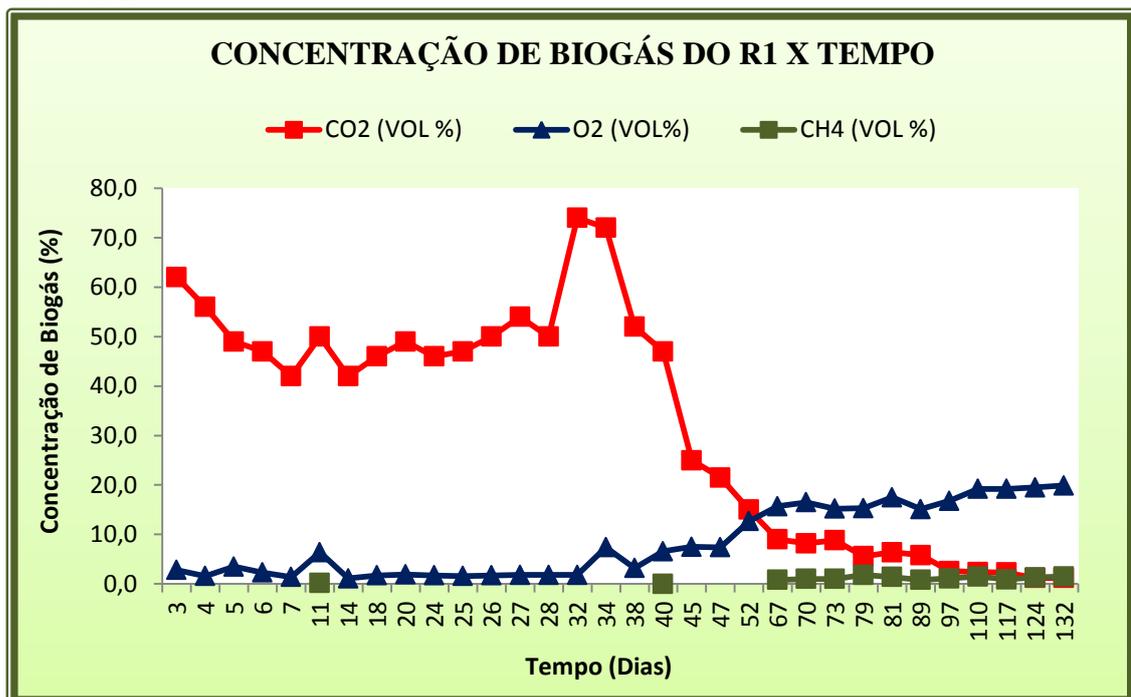
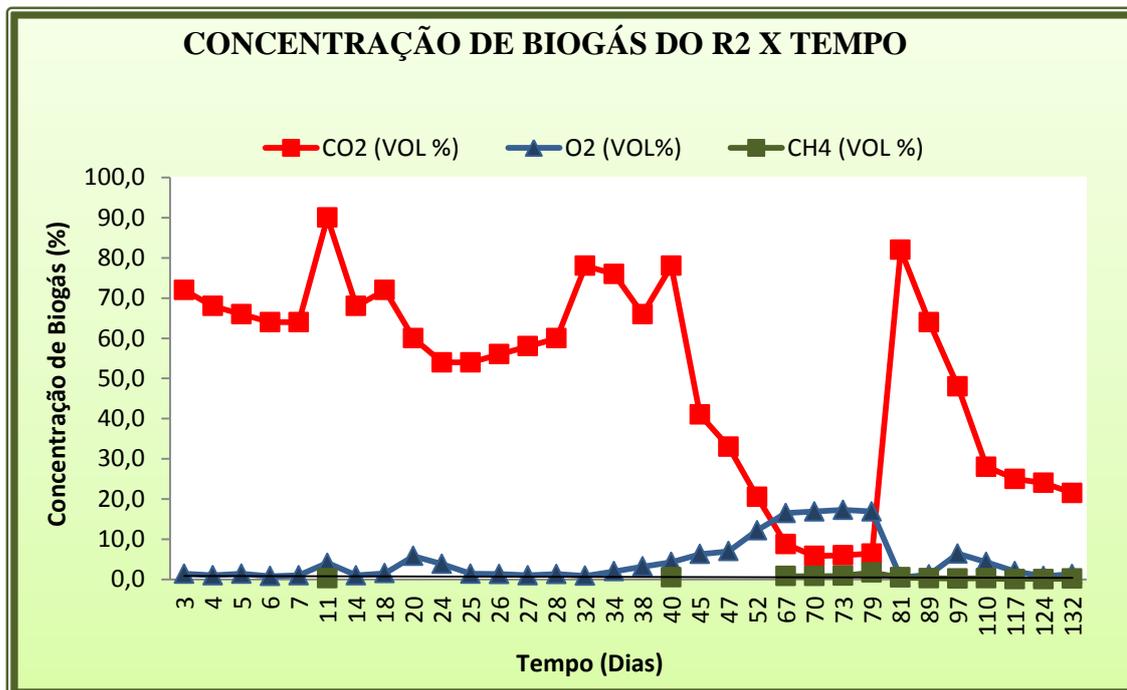


Figura 59: Concentração volumétrica (%) de O₂,CH₄ e CO₂ ao longo do tempo do Biorreator 2



Conforme as Figuras 58 e 59, as medições do CH₄ começaram a ser realizadas a partir do 11º dia de monitoramento. O comportamento do metano e do dióxido de carbono foram bem distintos ao longo do tempo. Para o metano as concentrações variaram de 0,2 a 2% para ambos biorreatores, bem abaixo do esperado. Para o CO₂ as concentrações variaram de 6% a 82%. As maiores concentrações de CO₂ foram encontradas no biorreator 2, para o metano, as maiores concentrações foram no biorreator 1.

Os altos valores para o CO₂ ao longo do tempo de monitoramento evidenciaram que as bactérias presentes no interior dos biorreatores eram em sua maioria as fermentativas, uma vez que são responsáveis por liberarem este gás. Vale destacar que foram encontrados fungos e bactérias aeróbias que no seu metabolismo contribuem para a geração de CO₂ e, por consequência, diminuem o pH. Assim, podem também ter prejudicados o desenvolvimento de bactérias metanogênicas.

Outro fator importante no que se refere à produção de biogás é que apesar de haver elevados teores de matéria orgânica e micro-organismos estes podem inibir a produção de biogás pela excreta de metabólitos intermediários. Conforme Poulsen (2003), a produção de biogás e sua composição estão intimamente ligados aos níveis da carga orgânica. Geralmente, quando o reator é sobrecarregado, este irá responder com um aumento imediato na produção de biogás, mas logo em seguida, poderá ocorrer uma diminuição repentina, pois os níveis de

produtos inibidores (ácidos) são demasiado elevados e o pH tende a diminuir. Fato este que foi evidenciado na realimentação do biorreator 2. Estes fortes desequilíbrios podem causar variações na composição do biogás, como mudança para níveis mais elevados de dióxido de carbono e hidrogênio, uma vez que não são consumidos rapidamente pela metanogênese. Como já comentado, especificamente no biorreator 2, onde observa-se através da Figura 59, após sua realimentação, no 78° dia, registrou-se a maior concentração de CH₄, de aproximadamente 2% de CH₄ e 6% de CO₂. Logo em seguida, no 81° dia, ocorreu um aumento abrupto na concentração de CO₂, atingindo 82%, e uma redução na concentração de CH₄, chegando a valores de 0,3%. Vale salientar que nesta realimentação o pH foi ajustado para 7,4; o que favorece a produção de biogás pela estabilização do sistema.

No que se refere ao gás oxigênio, a Figura 58 mostra que a concentração de O₂ presente no biorreator 1, no 4° dia de monitoramento foi equivalente a 2,8%, sofrendo um decréscimo ao longo do tempo, chegando a valores a de 1,8% no 32° dia, e após este período para valores próximos a 20%. Já para o biorreator 2, as concentrações de O₂, ainda foram menores, 1,4% para 4° dia de monitoramento e 1,3% no 32° dia, a partir daí, houve um acréscimo em sua concentração, chegando a atingir valores em torno de 17%. Estes elevados valores de O₂ nos períodos finais de monitoramento podem evidenciar uma falha na estrutura dos biorreatores. Inclusive, no biorreator 2 foi encontrado um vazamento no 64° dia, indicando a entrada de gás oxigênio. A presença de O₂ nos biorreatores pode ter influenciado nos valores de micro-organismos aeróbios e facultativos. Ainda, a presença de O₂ conforme Melo (2011), desestabiliza o meio interno dos reatores, provocando atividades metabólicas exergônicas. Ainda segundo este pesquisador até mesmo o pH é influenciado pelo gás oxigênio, neste caso, diminuindo-o. Estes fatores influenciam negativamente as bactérias metanogênicas, produtoras de metano. Alcântara (2007), relata que o monitoramento das concentrações de O₂ é útil para avaliar as condições de anaerobiose do meio. A entrada de elevadas concentrações de oxigênio no sistema anaeróbio representa danos significativos no processo, enquanto que pequenas concentrações atuam na otimização da taxa de hidrólise da celulose criando microambientes aeróbios (ALCÂNTARA, 2007).

Okamoto *et al.* (2000), estudando a degradação anaeróbia individual de sete componentes da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos (FORSU), verificaram que a maior parte do biogás produzido na degradação de proteínas era constituída por CO₂, e conforme observou-se nas Figuras 58 e 59, os valores de CO₂ presentes nos biorreatores preenchidos com resíduos orgânicos foram bastante elevados, atingindo valores de até 90%, no 11° dia de monitoramento para o biorreator 2. Como já comentado isto pode ser aceitável

para os reatores estudados, pois ambos foram preenchidos com restos alimentares adicionados de esterco bovinos, o que conforme cita Guedes (2005), são ricos em nitrogênio (proteínas) e, portanto, podem gerar elevadas concentrações de CO_2 .

Ainda, segundo Tchobanoglous *et al.* (1993), nem todo o material orgânico é convertido a CO_2 e CH_4 , existindo uma certa parcela não biodegradável, dependente do conteúdo de lignina. Conforme os estudos realizados nos dois biorreatores, os grupos fúngicos tiveram valores abaixo do esperado, e, portanto, a lignina e celulose, material do seu metabolismo foram degradados, talvez, em quantidades abaixo do esperado, o que também pode ter afetado na geração de metano, pois bactérias metanogênicas são incapazes de metaboliza-los.

De uma maneira geral, os resultados mostraram altas concentrações de CO_2 e baixas de CH_4 para ambos os biorreatores. Também verificou-se que as concentrações de O_2 aumentaram ao longo do tempo. Destaca-se que o CO , quando medido nos biorreatores, este quase sempre teve concentrações elevadas.

As Figura 60 e 61, mostram as concentrações volumétricas (ppm) de CO e H_2S em função do tempo de enchimento dos biorreatores.

Figura 60: Concentração volumétrica (%) de CO , H_2S e em função do tempo de enchimento do Biorreator 1

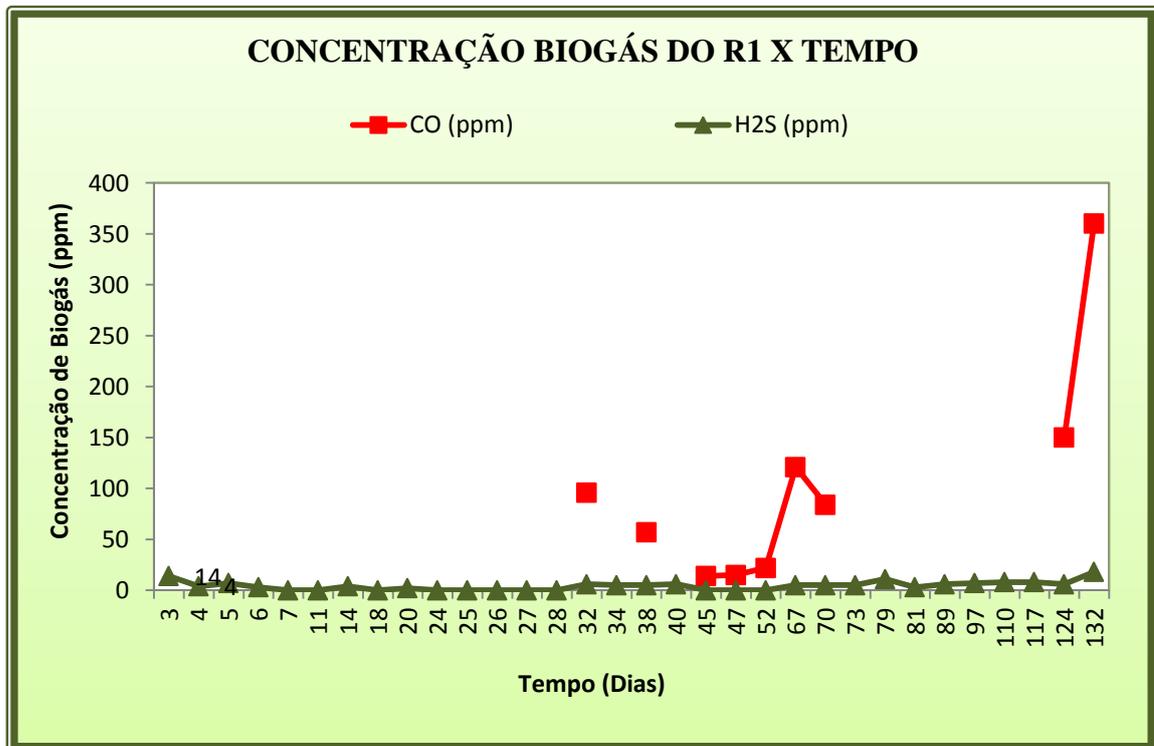
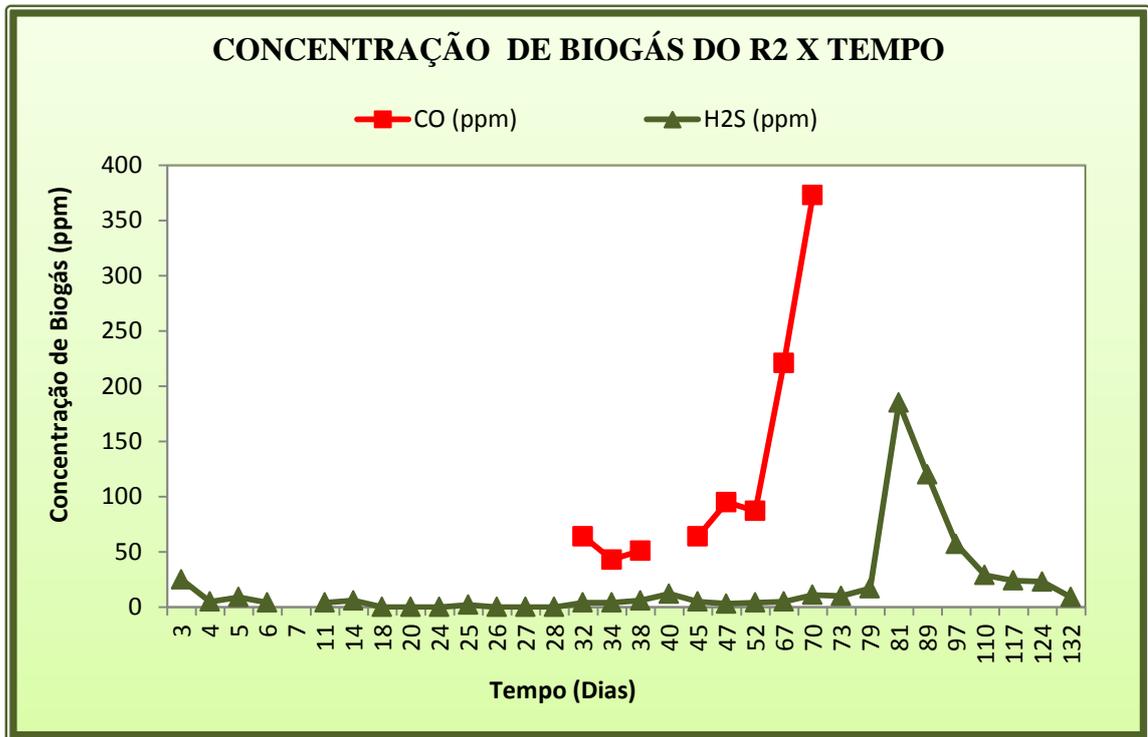


Figura 61: Concentração volumétrica (%) de CO e H₂S e em função do tempo de enchimento do Biorreator 2



As concentrações observadas no período do monitoramento com Drager para o biorreator 1 variaram entre 15 ppm e 300 ppm para CO, e 0 ppm a 18 ppm para H₂S. Já para o biorreator 2, o CO variou de 43 ppm a 373 ppm, e para H₂S, essa variação foi 0 a 185 ppm. De acordo com os valores apresentados, observa-se grandes variações, chegando a valores elevados, ultrapassando os valores recomendados, pois de acordo com o CONAMA (1990), que trata do padrão de qualidade do ar, os limites das concentrações de CO são de 9 ppm e 35 ppm para um tempo de exposição de 8h e 1h, para emissões primárias e secundárias respectivamente e não devem ser excedidos mais de uma vez por ano. As concentrações na faixa de 9-15 ppm indicam ar de qualidade inadequada, e concentrações acima de 400 ppm seriam potencialmente mortais (AIRES, 2013).

Conforme mostram nas Figuras 60 e 61, só foi possível a realização de algumas leituras dos gases, CO e H₂S, porém observa-se grandes variações em suas concentrações, chegando a valores elevados. É importante também mencionar, que a medição do CO em equipamentos tipo Drager está susceptível a erros devido às dificuldades de mensuração de gases reativos a baixíssimas concentrações (ppm).

Conforme a Figura 61, observa-se que as maiores concentrações de CO presentes no biorreator 1, foi entre o 47º dia ao 70º dia de monitoramento, período em que as concentrações de O₂ foram mais elevadas, devido a um problema operacional na estrutura do biorreator que ocasionou um vazamento, e conseqüentemente possibilitou a entrada do ar atmosférico para o interior do biorreator, de acordo com a Figura 59.

H₂S é um gás incolor de odor forte, tóxico, mais denso que o ar e tem como principal fonte a decomposição anaeróbia dos excrementos. Pode causar sérios danos à saúde humana e dos animais, estando relacionado á redução de desenvolvimento dos animais. Seu odor característico já é detectado a partir 0,01 ppm (VERSTEGEN et al., 1994).

De acordo com Aires (2013), a concentração típica no biogás de H₂S é em torno de 0 - 70 ppm, valores bem inferiores aos encontrados no biorreator 2, logo após a sua realimentação, no qual alcançou valores de 185 ppm, indicando a possibilidade de interferências no crescimento das bactérias metanogênicas.

Segundo Campos et al. (1999), quanto mais elevado for o pH (acima de 7) menor será a existência do H₂S em forma de gás, reduzindo a exalação de odores. De acordo com Chernicharo (1997), grandes quantidades de H₂S são devidas a baixos pHs, elevadas concentrações de ácidos voláteis entre outros fatores. Isto vai ao encontro do que foi observado nos biorreatores analisados.

Pesquisas realizadas no Instituto de Tecnologia Química e Biológica da Universidade Nova de Lisboa, mostraram pela primeira vez que o CO, tem a capacidade de inativar e eliminar bactérias. Este efeito foi demonstrado para várias bactérias, em particular no bem conhecido patogênico Estafilococos. Este achado pode, inclusive, direcionar o metabolismo interno nos biorreatores para que ocorram menores concentrações desse gás.

Desta forma, tanto o CO como o H₂S devem ser monitorados para melhorar a eficiência de biorreatores.

Os estudos em ambos os reatores mostraram que as condições ambientais e operacionais influenciaram nos parâmetros físico-químicos e microbiológicos e devem ser analisados de forma conjunta, pois eles estão relacionados ao bom funcionamento de biorreatores. Assim, a concentração de biogás gerada nos reatores estudados foi afetada pelos parâmetros pesquisados e melhorias devem ser propostas para uma efetiva melhora no sistema.

5 CONCLUSÕES

- A composição gravimétrica dos resíduos demonstrou que a maior parcela de resíduos gerados na Escola Estadual de Ensino Médio Severino Cabral é composta de matéria orgânica (61%), o que sugere a possibilidade de produção de biogás através do tratamento dos RSO em biorreatores anaeróbios.
- Os plásticos apresentam baixos percentuais em peso, porém possui volumes excessivos, o que demonstra que esse material ocupa grande volume nos aterros sanitários, diminuindo assim sua vida útil, e também formando bolsões, o que dificulta a degradação mais rápida dos RSU.
- As variações bruscas das temperaturas afetaram negativamente o desenvolvimento das bactérias metanogênicas no interior dos biorreatores, contribuindo nas baixas concentrações de metano.
- O alto teor de umidade do substrato durante todo o processo de operação dos biorreatores não foi favorável para desenvolvimento dos fungos e também, proporcionou o surgimento de bactérias produtoras de ácidos.
- Ocorreu uma redução dos teores de sólidos voláteis, para os dois biorreatores de bancada estudados, o que se pode concluir que existia a presença de micro-organismos facultativos na massa de resíduos, como comprovado através das análises microbiológicas, uma vez que a presença de metano foi extremamente baixa, e as concentrações de oxigênio para um dos biorreatores variaram durante todo o processo.
- As condições desfavoráveis oferecidas aos biorreatores ocasionou uma desestabilização no meio, provocando um acúmulo de ácidos, impossibilitando que o bicarbonato de sódio (NaHCO_3) adicionado agisse de forma satisfatória como agente de tamponamento para os resíduo orgânico estudados no biorreator 2.
- É indispensável à adição de um alcalinizante no tratamento dos resíduos orgânicos provenientes de restos alimentares através da digestão anaeróbia, tendo em vista que esses resíduos apresentam baixa capacidade de tamponamento.
- Os baixos valores de pH foi um fator limitante para as concentrações de metano no biogás.

- Os elevados teores de nitrogênio amoniacal contribuíram para toxicidade dos resíduos orgânicos, interferindo provavelmente na composição do biogás, porém os baixos valores de pH, talvez tenham diminuído a sua toxidez.
- No que se refere à concentração dos gases, o CO₂ teve valores elevados e o metano valores extremamente baixos comparado com a literatura, e isso se deve as condições ambientais e operacionais verificadas nos dois biorreatores.
- O gás sulfídrico teve em alguns momentos concentrações elevadas devido aos fatores ambientais e operacionais que interferiram no comportamento microbiano nos biorreatores estudados, provocando desequilíbrio nos parâmetros físico-químicos verificados.
- Possivelmente as altas concentrações de monóxido de Carbono (CO) foram tóxicas às bactérias metanogênicas;
- As condições ambientais e operacionais influenciaram negativamente na concentração de biogás, mas forneceram um direcionamento no que se refere o seu monitoramento e, como, elas podem ser avaliadas para que o processo seja otimizado.

5.1 Recomendações para futuras pesquisas

- Realizar análises de carbono e nitrogênio dos resíduos para obter a relação C/N, e corrigir os resultados até o nível recomendado.
- Realizar estudos de tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos para verificações das concentrações de metano no biogás em temperatura constante.
- Verificar as relações entre as trocas de calor com o meio ambiente externo aos biorreatores.
- Acompanhar o comportamento dos micro-organismos anaeróbios ao longo do tempo em biorreatores de bancada para obter correlações com os gases gerados durante o processo de degradação dos resíduos orgânicos.
- Testar diferentes inóculos nos tratamentos anaeróbio dos resíduos, para produção de biogás em diferentes concentrações.

- Verificar se é possível a implantação um núcleo de reaproveitamento e reciclagem nas escolas, formado por membros da comunidade escolar, ou mesmo a doação desses materiais as cooperativas de catadores de materiais recicláveis, com o intuito de diminuir os impactos negativos provenientes desses resíduos e gerar rendas.

REFERÊNCIAS

ABREU, L. M. **Aspectos microbiológicos de los procesos de nitrificación-desnitrificación.** In: TALLER Y SEMINARIO LATINO AMERICANO TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES, 3., 1994, Montevideo. Anais. Montevideo: Universidad de la Republica, 1994. p. 55-63.

ABRELPE, Associação Brasileira das Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil – 2012.** São Paulo – SP, 2012.

ABRELPE, Associação Brasileira das Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. **Resíduos Sólidos: Manual de Boas Práticas no Planejamento,** 2011.

AIRES, K. O. **Monitoramento das Concentrações de Gases em uma Célula Experimental de Resíduos Sólidos Urbanos na Cidade de Campina Grande – PB.** 2013. 118p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental), Centro de Tecnologia e Recursos Naturais. Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande.

ALCÂNTARA, P. B. **Avaliação da Influência da Composição de Resíduos Sólidos Urbanos no Comportamento de Aterros Simulados.** 2007. 366 p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Centro de Tecnologia e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2007.

ALVES, I. R. F. S. **Análise experimental do potencial de geração de biogás em resíduos sólidos urbanos.** 2008. 118 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Centro de Tecnologia e Geociências - CTG, UFPE, Recife, 2008.

ALVES, F. S. **Influência das condições meteorológicas na biodegradação dos resíduos sólidos urbanos em Campina Grande – PB.** 2012. 146 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental). Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande.

ALSAMAWI, A. A.; ZBOON, A. R. ALNAKEEB, A. **Estimation of Baghdad Municipal Solid Waste Generation Rate.** Eng.& tech. Journal, vol. 27, N° 1, 2009.

ANASTÁCIO, M. C. F. **Produção de Energia na Forma de Biogás a Partir de Resíduos Animais para o Desenvolvimento Rural.** 2010. 63 p. Dissertação (Mestrado Integrado em Engenharia Química). Departamento de Engenharia Química. Universidade do Porto. Porto, 2010.

ANDRADE, M. A. N., RANZI, T. J. D., MUNIZ, R. N., SILVA, L. G. S. S., ELIAS, M. J. – **Biodigestores Rurais no contexto da atual crise de Energia Elétrica Brasileira e na perspectiva da Sustentabilidade Ambiental.** Coordenadoria de Gestão Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina – Florianópolis – SC – UFSC – 2003.

Agência Nacional de Energia Elétrica (Aneel), 2011. Disponível em <www.aneel.gov.br>. Acesso em 14 de dezembro de 2013.

APHA; AWWA; WEF. Standard methods for the examination of water and wastewater. 20 th edition. Washington: APHA, 2005. 1203p.

AQUINO, S. F. E CHERNICHARO, C. A. L. **Acúmulo de ácidos graxos voláteis (AGVs) em reatores anaeróbios sob estresse: causas e estratégias de controle.** Revista Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. V. 10, n. 2, p. 152 – 161. 2005.

ARAÚJO, E. P. **Estudo do Comportamento de Bactérias Aeróbias e Anaeróbias Totais na Biodegradabilidade de Resíduos Sólidos Urbanos da Cidade de Campina Grande-PB.** 2011. 116 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental). Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande.

ARRUDA, M. H. AMARAL, L. P. PIRES, O. P. J. CHALES. B. **Dimensionamento de Biodigestor para Geração de Energia Alternativa.** Revista Científica de Agronomia da Faculdade de Agronomia e Engenharia Florestal, Garça, ano I. n° 2, dez. 2002.

ASSIS, L. D. S. **Estimativa da produção de biogás pelo lixo urbano de Corumbá, Ladário – Brasil, Puerto Quijarro e Arroyo Concepción Bolívia.** 2009. 64 p. Dissertação de Mestrado do Programa de Pós Graduação *strictu senso* Estudos Fronteiriços da Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campus do Pantanal. Corumbá, MS.

ATAÍDE, L. M. S. TAVARES, K. G., CATAPRETA, C. A. A., LOPES, S. R. **Avaliação da fitotoxicidade do composto orgânico realizada a partir de ensaios envolvendo sementes de tomate (*Lycopersicon Esculentum* Limm).** 23° Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2005.

AUDIBERT, J. L. **Avaliação qualitativa e quantitativa do biogás do aterro controlado de Londrina.** 186 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento), Centro de Tecnologia e Urbanismo. Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2011.

BACKES, G. M. **Avaliação do processo de digestão anaeróbia na Geração de energia a partir de dejetos suínos e Bovinos de leite com suplementação de glicerina Residual bruta oriunda da produção de biodiesel.** Dissertação (Mestrado em Ambiente e Desenvolvimento), Programa de Pós-graduação *Stricto Sensu*. Centro Universitário Univates, Lajeado, RS, 2011.

BARCELOS, B. R. **Avaliação de diferentes inóculos na digestão anaeróbia da fração orgânica de resíduos sólidos orgânicos.** 2009. 90p. Dissertação (Mestrado do Programa de Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos). Universidade de Brasília.

BARRERA, P. **Biodigestores: Energia, fertilidade e saneamento para zona rural.** São Paulo: Ícone, 1983.

BARLAZ, M.A.; HAM, R.K.; SCHAEFER, D.M. (1990). **Methane production from municipal refuse: a review of enhancement techniques and microbial dynamics.** *Critical Reviews in Environmental Control*, v.19, n.6, p.557-584.

BERGLUND, M. **Biogas Production from a Systems Analytical Perspective**. Tese de Doutorado. Lund University. 2006. 79 p.

BENGTSSON, S. HALLQUIST, J. WERKER, A. WELANDER, T. **Acidogenic fermentation of industrial wastewaters: Effects of chemostat retention time and pH on volatile fatty acids production**. *Biochemical Engineering Journal*, 40:492, 2008.

BIDONE, F. R. A.; POVINELLI, J. (1999). **Conceitos básicos de resíduos sólidos**. 1999. 120 p. São Carlos: EESC/ Universidade de São Paulo.

BISCHOFBERGER, W.; DICHTL, N.; ROSENWINKEL, K.H.; SEYFRIED, C. F.; BOHNKE, B. **Anaerobtechnik**. Verlag Springer: Berlin Heidelberg. S. 65-84.2005.

BRASIL. Lei nº 12.305, de 02 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos- PNRS. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 03 ago. 2010.

BRAUN, R. **Biogas – Methangarung organischer Abfallstoffe**. Springer Verlag: Wien/ New York, 1982.

CALLI, B.; MERTOGLU, B.; INANC, B. **Landfill leachate management in Istanbul: applications and alternatives**. *Chemosphere*, 59(6), 819-829p. 2005.

CASTILHOS J, A. B.; PESSIN, N.; FERNANDES, F. *et al.* **Gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos com Ênfase na Proteção de Corpos D'água: Prevenção, Geração e Tratamento de Lixiviados de Aterros Sanitários**. PROSAB – Rede Cooperativa de Pesquisas. Santa Catarina, 2006.

CAMPOS, H. T. **Resíduos Sólidos e Sustentabilidade: O Papel das Instalações de Recuperação Resíduos Sólidos e Sustentabilidade: O papel das instalações de recuperação**. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Sustentável), Centro de Desenvolvimento Sustentável. Universidade de Brasília, Brasília, 2013.

CAMPOS, J. R. **Tratamento de Esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. 1999. ABES, Projeto PROSAB, 464 p

CASSINI, S. T.; VOZOLLER, R. F.; PINTO, M. T. **Digestão de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento do biogás**. Rio de Janeiro: ABES, RIMA, 2003, Capítulo 1, 13p.

CATAPRETA, C. A. A. **Comportamento de um Aterro Sanitário Experimental: Avaliação da Influência do Projeto, Construção e Operação**. 2008. 337 p. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

CATAPRETA, C. A. A.; SIMÕES, G. F. **Caracterização volumétrica dos resíduos sólidos urbanos dispostos em um aterro sanitário experimental**. XXXI Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental - AIDIS. 2008.

CENBIO. Relatório Técnico Final – Projeto ENERBIO, São Paulo, 2004.

CENBIO. **Biomassa é a energia do século 21**. Revista Brasileira de Bioenergia, São Paulo, Ano 1, nº 2, p. 18-21., Out. 2007. Disponível em: <<http://cenbio.iee.usp.br/download/revista/RBB2.pdf>>. Acesso em: 16 de Dez. 2013.

CHAE, K. J.; JANG, A.; YIM, S. K.; KIM, I. S. **The effects of digestion temperature and temperature shock on the biogas yields from the mesophilic anaerobic digestion of swine manure**: Bioresource Technology 99, 1-6, 2008.

CHANAKYA, H. N.; RAMACHANDRA, T. V *et al.* **Micro-treatment options for components of organic fraction of MSW in residential areas**. Environ Monit Assess. N. 135, p. 129–139. 2007.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores Anaeróbios**. DESA, Belo Horizonte. 245p. 1993.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores Anaeróbios**. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 246p.1997.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores Anaeróbios**. 2.ed. Belo Horizonte: UFMG, 2007.

CHANG, A. C.; GRANTO, T.C.; PAGE, A.L. **A methodology for establishing phytotoxicity criteria for chromium, copper, nickel and zinc in agricultural land application of municipal sewage sludges**. Environmental Quality, v. 21, p. 521-536, 1992.

COSTA, D. F. **Geração de energia elétrica a partir do biogás do tratamento de esgoto**. 2006. 194p. Dissertação (Mestrado em Energia). Universidade de São Paulo (USP), São Paulo, 2006.

COUTO, L. C. COUTO, L. WATZLAWICK, L. F. CÂMARA, D. Vias de valorização energética da biomassa. Biomassa & Energia, v. 1, n. 1, p.71-92, 2004.

CONAMA – CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução nº 03 de 28/06/90, estabelece os padrões de qualidade do ar as concentrações de poluentes atmosféricos, 1990.

CUETOS, M. J. GÓMEZ, X. OTERO, M. MORÁN, A. **Anaerobic digestion of solid slaughterhouse waste (SHW) at laboratory scale: Influence of co-digestion with the organic fraction of municipal solid waste (OFMSW)**. Biochemical Engineering Journal, 40:99, 2008.

CUNHA, E. R. **Avaliação do Processo de Bioestabilização de Resíduos Sólidos Urbanos em Lisímetro de Campo**. 2009. 114 p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil). Centro de Tecnologia e Geociências. Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

DEGAUTNTTI, R, DEGANUTTI, R.; PALHACI, M. C. J. P.; ROSSI, M.; TAVARES, R; SANTOS, C. **Biodigestores rurais: modelo indiano, chinês e batelada**. In: 40 encontro de energia meio rural. São Paulo, 2002. Faculdade de Arquitetura, Artes e Comunicação. UNESP. São Paulo, 2002.

DEUBLEIN, D; STEINHAUSER, A. **Biogas from waste and renewable resources: an introduction.** Weinhein-Germany: Verlag Gmb H & Co. KGa A, 2008.

DIAS, M. I. A. COLEN, F. FERNANDES, L. A. SOUZA, R. M. BUENO, O. C. **Viabilidade Econômica do Uso do Biogás Proveniente da Suinocultura, em Substituição a Fontes Externas de Energia.** Revista Energia na Agricultura. vol. 28, n.3, p.155-164, julho-setembro, 2013.

DILLENBURG, M. E. **Variação da Taxa de Recirculação de Lixiviado Determinada pela Concentração de Ácidos Voláteis no Tratamento da Fração Orgânica de Resíduos Sólidos Urbanos domésticos.** 2006. 135p. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento), Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.

ELK, A. G. H. P. V. **Mecanismo de Desenvolvimento Limpo aplicado a Resíduos Sólidos: Redução de Emissões na Disposição Final.** Rio de Janeiro, 2007. IBAM, p 40.

EMBRAPA. **Plano Nacional de Agroenergia.** Secretaria de Produção e Agroenergia, República Federativa do Brasil, 2006.

ENSINAS, A. V. **Estudo da Geração de Biogás no Aterro Sanitário Delta em Campinas – SP.** 2003. 145 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica). Universidade Estadual de Campinas, São Paulo.

ESPERANCINI, M. S. T. COLEN, F. BUENO, O. C. PIMENTAL, A. E. B. SIMON, E. J. Viabilidade técnica e econômica da substituição de fontes convencionais de energia por biogás em assentamento rural do Estado de São Paulo. **Revista de Engenharia Agrícola, Jaboticabal**, v. 27, n. 1, p. 110-118, 2007.

FELIZOLA, C. de S. **Estudo cinético do tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos.** Dissertação de Mestrado. Universidade Federal da Paraíba. 2006. 89p.

FLORENCIO, M de L.; KATO, M. T. **Sistema de tratamento anaeróbio. Apostila do IV Curso de tratamento biológico de resíduos.** FURB/UFSC, Florianópolis, p.24. 1999.

FIRMO, A. L .B. **Análise Comportamental de parâmetros físico-químicos e geração de gás numa célula experimental no Aterro da Muribeca - PE.** 2006. 79 p. Monografia Conclusão de Curso – Centro de Tecnologia e Geociências, Departamento de Engenharia Química, Universidade Federal de Pernambuco, Recife - PE.

FONSECA, F. S. T. ARAÚJO, A. R. A. HENDGES, T. L. **Análise de viabilidade econômica de biodigestores na atividade suinícola na cidade de Balsas - MA:** um estudo de caso. In: congresso da sociedade brasileira de economia, administração e sociologia rural. Porto Alegre, Jul. 2009. Universidade Estadual do Maranhão. Maranhão, 2009.

FUENTES, M.; SCENNA, N. J.; AGUIRRE, P. A.; MUSSATI, M. C. **Application of two anaerobic digestion models to biofilm systems.** Biochemical Engineering Journal. 38:259, 2008.

GARCIA, E. E. **Resíduos Sólidos Urbanos e a Economia Verde**. Diretrizes para uma Economia Verde no Brasil. São Paulo, 2012.

GERARDI, M. H.; **The Microbiology of Anaerobic Digesters**. ed. John Wiley & Sons Inc, New Jersey, Canadá, 175p, 2003.

GODECKE, M. V. NAIME, R. H. FIGUEREDO, J. A. S. **O Consumismo e a Geração de Resíduos Sólidos Urbanos no Brasil**. Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental. REGET/UFSM, v. 8, n. 8, p. 1700-1712, 2012.

GÓMEZ, X. et al. **Anaerobic co-digestion of primary sludge and the fruitand vegetable fraction of the municipal solid wastes** – Conditions for mixing and evaluation of the organic loading rate, Renewable Energy 31:2.017, 2006.

GUEDES, V. P. **Estudos do fluxo de gases através do solo de cobertura de Aterro de Resíduos Sólidos Urbanos**. 2007. 117 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Coordenação de Pós-Graduação de Engenharia – COPPE. Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2007.

GUJER, W.; ZEHNDER, J. B. **Conversion processes in anaerobic digestion**. Water Science and Technology, Vol. 15, pp. 127-167, 1983.

HAMADA, J. 2009. **Aterros sanitários: concepção e dimensionamento**. Bauru: FEB. No prelo.

HAMMES, V. S. **Efeitos da Diversidade e da Complexidade do Uso e Ocupação do Espaço Geográfico**. In: HAMMES, V. S. (Editora Técnica). JULGAR – Percepção do Impacto Ambiental. Vol. 4.Embrapa; São Paulo: Globo, 2004. 223p. p: 35-39.

HARTMANN, H.; AHRING, B. K. **Anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste: Influence of co-digestion with manure**. Water Research. V. 39, p. 1543–1552. 2005.

HENRIQUES, R. M. **Aproveitamento energético dos resíduos sólidos urbanos: uma abordagem tecnológica**. 2004. 204 p. Dissertação (Mestrado em Ciências e Planejamento Energético). Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

HENRIQUES J, M. F. **Potencial de Redução de Emissão de Gases de Efeito Estufa pelo Uso de Energia no Setor Industrial Brasileiro**. 340p. Tese (Doutorado em Planejamento Energético, COPPE). Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2010. Disponível em:
<http://www.ppe.ufrj.br/ppe/production/tesis/mauricio_junior.pdf>. Acesso em 17 de Dez. 2013.

HUI, Y.; LI, W.; FENWEI, S.; GANG, H. **Urban solid waste management in Chongqing: Challenges and opportunities**. Waste Management. V.26, p. 1052–1062. 2006.

IGNATIOS, Miguel. Um governo auto-suficiente. Gazeta Mercantil, 11 maio 2006, p. A-3.

INTERNATIONAL COUNCIL FOR LOCAL ENVIRONMENTAL INITIATIVES (ICLEI). **Manual para aproveitamento do biogás: aterros sanitários**. v. 1. São Paulo: ICLEI - Governos Locais pela Sustentabilidade, Secretariado para América Latina e Caribe, Escritório de Projetos no Brasil, 2009. 80 p.

IPCC-WGI, 2007. Contribuição do Grupo de Trabalho I ao 4º. Relatório de Avaliação do Painel Intergovernamental sobre Mudança do Clima. Sumário para Formuladores de Políticas, Paris, fevereiro/2007. 25p.

IPEF. **Informativo sementes** IPEF – Abril/98. 1999. 2p. Disponível em: <<http://w.ipef.br/especies/germinacaoambiental.html>>. Acesso em: 12 de Setembro de 2013.

ISOLDI, L. A.; KOETZ, P. R.; FARIA, O. L. V.; ISOLDI, L.A. **Parâmetros de operação do reator UASB em um sistema combinado reator UASB - reator aeróbio**. Revista eletrônica do Mestrado e Educação Ambiental. Volume 6, julho/agosto/setembro de 2001.

JOHN, C. E. **Implantação de um Biorreator para Estudo de Resíduos Sólidos Urbanos: Problemas, Ajustes e Soluções de Laboratório**. 2004. 150 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia) Programa de Pós – Graduação em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2004.

JUNQUEIRA, F. F. **Análise do Comportamento de Resíduos Sólidos Urbanos e Sistemas Dreno-Filtrantes em Diferentes Escalas, com referência ao aterro do Jóquei Clube-DF**. de Tese de Doutorado – Universidade de Brasília. Brasília – DF, 2000.

KAYAHANIAN, M.; LINDENAUER, K.; HARDY, S.; TCHOBANOGLIOUS, G. (1991) - **The Recovery of Energy and Production of Compost from the Biodegradable Organic Fraction of MSW using the High-Solids Anaerobic Digestion/ Aerobic Biodrying Process** - A Report prepared for the Prison Industry Authority - University of California, Davis.

KHANAL, S. K.; **Anaerobic Biotechnology for Bioenergy Production: Principles and Applications**, Wiley-Blackwell, Ames, Iowa, USA, 2008.

KISPERGHER, E. M. **Digestão anaeróbia de efluentes da indústria de alimentos**. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Alimentos). 2013. 102 p. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2013.

KIM, I.S., Kim, D.H. e Hyun, S-H. **Effect of particle size and sodium ion concentration on anaerobic thermophilic food waste digestion**. Water Science and Technology, Vol. 41, nº 3, pp. 67-73, 2000

KJELDSSEN, P.; CHRISTENSEN, T.H. (1990) **Leaching tests to evaluate pollution potential of combustion residues from an iron recycling industry**. Waste Management & Research, 8, 277-292. (Also printed in Sardinia 89. 2nd International Landfill Symposium, Proceedings, 1: LXVII-1/18).

KROL, A., RUDOLPH, V., GREENFIELD, P. Project 11.1: Improved Landfill Design & Operation. Report A - Commercial Opportunities for New Technologies and Services Related to Landfills: A Basis for CRC R&D and Report B – Resource Report: Review of RDD on

MSW Landfills with Particular Relevance to the Design and Operation of Future Facilities. Department of Chemical Engineering – The University of Queensland. 168p. Maio, 1993.

LAY, J. J.; LI, Y. Y.; NOIKE, T.; ENDO, J.; ISHIMOTO, S. **Analysis of environmental factors affecting methane production from high-solids organic waste**. Japan Elsevier Science. V. 36, nº 6 – 7, p. 493 – 500. 1997.

LANZA, V. C. V. Caderno Técnico de reabilitação de áreas degradadas por resíduos sólidos urbanos. Belo Horizonte: Fundação Estadual do meio Ambiente, 2009. 28 p.

LEITE, V.D.; LOPES, W.S; BELLI FILHO, P.; PINTO, R.O.;CASTILHO JR, A.B.; SOARES, H.M.; LIBÂNIO, P.A.C. **Bioestabilização de Resíduos Sólidos Orgânicos**. In: CASSINI, S.T. (Coord.). **Digestão de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento de biogás**. Rio de Janeiro: PROSAB, 2003. p.96-119.

LEITE, V. D.; LOPES, W. S.; SOUSA, J. T.; PRASAD,S. **Tratamento anaeróbio de resíduos orgânicos com baixa concentração de sólidos**. Revista Brasileira de Engenharia Sanitária Ambiental. V. 9, n. 4, p. 280-284. 2004.

LEITE, H. E. A. S. **Estudo do comportamento de aterros de RSU em um biorreator em escala experimental na cidade de Campina Grande-PB**.220p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental), Centro de Tecnologia e Recursos Naturais. Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2008.

LEME, M. M. V. **Avaliação das Opções Tecnológicas para geração de energia através dos Resíduos Sólidos Urbanos: Estudo de Caso**. 123p Dissertação (Mestrado em Engenharia da Energia - Universidade Federal de Itajubá, 2010.

LIBÂNIO, P. A. C. **Avaliação da Eficiência e Aplicabilidade de um Sistema Integrado de Resíduos Sólidos Urbanos e de Chorume**. 2002. 175 p. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

LIMA, M. H. A. **A reciclagem dos resíduos sólidos urbanos: plásticos - metais – vidros**. Trabalho de Conclusão de Curso (Monografia). Centro Tecnológico da Zona Leste. Faculdade de Tecnologia da Zona Leste. São Paulo, 2009.

LIMA, A. K. T. **Política Nacional de Resíduos Sólidos no município de Limoeiro, Pernambuco**. 129 f. Dissertação (Mestrado Profissional em Gestão do Desenvolvimento Local Sustentável) – Faculdade de Ciências da Administração de Pernambuco. Universidade de Pernambuco, Recife, 2012. Disponível em: <http://www.files.scire.net.br/atric/upe-gdls_upl/THESIS/13/dissertao_andrea_karla_trav.pdf>. Acesso em 13 de agosto de 2013.

LIMA, L. M. Q. **Lixo: Tratamento e Biorremediação**. Hemus. 3. ed. Campinas. Brasil. 1995.

LIPOR. **Serviço Intermunicipalizado de Gestão de Resíduos do Grande Porto**. Caderno técnico. 2000.

LOPES, W.S. **Biodigestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos inoculados com rumem bovino**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal da Paraíba. 2000. 72p.

LOPES, W.S.; LEITE, V.D.; SOUZA, J.T.; PRASAD, S.; ATHAYDE JUNIOR, G.B. (2003). **Fatores intervenientes no processo de tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos**. In: 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Joinville, SC.

LUNA, M. L. D. de.; LEITE, V. D.; PRASAD, S.; LOPES, W.S.; SILVA, J.V.N.S. **Comportamento de macronutrientes em reator anaeróbio compartimento tratado resíduos sólidos orgânicos**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22º, 2003, Joinville. Rio de Janeiro: ABES, 2003.

MACIEL, F. J. **Estudo da geração, percolação e emissão de gases no aterro de resíduos sólidos urbanos da Muribeca**. 2003. 173 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

MAGALHÃES, G. H. C; ALVES, J. W. S; SANTOS FILHO, F; COSTA, R.M; KELSON, M. **Redução das incertezas sobre o Metano recuperado (R) em inventários de emissões de gases de efeito estufa por tratamento de resíduos, e sobre o parâmetro AdjustmentFactor (AF) em projetos de coleta e destruição de metano em aterros no âmbito do MDL**. São Paulo, Brasil, 2010. Disponível em <www.cetesb.sp.gov.br>. Acesso no dia 14/01/2014.

MANASSERO, M.; VANIMPE, W. F.; BOUAZZA, A. **Waste disposal and containment**. 1996. pp. 1425–1474. Proc. 2nd International Congress on Environmental Geotechnics, Osaka, Japão. Balkema, v. 3.

MARIANO, G. L.; MOURA, M. A. L. **Comportamento da temperatura do lixo em duas épocas distintas (seca e chuvosa) no lixão da cidade de Maceió - AL**. Revista Ciência e Natura, UFSM, v. 31, n. 2, p. 57 - 70, 2009.

MARQUES, R, F, P. **Impactos Ambientais da Disposição de Resíduos Sólidos Urbanos no Solo e na Água Superficial em Três Municípios de Minas Gerais**. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos em Sistema Agrícola). Universidade Federal de Lavras, Minas Gerais, 2011. Disponível em: <http://bdtd.ufla.br/tde_busca/arquivo.php?codArquivo=3607>. Acesso em: 04 de setembro de 2013.

MARQUES, J. R. **Meio Ambiente Urbano**. Rio de Janeiro/RJ: Ed. Forense Universitária. 2005.

MATTEI, G.; ECOSTEGUY, P. A. V. **Composição gravimétrica de resíduos sólidos aterrados**. Nota Técnica. Revista ABES. Vol. 12. Nº 3. 2007.

MCCARTY, P. L., PITTMANN, B. E. **Environmental Biotechnology: Principles and Applications**. McGraw-Hill – New York, 754 p. 2001.

MCDONALD, P. J.; HENDERSON, A.R.; HERON, S. J. E. **The biochemistry of silage**. 2ª Ed. Mallow Chalcombe Publications, 1991. 340 p.

MEIRA, R. C. **Estudo Biodegradativo dos Resíduos Sólidos Urbanos da Cidade de Campina Grande/PB em Escala Experimental**. 2009. 116 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental). Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais. Campina Grande, 2009.

MELO, M. C. **Influência da Matéria Orgânica nos Recalques de Resíduos Sólidos Urbanos Aterrados**. 2011. 148 p. Tese (Doutorado em Ciência e Engenharia de Materiais). Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande.

MELO, M. C. **Uma análise de recalques associada à biodegradação no aterro de resíduos sólidos da Muribeca**. 2003. 141 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

MENEZES, J. M. C. **Influência da concentração de sólidos totais e temperatura na bioestabilização anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos**. 100 p. Dissertação (Mestrado em Ciências e Tecnologia Ambiental). Centro de Ciências e Tecnologia. Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2012.

METCALF, L.; EDDY, P.H. **Wastewater engineering: treatment, disposal, reuse**. 3rd ed. Singapore: McGraw-Hill Int. 1991.

METCALF, L.; EDDY, Inc. **Wastewater Engineering – Treatment and Reuse**. 4ª edição. McGraw-Hill. 1819 p. 2003.

MILLER, G. TYLER, J. **Ciência Ambiental**. “Tradução da 11ª ed. Norte Americana”. São Paulo: Cengage Learning, 2008.

MONTEIRO, V. E. D. **Análises físicas, químicas e biológicas no estudo do comportamento do Aterro da Muribeca**. 2003. 246 p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil), Centro de Tecnologia e Geociências. Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2003.

MONTEIRO, V. E. D.; MELO, M. C.; ALCÂNTARA, P. B.; ARAÚJO, J. M.; ALVES, I. R. F. S.; JUCÁ, J. F. T. **Estudo do comportamento de RSU em uma célula experimental e suas correlações com aspectos microbiológicos, físicos e químicos**. Engenharia Sanitária e Ambiental. v.11,n.3, p. 223-230, 2006.

NEVES, V. L. V. **CONSTRUÇÃO DE BIODIGESTOR PARA PRODUÇÃO DE BIOGÁS A PARTIR DA FERMENTAÇÃO DE ESTERCO BOVINO**. Trabalho de Conclusão de Curso. Faculdade de Tecnologia de Araçatuba. Curso de Tecnologia em Biocombustíveis. Araçatuba, 2010.

NOGUEIRA, L. A. H. **Biodigestão, a alternativa energética**. São Paulo: Nobel, 1992. 93p.

OKAMOTO, M; MIYAHARA, T.; MIZUNO, O.; NOIKE, T. (2000) **“Biological Hydrogen Potential of materials characteristic of the organic fraction of municipal solid waste.”** Water Science and Technology. V. 41, n. 3, p. 25-32.

OKUMU, J; NYENJE, R. **Municipal solidwaste management underdecentralisation in Uganda.** Habitat International.

OLIVEIRA, J.F. **Guia Pedagógico do Lixo.** Secretaria do Meio Ambiente. Coordenadoria de Planejamento Ambiental Estratégico e Educação Ambiental. 2003.100 p. São Paulo: SMA. Reimpressão revista e atualizada.

OLIVEIRA, L. B., ROSA, L. P (2003). **Brazilian waste potential: energy, environmental, social and economic benefits.** Energy Policy 31: 1481–1491.

ORTEGA, M. C. MORENO, M. T. ORDOVÁS, J. *et al.* **Behaviour of different horticultural species in phytotoxicity bioassays of bark substrates.** Scientia Horticulturae, v.34, n. 8, p. 2323-2329, 1996.

PALMISANO, A.C.; BARLAZ, M.A. (1996). **Microbiology of Solid Waste.** New York: CRC Press. 224 p.

PELCZAR JR., M. J.; CHAN, E. C. S.; KRIEG, N. R. **Microbiologia; conceitos e aplicações.** 1997. ed. São Paulo: Pearson Makron Books, V. 1, 2.

PEREIRA NETO, J. T. **Quanto Vele Nosso Lixo.** IEF/UNICEF, Projeto Verde Vale. 55p. Viçosa, 1999.

PERES, C. S.; SANCHEZ, C. R.; MATUMOTO, C.; SCHMIDELL, W. **Anaerobic biodegradability of the organic components of municipal solid waste. São Paulo, Brasil. Paper preprints. VI International Symposium of Anaerobic Digestion,** p. 12-16, 1991.

PEREIRA, F. T. G.; LEITE, H. E. A.; GARCEZ, L. R.; ARAUJO, E. P.; MELO, M. C.; MONTEIRO, V. E. D. **Composição Gravimétrica dos Resíduos Sólidos Urbanos da Cidade de Campina Grande-PB.** In: SINRES - 2º Simpósio Nordeste de Resíduos Sólidos. 2010.

POHLAND, F. G.; HARPER, S. R. Critical review and summary of leachate and gasproduction from landfills. Tech Project n. E20 G01. 1985.

POULSEN, T. G. Anaerobic digestion. In Solid Waste Management. Aalborg University, Denmark. 2003.

PRAMOD, K. P.; PIUS, M. N.; MICHELLE; L. S.; ALLDREDGE, J. R.; MARVIN J. P. **Efficacies of inocula on the startup of anaerobic reactors treating dairy manure under stirred and unstirred conditions.** Biomass and Bioenergy. V.35, p. 2705-2720, 2011.

QIAN, X., KOERNER, R.M. (2002). **Gas collection and control Systems.** Geotechnical Aspect of Landfill Design and Construction, New Jersey, Prentice Hall.

QUITAUNA, (2010). **Quitauna Servicos S/C Ltda.** Disponível em: <www.quitauna.com.br>. Acesso em 02 de janeiro de 2014.

REIS, A. S. **Tratamento de resíduos sólidos orgânicos em biodigestor anaeróbio.** 2012. 79 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental). Universidade Federal de Pernambuco, Caruaru, 2012.

RIBEIRO, L. S. **Estudo da degradação dos resíduos sólidos urbanos através dos parâmetros físicos e físico- químicos em um biorreator de escala experimental.** 2012. 136 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental). Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2012.

RIUJI, L. C. **Research on anaerobic digestion of organic solid waste at household level in Dar Es Salaam, Tanzania.** Bachelorthesis. Institute of Natural Resource Sciences. Zurich University. 2009. 63f.

RODRIGUES, A. A. L. S. **Co-digestão anaeróbia de resíduos de natureza orgânica.** Tese de Doutorado. Universidade de Aveiro 2005. 164 p.

RODRIGUES, N. L. V. B. **Testes de toxicidade aguda através de bioensaios no extrato solubilizado dos resíduos Classe II A – não inertes e Classe II B – inertes.** Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Paraná. 2005.

SANTOS, G. G. D. **Análise e Perspectivas de Alternativas de Destinação dos Resíduos Sólidos Urbanos: o Caso da Incineração e da Disposição em Aterro.** 2011. 193p. Dissertação (Mestrado em Planejamento Energético) – Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2011.

SANTOS, N. S. **Geração de Energia Elétrica a partir do Biogás Produzido na Estação de tratamento de Esgotos de Madre de Deus – Bahia.** Dissertação (Mestrado Profissional em Tecnologias Aplicáveis) Faculdade de Tecnologia e Ciências de Salvador. Salvador, 2009. Disponível em: <<http://portal.ftc.br/bioenergia/dissertacoes/Disserta%C3%A7%C3%A3o%20Neila%20Santna.pdf>>. Acesso em 16 de Dez. 2013.

SAWAZAKI, H. E. TEIXEIRA, J. P. F. MORAES, R. M. **O pH e a temperatura na produção de biogás a partir de casca de arroz.** In: Bragantina. Campinas: v. 44, n. 2, p. 715-721, 1985.

SPEECE, R. E. (1996) **“Anaerobic Biotechnology for industrial wastewaters”**. Nashville, Tennessee: Vanderbilt University, 393 p.

SILVA, A. S. **Avaliação da Toxicidade dos Resíduos Sólidos Urbanos da Cidade de Campina Grande – PB.** 2012. 139 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Federal de Campina Grande, Paraíba, 2012.

SILVA, W. R. **Estudo cinético do processo de digestão anaeróbia de resíduos sólidos vegetais**. 2009. 159 p. Tese (Doutorado em Química Analítica). Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa.

SHARHOLY, M; AHMAD, K.; VAISHYA R.C.; GUPTA, R. D. **Municipal solid waste characteristics and management in Allahabad, India**. Waste Management. v. 27, n. 4, p. 490-496, 2007.

SCHUMACHER, M.M. **Landfill Methane Recovery**. Energy Technology Review, nº 84. Park Ridge: Noyes, 558p. 1983

SOUSA, R. B. A.; AIRES, K. O.; DANTAS, E. R. B.; BATISTA, P. I. B.; MONTEIRO, V. E. D. **Análise da composição de gases em uma célula experimental de resíduos sólidos urbanos e sua relação com o pH do meio**. In: IV Seminário Regional Nordeste de Resíduos Sólidos. São Cristovão: Sergipe, 2012.

SRINIVASAN, S. V.; JAYANTHI, S.; SUNDARAJAN, R. **Synergistic effect of Kichen refuse anda Domestic sewage in Biogas production**. In: NATIONALSEMINAR ON ANAEROBIC TECHNOLOGIES FOR WASTE TREATMENT, MADRAS. India, 1997 p.87-91.

STAFFORD, D.A., Hawkes, D.L., Horton, R. **Methane Production From Waste Organic Matter**. CRC Press, Inc. 285p.1980.

WELLINGER, A.; BASERGA, U.; EDELMANN, W.; EGGER, K.; SEILER, B. **Biogas – Handbuch, Grundlagen – Planung – Betrieb Landwirtschaftlicher Anlagen**. Verlag Wirz: Aarau. 1991.

WARITH, M. **Bioreactor landfills: experimental and field results** – Ryerson Polytechnic University, 350 Victoria Street, Toronto, Ontario, Canada – 2001.

WANG, W. & KETURI, P.H. **Comparative Seed Germination Tests Using TenPlant Species for Toxicity Assessment of a Metal Engraving Effluent Sample**. Wat. Air Soil Pollut. 1990.

WHO. **International Reference Center for Wastes Disposal**. Methods of analysis of sewage sludge solid wastes and compost. Switzerland, 1979.

TCHOBANOGLIOUS, G., THEISEN, H., VINIL, S. **Integrated solid waste management: engineering principles and management issues**. New York: Irwin MacGraw-Hill, 1993. 978p.

TCHOBANOGLIOUS, G., THESEN, H., VIGIL, S. A. **Composicion y Caracteristicas, Generacion, Movimento y Control de los Gases de Vertedoro**. Gestion Integral de Residuos Solidos, v. 1, capitulo 11.4, Mc Graw Hill. 1994.

TEIXEIRA, V.H. **Biogás**. Textos Acadêmicos. UFLA/FAEPE. Lavras, MG. 2003.

TICM, Spanish Ministry of Tourism, Trade and Industry, 2007. Spanish Royal Decree R.D. 661/2007, de 25 de Mayo, por el que se regula la actividad de producción de energía eléctrica régimen especial. BOE 126, 22846–22886 (in Spanish).

TÍQUIA, S. M.; N. F. Y; HODGKISS, I. J. **Effects of Composting on Phytotoxicity of Spent Pig-manure Sawdust Litter**. Hong Kong. 1996.

TORTORA, G. J.; FUNKE, B. R.; CASE, C. L. **Microbiologia**. 2000. Editora Artimed. 6° ed. Porto Alegre – RS.

TRABULSI, L. R. et al. **Microbiologia**. 2005. 4 ed. São Paulo.

URURAHY, A.F.P. **Biodegradação de resíduo oleoso proveniente de refinaria**. 1998. Tese (Doutorado em Ciências), Programa de Pós-Graduação em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos da Universidade Federal de Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

VALLE, C. E. **Qualidade Ambiental – ISO 14000**. 5° ed. São Paulo: Editora SENAC São Paulo, 2004.

VAN HAANDEL, A. C., LETTINGER, G. (1994). **Tratamento Anaeróbio de Esgoto: Um Manual para Regiões de Clima Quente**, Epgraf, Campina Grande, 240p.

VAN ELK, A. G. H. P. **Redução de emissão na disposição final** In: _____. Mecanismo de Desenvolvimento Limpo Aplicação a Resíduos Sólidos. 1. Ed. Rio de Janeiro: IBAMA, 2007.

VERSTEGEN, M. W. A.; TAMMINGA, S.GREERS, R. **The effect of gaseous pollutants on animals**. In: DEWI, I.A. et al. (eds.). *Pollution in Livestock Production Systems*. Wallingford: CAB International, 1994. p.71-79.

VT ENGENHARIA (2010). **VT Engenharia e Construções Ltda**. Disponível em: <www.vtengenharia.com.br>. Acesso em 02 de Janeiro de 2014.

ZHU, B.; CIKAS, P.; ZHANG.; LORD, J.; JENKINS, B.; LI, X. 2009. **Characteristics and biogas Production Potential of Municipal Solid Wastes Pretreated with a Rotary Drum Reactor**. *Bioresource Technology* 100, 1122–1129.